

MARCUS VINÍCIUS BRAGA RODRIGUES NUNES

MODELAGEM MATEMÁTICA E SIMULAÇÃO ESTATÍSTICA PARA
RECONSTRUÇÃO DO HISTÓRICO DA EXPOSIÇÃO RESPIRATÓRIA:

Estudo de caso de diligência pericial em empresa desativada

São Paulo

2019

MARCUS VINÍCIUS BRAGA RODRIGUES NUNES

MODELAGEM MATEMÁTICA E SIMULAÇÃO ESTATÍSTICA PARA
RECONSTRUÇÃO DO HISTÓRICO DA EXPOSIÇÃO RESPIRATÓRIA:

Estudo de caso de diligência pericial em empresa desativada

Monografia apresentada à Escola Politécnica
da Universidade de São Paulo para a
obtenção do título de Especialista em
Engenharia de Segurança do Trabalho.

São Paulo

2019

Dedico este trabalho à minha família, pais, irmãos, filho e sobrinhos, avó e tios e amigos, minha motivação e meus exemplos de vida e amor – *στοργη και φιλια* (storge e philia).

À Nádia pelos sacrifícios, pelos momentos não vividos e pelo amor mantido – *έρως και αγαπη* (eros e ágape).

AGRADECIMENTOS

Mormente à majestade infinita de Deus, no terceiro e mais profundo nível de reconhecimento conforme o Tratado de Gratidão de São Tomás de Aquino, fico obrigado perante Vós. Que Vós intercedais de forma que este estudo seja útil aos expostos porvires, bem como sirva de reparação aos subalternos que, devido a leviandade de outrem, tiveram sua saúde e vida acometidas por enfermidades.

Ao Exmo. e Revmo. Dom Abade Matthias Tolentino Braga O.S.B. do Mosteiro de São Bento de São Paulo pela hospitalidade notória de um apostolado beneditino.

À toda equipe do Programa de Educação Continuada da Escola Politécnica da USP e, notadamente, ao corpo docente pelo compartilhamento do conhecimento e da experiência.

O passado que se pode mensurar [...] sobre
essa tentativa de “salvar” o passado de sua
corrupção [...]

(Eudvanio Dias Soares)

*When you can measure what you are
speaking about, and express it in numbers,
you know something about it.*

(William Thomson, Lord Kelvin)

A conquista da verdade sobre o passado
não é nunca um benefício automático trazido
pelo decurso do tempo: é um prêmio que
cada geração tem de reconquistar [...]

(Olavo de Carvalho)

*Nothing lasts forever but the earth and sky
It slips away
And all your money won't another minute buy
Dust in the wind
All we are is dust in the wind.*

(Kansas)

RESUMO

O julgamento profissional no campo da higiene industrial possui falhas significativas e, somado a isso, há a dificuldade de produzir-se a prova pericial em relação à exposição retrospectiva em ambientes de trabalho desativados. A modelagem matemática e simulação estatística são alternativas para tornar praticável a verificação da condição de trabalho com certo grau de confiabilidade. A modelagem matemática teve como base os modelos descritos em literatura especializada e a Simulação de Monte Carlo foi a técnica estocástica adotada para refinar os dados. Ambas foram associadas tanto para determinar retrospectivamente a estimativa da concentração para reconstrução da exposição respiratória à solução aquosa de formaldeído em um laboratório de anatomia macroscópica quanto para avaliar a exposição em relação aos Limites de Exposição Ocupacional – LEO e aos parâmetros de riscos para pessoas em situações de emergência. Dividiu-se o laboratório em dois espaços virtuais – um ambiente de armazenamento e conservação dos cadáveres humanos em um recipiente contendo a solução e outro local com mesas de dissecação ao longo do ambiente. Selecionou-se o modelo *Near Field / Far Field* – NF/FF, que atende ao Padrão de Daubert, em seguida, os seus parâmetros e as distribuições de probabilidades dessas *inputs* foram definidos de acordo com a qualidade e acessibilidade dos dados, o conhecimento sobre a variável e/ou a disponibilidade na literatura. As *outputs* foram simuladas e o conjunto dos dados foi tratado estatisticamente de modo que obtivesse a determinação da sua distribuição de probabilidade para uso nos cálculos probabilísticos seguintes até a determinação das concentrações em cada espaço virtual e média ponderada pela frequência e tempo de exposição. A distribuição de probabilidade da taxa de geração do recipiente contendo solução aquosa de formaldeído foi estimada pelo modelo de Hummel para a taxa de evaporação em superfície aberta. A distribuição de probabilidade do Fator de Emissão – FE de solução aquosa de formaldeído das mesas de dissecação foi obtido a partir da continuidade da pesquisa desenvolvida por outros autores e amparado por testes de distribuição de probabilidade. Notou-se que a estimativa da exposição para o primeiro espaço virtual superou os LEO e os parâmetros de riscos em emergências em virtude da proximidade do exposto à fonte. Em contrapartida, observou-se, no segundo espaço virtual, que as fontes eram distribuídas ao longo do ambiente e a ventilação geral diluidora era adequada

para controle da exposição. Logo, a concentração final foi sensibilizada especialmente pelo primeiro espaço virtual, acarretando níveis superiores aos LEO e aos parâmetros de riscos em emergências. A revisão bibliográfica indica a necessidade de fomentar estudos relacionados ao coeficiente de difusão turbulenta em condições atípicas de um ambiente de trabalho, às estimativas da velocidade do fluxo de ar convectivo e à compilação dos FE e taxas de geração de contaminantes específicos para aplicação em higiene industrial. Mas também, constata-se, pela inexistência de material nacional sobre o assunto, a necessidade de se estabelecer uma comunidade brasileira de higienistas industriais modeladores de exposições.

Palavras-chave: Modelagem matemática. Técnica estocástica. Simulação de Monte Carlo. Reconstrução da exposição ocupacional.

ABSTRACT

The professional judgment in industrial hygiene field has meaningful flaws and in addition to this there is the difficulty in producing the expert testimony in relation to the retrospective exposure in disabled workplace. Mathematical modeling and statistical simulation are alternatives to make feasible the verification of the working condition with a certain degree of reliability. The mathematical modeling was based on the models described in specialized literature and Monte Carlo Simulation was the adopted stochastic technique to refine the datas. Both were associated for retrospective determination of the concentration estimate for reconstruction of respiratory exposure to the aqueous solution of formaldehyde in a macroscopic anatomy laboratory, as well as exposure assessment regarding to Occupational Exposure Limits – OELs and risk parameters for persons in emergency situations. The laboratory was divided into two virtual spaces – a workplace for storage and preservation for human cadavers in a tank containing the solution, and another location with dissecting tables throughout the workplace. The Near Field / Far Field – NF/FF model, which comply the Daubert Standard, was selected, then its parameters and the probability distributions of these inputs were defined according to the data quality and accessibility, knowledge about the variable, and/or availability in the literature. The outputs were simulated and data set was treated statistically so that it would get the determination of probability distribution for use in the following probabilistic calculations until the determination of the concentrations in each virtual space and weighted average by frequency and time of exposure. The probability distribution of the generation rate of the tank containing formaldehyde aqueous solution was estimated by the Hummel model for evaporation rate in open surface. The probability distribution of the Emission Factor – EF of formaldehyde aqueous solution from the desiccation tables was obtained from the continuity of the research developed by other authors and supported by probability distribution tests. It was noticed that the exposure estimation for the first virtual space exceeded OELs and risk parameters in emergencies due to the proximity of the exposed to the source. In contrast, it was observed in the second virtual space that the sources were distributed throughout the environment and general dilution ventilation was adequate for exposure control. Ergo, the final concentration was sensitized especially by the first virtual space, leading to levels higher than OELs and risk parameters in

emergencies. The literature review indicates the need to promote studies related to the turbulent diffusion coefficient in atypical conditions of a workplace, researches related to convective air velocity estimates and to the compilation of chemical EFs and generation rates application in industrial hygiene. Nevertheless, due to the inexistence of national material on the subject, the need to establish a Brazilian community of exposure modelers industrial hygienists.

Keywords: Mathematical modeling. Stochastic technique. Monte Carlo simulation. Occupational exposure reconstruction.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Hierarquia de controle de riscos ambientais	20
Figura 2 – Indicação da defasagem dos LT do Anexo 11 da NR-15 com os TLV [®] adotados pela ACGIH [®] em 2010.....	24
Figura 3 – Determinação do nível de ação em função do DPG e do coeficiente de confiança.....	27
Figura 4 – Sistema de ventilação com duto em expansão	30
Figura 5 – Sistema de ventilação com ramificação	31
Figura 6 – Fatores de segurança/distribuição K sugeridos	38
Figura 7 – Zona semiesférica de campo próxima centralizada na fonte de emissão com base sobre uma superfície sólida de raio r e taxa de vazão interzonal β	61
Figura 8 – Distribuição uniforme contínua (5; 10) gerada a partir de 100.000 iterações.....	75
Figura 9 – Distribuição uniforme discreta (5; 10) gerada a partir de 100.000 iterações	76
Figura 10 – Distribuição triangular simétrica (5; 7,5; 10) gerada a partir de 100.000 iterações.....	77
Figura 11 – Distribuição normal (7,5; 1) gerada a partir de 100.000 iterações.....	78
Figura 12 – Distribuições lognormais geradas a partir de 100.000 iterações.....	79
Figura 13 – Comparação entre os cálculos determinísticos e probabilísticos	79
Figura 14 – Distribuição de probabilidade triangular contínua (0,768; 0,851; 0,938) em mmHg da PV da solução aquosa de formol	88
Figura 15 – Distribuição de probabilidade triangular contínua (407; 978; 690) em mg.min^{-1} da G do recipiente contendo a solução aquosa de formol.....	90
Figura 16 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (1,571; 4,021) em m^2 da ASL da zona semiesférica.....	92
Figura 17 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (4,9; 2,06) em m^3/min da β da zona semiesférica	93
Figura 18 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (149,5; 2,01) em mg/m^3 da $C_{P,EE}$ do primeiro espaço virtual	94
Figura 19 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (2,982; 1,41) em mg.min^{-1} por mesa do FE	97

Figura 20 – Distribuição de probabilidade uniforme discreta (8; 12) em unidades de T	98
Figura 21 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (0,0843; 1,46) em mg/m^3 da $C_{WMB,EE}$ do segundo espaço virtual	100
Figura 22 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (10; 20) em min.vez^{-1} do tempo de exposição no primeiro espaço virtual	102
Figura 23 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (2; 4) em vezes.dia^{-1} da frequência de exposição no segundo espaço virtual	103
Figura 24 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (45; 60) em min.vez^{-1} do tempo de exposição no segundo espaço virtual	104
Figura 25 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (17,78; 2,12) em mg/m^3 da C_f	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – v_i para os principais elementos.....	48
Tabela 2 – Fatores emissão de solução aquosa de formaldeído de mesas de dissecação	51
Tabela 3 – Valores de D_T reportados a partir de vários estudos	67
Tabela 4 – Parâmetros de risco do formaldeído.....	81
Tabela 5 – Testes de normalidade e lognormalidade da distribuição do fator de emissão de formaldeído das mesas de dissecação de laboratório de anatomia.....	96
Tabela 6 – Avaliação da MG com o LEO de longa duração.....	106
Tabela 7 – Avaliação do X_{95} com os LEO de curta duração	107
Tabela 8 – Avaliação do X_{95} com os parâmetros de risco para pessoas em situações de emergência.....	108

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Estimativa da velocidade do ar em ambientes internos.....	34
Quadro 2 – Escala Beaufort	35

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Conversão de concentração de ppm para mg/m ³	29
Equação 2 – Princípio da continuidade ou princípio da conservação da matéria..	30
Equação 3 – Vazão volumétrica no duto.....	30
Equação 4 – Variação da velocidade e área e vazão constante.....	30
Equação 5 – Somatória da vazão volumétrica na junção.....	31
Equação 6 – Vazão de ar exaurido ou insuflado efetiva.....	36
Equação 7 – Fator de segurança para vazão de ar.....	36
Equação 8 – Vazão de ar de projeto.....	37
Equação 9 – Vazão de ar exaurido ou insuflado efetiva com fator de segurança.	37
Equação 10 – Massa emitida a partir do balanço de massa.....	41
Equação 11 – Modelo de geração a partir do balanço de massa.....	41
Equação 12 – Concentração de saturação do vapor para CNTP.....	42
Equação 13 – Pressão de vapor da substância química – 1ª equação.....	42
Equação 14 – Pressão de vapor da substância química – 2ª equação.....	42
Equação 15 – Pressão de vapor da substância química – 3ª equação.....	42
Equação 16 – Pressão de vapor da substância química – 4ª equação.....	42
Equação 17 – Concentração de saturação do vapor para condições diferentes da NTP.....	43
Equação 18 – Pressão de vapor parcial de acordo com a Lei de Raoult.....	44
Equação 19 – Pressão de vapor pelo coeficiente de atividade.....	44
Equação 20 – Pressão de vapor parcial de acordo com a Lei de Henry.....	45
Equação 21 – Variação da constante da Lei de Henry pela temperatura.....	45
Equação 22 – Modelo de geração de enchimento de tanques com concentração de saturação no interior.....	45
Equação 23 – Modelo da evaporação de superfícies abertas de Gray.....	47
Equação 24 – Método baseado na teoria cinética de Chapman - Enskog para estimativa do D_M no ar.....	47
Equação 25 – Método de v_i pela equação de Fuller; Ensley; Giddings para estimativa do D_M no ar.....	48

Equação 26 – Modelo da evaporação de superfícies abertas de Hummel; Braun; Fehrenbacher.....	49
Equação 27 – Modelo de evaporação de líquido em garrafa aberta.....	49
Equação 28 – Modelo de geração de solução aquosa de formol em mesas de dissecação de laboratório de anatomia.....	52
Equação 29 – Modelo de emissão exponencialmente decrescente.....	53
Equação 30 – Algoritmo de Keil-Nicas para estimativa da constante de primeira ordem a partir da PV e da razão de S e V_{OL}	54
Equação 31 – Método de Drolet-Armstrong para estimativa da constante de primeira ordem a partir do decréscimo da massa do contaminante.....	54
Equação 32 – Concentração pelo modelo de ventilação zero.....	57
Equação 33 – Concentração em função do tempo pelo modelo WMB com taxa de geração constante.....	58
Equação 34 – Concentração em estado estacionário pelo modelo WMB.....	58
Equação 35 – Concentração em função do tempo pelo modelo WMB com taxa de geração com decréscimo exponencial.....	59
Equação 36 – Tempo do pico de concentração com taxa de geração decréscimo com decréscimo exponencial.....	59
Equação 37 – Taxa de vazão interzonal entre os campos distante e próximo.....	60
Equação 38 – Área de superfície livre do campo próximo de zona semiesférica..	61
Equação 39 – Concentração em função do tempo pelo modelo de campo próximo com taxa de geração constante.....	62
Equação 40 – Constante da taxa de remoção de contaminante do campo distante.....	62
Equação 41 – Constante da taxa de remoção de contaminante do campo próximo.....	62
Equação 42 – Concentração em estado estacionário pelo modelo de campo próximo.....	63
Equação 43 – Concentração em função do tempo pelo modelo de campo distante com taxa de geração constante.....	63
Equação 44 – Concentração em estado estacionário pelo modelo de campo distante.....	64

Equação 45 – Concentração em função do tempo pelo modelo de campo próximo com taxa de geração decréscimo com decréscimo exponencial.....	65
Equação 46 – Concentração em função do tempo pelo modelo de campo distante com taxa de geração decréscimo com decréscimo exponencial.....	66
Equação 47 – Algoritmo de Drivas para estimativa do D_T	68
Equação 48 – Distância radial entre a fonte e exposto.....	68
Equação 49 – Concentração em função do tempo pelo modelo de difusão turbulenta sem advecção, com taxa de geração constante e com zona semiesférica.....	69
Equação 50 – Concentração em estado estacionário pelo modelo de difusão turbulenta sem advecção e com zona semiesférica.....	70
Equação 51 – Concentração em função do tempo pelo modelo de difusão turbulenta com advecção, com liberação pulsada de massa e com zona semiesférica.....	71
Equação 52 – Concentração em estado estacionário pelo modelo de difusão turbulenta com advecção e com zona semiesférica.....	72
Equação 53 – Concentração média ponderada pelo tempo.....	73
Equação 54 – Concentração em estado estacionário pelo modelo WMB com fator de emissão.....	97
Equação 55 – Concentração média ponderada pelo tempo e frequência de exposição.....	99
Equação 56 – Taxa de vazão requerida para controle de laboratório de dissecação de cadáveres em mesas.....	107

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABHO	Associação Brasileira de Higienistas Ocupacionais
ACGIH [®]	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists</i>
ACS	<i>American Chemical Society</i>
AIHA	<i>American Industrial Hygiene Association</i>
CAS	<i>Chemical Abstracts Service</i>
CD	Campo Distante
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
COVS	Compostos Orgânicos Voláteis Semivoláteis
CP	Campo Próximo
CP/CD	Campo Próximo / Campo Distante
CV	Coeficiente de Variação
CV _t	Coeficiente de Variação Total
DPG	Desvio Padrão Geométrico
EASC	<i>Exposure Assessment Strategies Committee</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ERPG	<i>Emergency Response Planning Guide</i>
FD	Fator de Desvio
FF	<i>Far Field</i>
FISPQ	Ficha de Informação de Segurança dos Produtos Químicos
FPR	Fator de Proteção Requerido
HSDB	<i>Hazardous Substance Data Bank</i>
HVAC	<i>Heating, Ventilation, and Air Conditioning</i>
IE	Índice de Exposição
IPVS	Imediatamente Perigoso para a Vida e a Saúde
LEO	Limite de Exposição Ocupacional
LT	Limite de Tolerância
LTS _{95%,95%}	Limite de Tolerância Superior 95%, 95%
LT-M	Limite de Tolerância Médio
LT-VM	Limite de Tolerância – Valor Máximo

LT-VT	Limite de Tolerância – Valor Teto
MSDS	<i>Material Safety Data Sheet</i>
NA	Nível de Ação
NF	<i>Near Field</i>
NF/FF	<i>Near Field / Far Field</i>
NIH	<i>National Institutes of Health</i>
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
NOOA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NR	Norma Regulamentadora
PANDORA	<i>comPilAtioN of inDOor aiR pollutAnt emissions</i>
PHR	<i>Particulate Hazard Ratio</i>
PPRA	Programa de Prevenção de Riscos Ambientais
RGI	Risco Grave e Iminente
ROT	<i>Rule-Of-Ten</i>
SMC	Simulação de Monte Carlo
SPC	<i>Storm Prediction Center</i>
TLV [®]	<i>Threshold Limit Values</i>
TLV-C	<i>Threshold Limit Values – Ceiling</i>
TLV-STEL	<i>Threshold Limit Values – Short Term Exposure Limit</i>
TLV-TWA	<i>Threshold Limit Values – Time Weight Average</i>
TOXNET	<i>Toxicology Data Network</i>
VBA	<i>Visual Basic for Applications</i>
VHR	<i>Vapor Hazard Ratio</i>
WMB	<i>Well-Mixed Box</i>
WMR	<i>Well-Mixed Room</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

α	Constante de primeira ordem
β	Taxa de vazão interzonal entre campo distante e campo próximo
γ_i^∞	Coeficiente de atividade
λ_1	Constante da taxa de remoção de contaminante do campo distante
λ_2	Constante da taxa de remoção de contaminante do campo próximo
ν	Viscosidade cinemática do ar
A	Área superficial do reservatório
A	Área da seção transversal do gargalo
A_1	Área do primeiro trecho do duto
A_2	Área do segundo trecho do duto
A_3	Área do terceiro trecho do duto
ASL	Área superficial livre
B	Coeficiente de Antoine tabelado para uma dada substância
C	Coeficiente de Antoine tabelado para uma dada substância
C_0	Concentração inicial no ar
C_{ENT}	Concentração de contaminante que entra no ambiente
$C_{D,(t)}$	Concentração do contaminante variando no tempo para o campo distante
$C_{D,EE}$	Concentração do contaminante em estado estacionário para o campo distante
C_f	Concentração média pondera pelo tempo – final
C_i	Concentração média do enésimo intervalo de tempo
c_i	Concentração molar do enésimo componente da solução aquosa
$C_{P,(t)}$	Concentração do contaminante variando no tempo para o campo próximo
$C_{P,EE}$	Concentração do contaminante em estado estacionário para o campo próximo
C_{SAT}	Concentração de saturação do vapor
$C_{WMB,(t)}$	Concentração do contaminante variando no tempo para <i>Well-Mixed Box</i>
$C_{WMB,EE}$	Concentração do contaminante em estado estacionário para <i>Well-Mixed Box</i>
C_{ZV}	Concentração média no ambiente sem ventilação

$C_{(x,y,z,t),CA}$	Concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem com advecção
$C_{(x,y,z,t),EE,CA}$	Concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem em estado estacionário e com advecção
$C_{(x,y,z,t),SA}$	Concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem sem advecção
$C_{(x,y,z,t),EE,SA}$	Concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem em estado estacionário e sem advecção
D_M	Coeficiente de difusão molecular
D_T	Coeficiente de difusão turbulenta
FE	Fator de emissão
G	Taxa de geração ou emissão
G_0	Taxa de emissão no tempo zero
$G_{(t)}$	Taxa de emissão exponencialmente decrescente
H	Pé direito do ambiente
K	Fator de segurança
k	Número dos diferentes elementos na molécula
K_{Hi}	Constante da Lei de Henry do enésimo componente da solução aquosa
k_{SED}	Fator de sedimentação
L	Comprimento da superfície do reservatório pelo qual o ar flui
L	Comprimento do caminho de difusão do gargalo
m	Fatores de distribuição
m	Total de massa liberada instantaneamente
M_0	Massa de contaminante inicial
M_0	Liberação pulsada de massa no tempo zero
M_t	Massa de contaminante remanescente no tempo
MM_A	Massa molar da substância química A
n_i	Número de átomos do enésimo elemento na molécula
P_{atm}	Pressão atmosférica
PV	Pressão de vapor
PV_A	Pressão de vapor da substância química A
PV_i	Pressão parcial de vapor do enésimo componente da mistura
PV_i^0	Pressão de vapor do enésimo componente puro

Q	Taxa de ventilação
Q_1	Vazão no primeiro trecho do duto
Q_2	Vazão no segundo trecho do duto
Q_3	Vazão no terceiro trecho do duto
Q_{ENC}	Vazão de enchimento do recipiente
Q_{REQ}	Vazão de requerida
R	Constante do gás ideal
r	Raio da zona semiesférica do volume próximo correspondente a distância entre a fonte e a zona respiratória do trabalhador
r	Distância radial entre a fonte e exposto
S	Área superficial
s	Velocidade randômica do ar na proximidade da operação
t	Temperatura, em °C
t	Intervalo de tempo
T	Temperatura, em K
T	Números de mesas de dissecação
t_i	lésimo intervalo de tempo
TRA	Taxa de renovações de ar
$t_{WMB,(pico)}$	Tempo do pico de concentração com decréscimo exponencial da taxa de geração para <i>Well-Mixed Box</i>
U	Velocidade média do ar ao longo dos eixos no espaço cartesiano
U	Velocidade do fluxo de ar convectivo da esquerda para a direita ao longo do eixo x do espaço cartesiano
U_{ENT}	Velocidade do ar na entrada do sistema de insuflação
V	Velocidade do ar
V_1	Velocidade do ar no primeiro trecho do duto
V_2	Velocidade do ar no segundo trecho do duto
V_3	Velocidade do ar no terceiro trecho do duto
V_D	Volume do campo distante
v_i	volumes de difusão atômico
V_{OL}	Volume da efusão
V_{OL}	Volume de ar ocluído do ambiente sem ventilação
V_P	Volume do campo próximo

V_U	Velocidade horizontal
V_V	Velocidade lateral
V_W	Velocidade vertical
X_{95}	Percentil 95
X_i	Fração molar do i -ésimo componente da mistura
x	Coordenada no eixo x do espaço cartesiano
y	Coordenada no eixo y do espaço cartesiano
z	Coordenada no eixo z do espaço cartesiano

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	OBJETIVO	19
1.2	JUSTIFICATIVA	19
2	REVISÃO DA LITERATURA	20
2.1	LIMITES DE EXPOSIÇÃO OCUPACIONAL	21
2.1.1	<i>Threshold Limit Values – TLV®</i>	22
2.1.1.1	<i>Threshold Limit Values – Time Weight Average – TLV-TWA</i>	22
2.1.1.2	<i>Threshold Limit Values – Short Term Exposure Limit – TLV-STEL</i>	22
2.1.1.3	<i>Threshold Limit Values – Ceiling – TLV-C</i>	23
2.1.2	Limite de Tolerância – LT	23
2.1.2.1	Limite de Tolerância Médio – LT-M	24
2.1.2.2	Limite de Tolerância – Valor Máximo – LT-VM	25
2.1.2.3	Limite de Tolerância – Valor Teto – LT-VT	25
2.2	NÍVEL DE AÇÃO – NA	26
2.3	PARÂMETROS DE RISCO PARA PESSOAS EM SITUAÇÕES DE EMERGÊNCIA	27
2.3.1	Imediatamente Perigosa para a Vida e a Saúde – IPVS	27
2.3.2	<i>Emergency Response Planning Guide – ERPG</i>	28
2.4	ÍNDICE DE EXPOSIÇÃO – IE	29
2.5	CONVERSÃO DE UNIDADES DE CONCENTRAÇÃO	29
2.6	CONSERVAÇÃO DA MASSA	29
2.7	PARÂMETROS DO SISTEMA DE AR INTERIOR	31
2.7.1	Volume do ambiente	32
2.7.2	Configuração da ventilação	32
2.7.3	Vazão e velocidade do ar	32
2.7.4	Características de distribuição	35
2.7.5	Fontes de contaminação	39
2.7.6	Modelos da taxa de geração de poluentes	40
2.7.6.1	Taxa de geração a partir do balanço de massa com emissão constante	40
2.7.6.2	Taxa de emissão no enchimento de recipientes contendo líquidos com emissão constante	41

2.7.6.3	Taxa de evaporação de superfícies abertas com emissão constante.....	46
2.7.6.4	Taxa de evaporação de líquido em garrafas com emissão constante	49
2.7.6.5	Fatores de emissão.....	50
2.7.6.6	Outros modelos de taxa de geração	52
2.7.6.7	Variação das taxas de geração.....	53
2.8	MODELOS ESPECÍFICOS	54
2.8.1	Modelo Ventilação Zero [Zero Ventilation]	56
2.8.2	Modelo Bem Distribuído no Ambiente – 1 Zona [Well-mixed Room/Box – One-Box]	57
2.8.2.1	Taxa de geração constante.....	57
2.8.2.2	Taxa de geração com decréscimo exponencial	58
2.8.3	Modelo do Campo Próximo / Campo Distante – 2 Zonas [Near Field / Far Field – NF/FF – Two-Box]	60
2.8.3.1	Taxa de geração constante.....	61
2.8.3.2	Taxa de geração com decréscimo exponencial e com zona semiesférica..	64
2.8.4	Modelo por Difusão Turbulenta [Turbulent eddy diffusion]	66
2.8.4.1	Difusão turbulenta sem advecção, com taxa de geração constante e com zona semiesférica	69
2.8.4.2	Difusão turbulenta com advecção, com liberação pulsada de massa e com zona semiesférica	70
2.8.4.3	Difusão turbulenta com advecção, com taxa de geração constante de massa e com zona semiesférica em estado estacionário	71
2.9	CONCENTRAÇÕES NO AR E EXPOSIÇÃO DO TRABALHADOR	72
2.10	TÉCNICA DE MODELAGEM ESTOCÁSTICA	73
2.11	FORMALDEÍDO	80
2.11.1	Propriedades físico-químicas	80
2.11.2	Dados toxicológicos	80
2.11.3	Propriedade de alerta, limites de exposição ocupacional e parâmetros de risco para pessoas em emergência	81
3	MATERIAIS E MÉTODOS	82
3.1	PLANILHAS ELETRÔNICAS E SOFTWARES	82
3.2	AMBIENTE DE TRABALHO	83
3.3	ATIVIDADES DESENVOLVIDAS PELO RECLAMANTE	84
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	86

4.1 DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DA CONCENTRAÇÃO DO PRIMEIRO ESPAÇO VIRTUAL	86
4.1.1 Taxa de evaporação – G	87
4.1.1.1 Distribuição de probabilidade da PV da solução aquosa de formol	87
4.1.1.2 Constante de primeira ordem – α	89
4.1.1.3 Distribuição de probabilidade da taxa de evaporação – G	89
4.1.2 Taxa de vazão – Q	90
4.1.3 Taxa de vazão interzonal – β	91
4.1.4 Concentração do campo próximo em estado estacionário – $C_{P,EE}$	93
4.2 DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DA CONCENTRAÇÃO DO SEGUNDO ESPAÇO VIRTUAL	95
4.2.1 Taxa de evaporação – G	95
4.2.2 Taxa de vazão – Q	99
4.2.3 Concentração do contaminante em estado estacionário para ambiente bem distribuído – $C_{WMB,EE}$	99
4.3 DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DA CONCENTRAÇÃO FINAL	101
4.4 AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DAS CONCENTRAÇÕES	106
5 CONCLUSÕES	110
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
REFERÊNCIAS	112

1 INTRODUÇÃO

A higiene ocupacional ou higiene industrial é a ciência e arte dedicada à antecipação, reconhecimento, avaliação, prevenção e controle de riscos ambientais existentes ou que venham a existir nos ambientes de trabalho e que podem causar doenças ocupacionais, prejuízo a saúde, ao bem-estar ou desconforto significativo entre os trabalhadores ou entre os cidadãos de uma comunidade (PERKINS, 2008 a; JAQUES, 2014; ACGIH, 2019; AIHA, 2019).

Os trabalhadores expostos a um ambiente insalubre poderão desenvolver uma doença ocupacional, que poderá incapacitá-los, até a tomada do diagnóstico, do tratamento e da cura, retornando ao ambiente de trabalho que iniciará processo de adoecimento. Este círculo vicioso trata a consequência e não a causa básica, desse modo lesa o trabalhador, que ficará doente ou incapacitado; a empresa contratante, que será desfalcada com o aumento dos índices de absenteísmo; e a sociedade, que deverá arcar com os custos do afastamento e tratamento do trabalhador, por meio dos sistemas públicos de saúde e previdenciário (GOELZER, 1998; BREVIGLIERO; POSSEBON; SPINELLI, 2011).

Diante do apresentado, os trabalhadores têm garantia de tutela através da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, especificadamente no Título VIII, capítulo II, seção II, art. 196, de maneira que a “saúde é direito de todos e dever do Estado”. No Título II, capítulo II, art. sétimo, inciso XXII, determina a instituição de normas de higiene na redução dos riscos inerentes ao trabalho. Em consonância, o artigo anterior, sexto, garante como direito social a saúde, o trabalho a segurança, bem como a previdência social. Em desdobramento à Carta Magna, os arts. 154 a 201 da Consolidação das Leis do Trabalho e as Portarias 3.214/78 e 3.067/88, que versam as normas regulamentares relativas à segurança e medicina do trabalho, determinam que o cumprimento das mesmas seja imposto ao empregador, sendo incumbido ao Poder Público exigir e fiscalizar o cumprimento das normas, de forma a assegurar a efetividade do direito (BRASIL 1988; TEIXEIRA, 2003).

A relação entre a saúde e o labor possuem aspectos éticos a serem observados, e.g., a prioridade do valor da vida e da saúde é imprescindível à recompensa monetária pela sua perda e a atividade econômica não pode desenvolver-se contrária à utilidade social ou de modo a criar danos e prejuízos para a segurança, para a liberdade e para a dignidade humana (ITÁLIA, 1947, art. 41; BERLINGUER, 1993).

A teoria moral da Lei Natural tem origem na filosofia grega clássica, é associada à teologia católica e à cultura ocidental e é a base da ética deontológica. Nesse conceito, a vida humana é incomensurável. Essa teoria implica em dilemas éticos pelos higienistas industriais, especialmente, em análises de custo-benefício em que a vida é precificada para embasar as tomadas de decisões, de forma que contraria o conceito da Lei Natural (WACHTER, 2014 a; WACHTER, 2014 b).

Wachter (2014 a) afirma que a Lei Natural pode ser a base da profissão do higienista, de tal maneira que a vocação para proteção e promoção da saúde e da vida do trabalhador é inestimável, essencial para a profissão e jamais deve livrar-se do compromisso. Essa teoria também é responsável pela ética deontológica.

Nesse contexto, há um dilema ético longínquo dos higienistas brasileiros em relação ao pagamento do adicional de insalubridade presente na NR 15 (Atividades e operações insalubres) e o controle dos riscos ambientais. Advém que a melhoria das condições de trabalho é negociada com fins de mercar a saúde dos trabalhadores, com pretensão de manter este estado paliativo permanentemente, transgredindo o princípio da Lei Natural (ABHO, 2010; LIMA, 2010).

A ABHO manifestou-se, por meio de uma moção, a favor das discussões relacionadas aos adicionais de insalubridade, com vistas a cessar a prática de compra da saúde dos trabalhadores, enquanto da incapacidade de eliminação dos riscos ambientais nos ambientes de trabalho (LIMA, 2010).

Tratando-se de uma perícia, é evidente que o mérito da ética toma outros caminhos, dado que a exposição já ocorreu e, portanto, o perito está em busca das verdades dos fatos para que conclua seu parecer de forma tanto justa quanto possível.

Ademais, a perícia para análise da condição insalubre em alguns casos pode ocorrer em locais de trabalho desativados, dificultando assim a prova da verdade dos fatos. O expert designado pelo juiz poderá utilizar de outros meios para obtenção de provas técnicas, desde que moralmente legítimas (BRASIL, 2003).

O julgamento profissional, em particular na higiene industrial, tem sido praticado de maneira indefinido, qualitativo, reativo e reflexivo. Esse julgamento qualitativo possui sérias falhas, incluindo: é difícil ou impossível de ser explicado objetivamente; não é embasado por fatos quantificados explícitos que evidenciem relação de causa e efeito; não é passível de transferência para os novatos e de difícil aprendizado; e é insuficiente para fornecer provas convincentes em litígios (JAYJOCK *et al.*, 2009).

Portanto, a modelagem matemática e simulação estatística são alternativas para tornar praticável a verificação da condição de trabalho com certo grau de confiabilidade, em situações em que as medições não podem ser coletadas em virtude de o higienista não estar presente, tais como quando aquelas exposições são retrospectivas ou prospectivas, bem como suplementar o julgamento *a priori* em Análise de Decisão Bayesiana (HEWETT *et al.*, 2006; VIET *et al.*, 2008; JAYJOCK *et al.*, 2009; JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009).

1.1 OBJETIVO

Este estudo de pesquisa tem como escopo, reconstruir o histórico da exposição de um reclamante em um laboratório inoperante da instituição de ensino por meio da modelagem matemática da exposição respiratória e simulação estatística para refinação dos dados, bem como a avaliação da exposição em relação aos limites de exposição ocupacional e os parâmetros de riscos para pessoas em situações de emergência existentes a luz do conhecimento científico atual.

1.2 JUSTIFICATIVA

Devido ao escasso material nacional sobre modelagem matemática e simulação estatística aplicados à higiene ocupacional, nota-se a importância em desenvolver estudos nesse sentido.

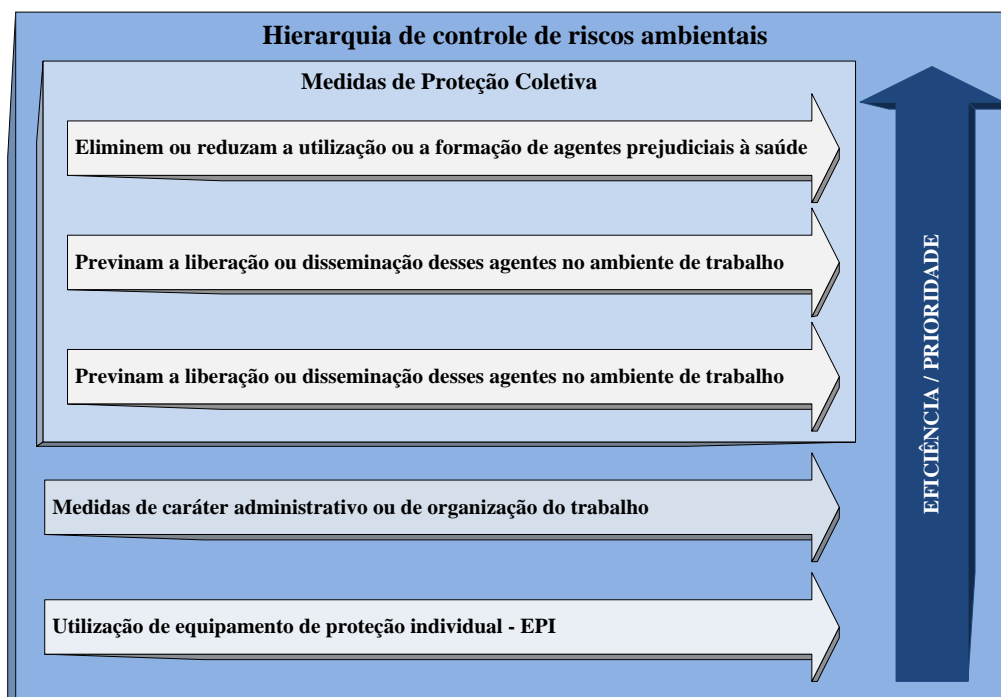
Em face da ausência de alternativas confiáveis para produção de provas técnicas e para antecipação dos controles da exposição, a modelagem matemática e simulação estatística são técnicas e métodos para viabilizar o trabalho pericial de reconhecimento e avaliação do risco em empresas desativadas de forma retrospectiva para reconstrução da exposição ocupacional ou a antecipação e controle proativo em processos industriais a serem implantados para previsão das exposições de modo prospectivo.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Embora este estudo seja aplicado para exposição já sucedida, é notório que a modelagem matemática associada a simulação estatística das exposições potenciais possui capacidade relevante de serem aplicadas em fase de antecipação. Consequentemente, melhorará a tomada de decisão da gestão das exposições prospectivas, a partir do ponto de vista que estas avaliações das exposições tomam aspectos proativos (VIET *et al.*, 2008; JAYJOCK *et al.*, 2009).

Neste sentido, a Norma Regulamentadora – NR 09 – Programa de Prevenção de Riscos Ambientais – PPRA, alterada pela Portaria SSST n.º 25, de 29 de dezembro de 1994, exige o cumprimento da hierarquia de medidas de controle apresentada na Figura 1 (BRASIL, 1994).

Figura 1 – Hierarquia de controle de riscos ambientais



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

O uso dos laudos elaborados na época por engenheiro de segurança ou médico do trabalho contratado pela reclamada e favoráveis à contratante possui conflito de interesse e, portanto, caracteriza-se por prova documental legitimamente imoral (SALIBA, 2016 a).

Os pareceres técnicos e documentos elucidativos apresentados pelas partes ao ponto de ser suficiente para convencimento do juízo, a perícia pode ser dispensada de acordo com o art. 472 do CPC (SALIBA, 2016 b). Por exemplo, a apresentação de provas por uma das partes favoráveis à contraparte, tornando-se uma confissão, conforme o art. 389 do CPC. Em outras palavras, a parte admite a verdade de um fato contrário ao seu interesse e favorável ao adversário (SALIBA, 2016 a).

O inciso III, § 1º, art. 464, do CPC dispõe que a perícia também poderá ser dispensada quando a verificação for impraticável (SALIBA, 2016 b).

Os parâmetros que constituem a modelagem matemática das exposições respiratórias aos contaminantes atmosféricos são vários e mais de uma dezena de modelos estão disponíveis para serem selecionados em função da acessibilidade dos dados e do grau de sofisticação e de confiabilidade adotado pelo modelador (NICAS, 2008; KEIL, 2009 a; KEIL 2009 b; NICAS, 2011).

Desse modo, estes parâmetros e modelos serão relacionados, definidos e suas variantes serão explicitadas. Como dito por Sócrates: “A sabedoria começa com a definição de termos”.

2.1 LIMITES DE EXPOSIÇÃO OCUPACIONAL

Os LEO por sua vez é considerado como a concentração ou intensidade máxima ou mínima, relacionada com a natureza e o tempo de exposição ao agente, em que se acredita que, no atual estado da arte, para a maioria dos trabalhadores possa estar repetidamente exposta, dia após dia, durante e após a sua vida laboral, sem sofrer efeitos adversos à saúde (BRASIL, 1978; ACGIH, 2019).

2.1.1 *Threshold Limit Values – TLV[®]*

Os TLV[®] são publicados pela a ACGIH[®] anualmente após a revisão do livreto, fundamentados nas recentes pesquisas e levam em conta a jornada de trabalho semanal de quarenta horas e jornada de trabalho diário de oito horas (SOTO *et al.*, 2010).

2.1.1.1 *Threshold Limit Values – Time Weight Average – TLV-TWA*

O *Threshold Limit Values – Time Weight Average – TLV-TWA* corresponde ao limite de exposição médio ponderado pelo tempo. Este LEO permite certa digressão, revisada em 2016 como *Peak Exposure*, tomada de flutuações da concentração por meio de um modelo análogo ao *Threshold Limit Values – Short Term Exposure Limit – TLV-STEEL*. A adoção de limites para as flutuações da concentração, partindo-se que a média ponderada da concentração não poderá ultrapassar o TLV-TWA, que admitirá concentrações ambientais acima de três vezes o TLV-TWA para não mais do que quatro ocasiões na jornada diária de trabalho de até quinze minutos e espaçados de no mínimo uma hora, e em momento algum poderá ultrapassar cinco vezes o TLV-TWA (ACGIH, 2016; ACGIH 2018).

2.1.1.2 *Threshold Limit Values – Short Term Exposure Limit – TLV-STEEL*

O TLV-STEEL compreende no limite de exposição médio ponderado para quinze minutos, intercalados com intervalos de no mínimo uma hora e devem ocorrer no máximo quatro vezes ao dia. Geralmente complementa o TLV-TWA, quando os efeitos agudos são conhecidos, para aquelas substâncias em que os efeitos tóxicos primários são de natureza crônica, todavia pode ser um referencial isolado e

independente. Este limite evita que os trabalhadores venham a sofrer irritação, lesão tissular crônica ou irreversível, efeitos tóxicos dose-dependentes ou narcose em grau suficiente para aumentar a predisposição a acidentes, impedir o próprio salvamento ou reduzir significativamente a eficiência no trabalho (ACGIH, 2019).

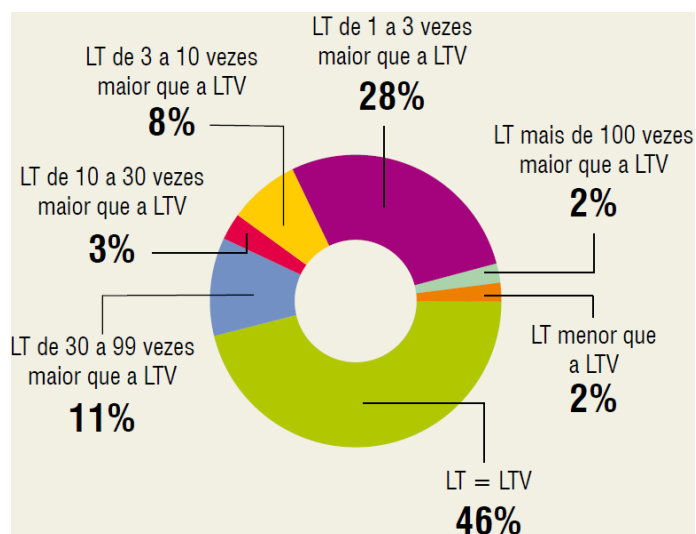
2.1.1.3 *Threshold Limit Values – Ceiling – TLV-C*

O *Threshold Limit Values – Ceiling – TLV-C* corresponde a concentração em que que não deve ser excedida em momento algum da exposição no trabalho, sendo coletada a amostra no mínimo tempo possível quanto factível. Este limite é dotado para substâncias com ação rápida, portanto são controladas mais adequadamente (ACGIH, 2019).

2.1.2 Limite de Tolerância – LT

Os limites de exposição nacionais, conhecidos como Limite de Tolerância – LT, foram baseados nas publicações da *American Conference of Governmental Industrial Hygienists – ACGIH®* do ano de 1977, portanto defasados por mais de três décadas e com mais da metade dos TLV menores que os LT, conforme mostra a Figura 2, e estão disponíveis na NR 15 e seus anexos, que trata sobre as atividades e operações insalubres (BRASIL, 1978; SOTO *et al.*, 2010).

Figura 2 – Indicação da defasagem dos LT do Anexo 11 da NR-15 com os TLV[®] adotados pela ACGIH[®] em 2010



Fonte: Soto et al. (2010)

Além disto, o Anexo 13 da NR 15 dispõe sobre a avaliação qualitativa da condição insalubre com base em uma relação das atividades e operações envolvendo agentes químicos, cuja a constatação da insalubridade é definida a partir da inspeção nos locais de trabalho. No entanto, a limitada inspeção nos locais de trabalho deste anexo está sem efeito legal, visto que o inciso c, do item 9.3.5.1, da NR 9, especifica que na ausência de LT na NR 15, deve-se adotar os Limites de Exposição Ocupacional – LEO adotados pela ACGIH[®] (COLACIOPPO, 2010).

2.1.2.1 Limite de Tolerância Médio – LT-M

De acordo com Brasil (1978) em seus Anexos 11 e 12, o Limite de Tolerância Médio – LT-M deve ser comparado, respectivamente, com concentração média aritmética de no mínimo 10 medições espaçadas de pelos menos 20 minutos e com concentração média ponderada pelo tempo.

O LT-M é correspondente ao TLV-TWA, excetuando as especificações do Pico de Exposição incluso neste último.

2.1.2.2 Limite de Tolerância – Valor Máximo – LT-VM

O Limite de Tolerância – Valor Máximo – LT-VM é análogo à digressão ou ao conceito do Pico de Exposição para o LT-M, porém é determinado a partir de um Fator de Desvio – FD estabelecido por faixas do LT presentes no Anexo 11 da NR. Se este for ultrapassado, é considerado condição de Risco Grave e Iminente – RGI com possibilidade de embargo da obra ou interdição do empreendimento, área ou máquina (BRASIL, 1978).

2.1.2.3 Limite de Tolerância – Valor Teto – LT-VT

O Limite de Tolerância – Valor Teto – LT-VT, presente no Anexo 11 da NR 15, equivale-se ao TLV-C. Em outras palavras, nenhuma exposição que supere o valor limite é permitida em nenhum momento (BRASIL, 1978).

Rekus (1994) cita que os LEO não podem ser utilizados como um índice relativo de toxicidade, devido às diferentes bases toxicológicas utilizadas para definir o valor limite. Nesse sentido, pode-se exemplificar comparando o TLV-TWA da Borracha Natural, Látex [CAS – *Chemical Abstracts Service* 9006-04-6] e do Diuron [CAS 330-54-1], respectivamente, 0,0001 mg/m³ e 10 mg/m³.

Desse modo, não se pode afirmar que a Borracha Natural, Látex seja cinco ordens de magnitude mais tóxico que o Diuron. A razão para isto é que o TLV-TWA para a Borracha Natural, Látex foi determinado para evitar sensibilização respiratória e para o Diuron foi estabelecido para não ocorrer irritação do trato respiratório superior (ACGIH, 2019).

O CAS é um departamento da *American Chemical Society* – ACS, que se encarrega de registrar as substâncias químicas (POSSEBON, 2012).

2.2 NÍVEL DE AÇÃO – NA

Segundo Fantazzini; Oshiro (2007), o Nível de Ação – NA é uma métrica utilizada para minimizar que a probabilidade da porcentagem da exposição diária supere o limite de exposição ocupacional.

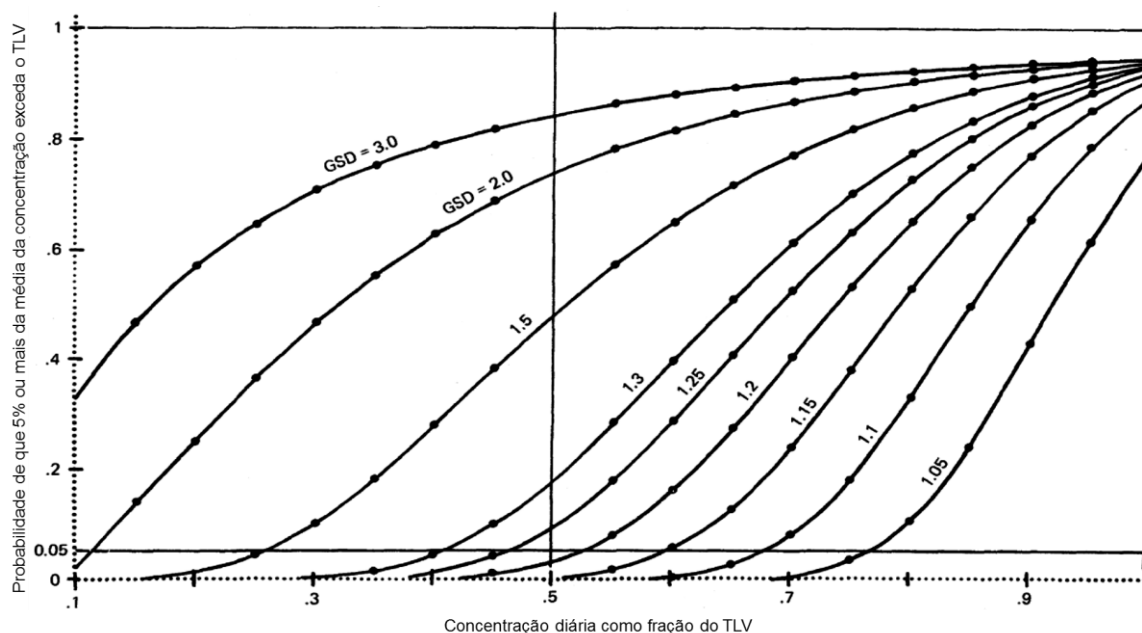
As exposições que superam esta métrica devem ter ações preventivas de controle sistemático que incluem a informação aos trabalhadores, o monitoramento periódico da exposição e o controle médico (BRASIL, 1994).

Vários fatores foram assumidos para simplificar a inferência correspondente a metade (50%) do LEO para o nível de ação. Esses fatores foram o Coeficiente de Variação Total – CV_t da amostragem e da análise de no máximo 10%, Desvio Padrão Geométrico – DPG da exposição inferior a 1,22 e medição representativa de um dia típico do exposto de maior risco de um grupo homogêneo de exposição (LEIDEL; BUSCH; LYNCH, 1977; FANTAZZINI; OSHIRO, 2007).

Ainda, acrescenta-se o seguinte entendimento:

A figura [a seguir] mostra a probabilidade de que pelo menos 5% das exposições médias diárias verdadeiras excederão o LT dado o fato de que a medição de um dia ficou acima do NA. O inverso também será válido, o que daria para esse trabalhador (ou para todo o grupo de exposição similar, se o trabalhador é o julgado “mais exposto” do grupo) uma relativa tranquilidade, baseada nas demais premissas do teste. O nível de 5% está no eixo vertical (0.05) e o NA de 50% está no eixo horizontal (.5). As linhas curvas no gráfico são de valores de DPG. O valor de DPG que leva o eixo horizontal [.5] para o valor de 5% no eixo vertical [0.05] é de aproximadamente 1,22 (essa linha não está traçada, fazemos uma interpolação visual, mas os cálculos são exatos) (FANTAZZINI, 2019, p. 96).

Figura 3 – Determinação do nível de ação em função do DPG e do coeficiente de confiança



Fonte: Adaptado de Leidel; Busch; Crouse (1975); Macedo (2006)

Leidel; Busch; Lynch (1977) ratificam que no cotidiano é provável que poucos DPG sejam inferiores a 1,22. Perkins (2008 e) acrescenta que DPG menores que 1,44 aproximam-se de um ajuste de distribuição normal.

2.3 PARÂMETROS DE RISCO PARA PESSOAS EM SITUAÇÕES DE EMERGÊNCIA

2.3.1 Imediatamente Perigosa para a Vida e a Saúde – IPVS

Os valores de uma atmosfera Imediatamente Perigosa para a Vida e a Saúde – IPVS são baseados em uma exposição de 30 minutos e publicados pelo *National Institute for Occupational Safety and Health* – NIOSH. Esse parâmetro é definido para proteção em ocasiões que as exposições aos contaminantes ambientais possuem potencial de causar a morte, ou efeitos tardios permanentes de danos à saúde, ou ainda que impeça, pelos seus efeitos, o escape e/ou autorresgate de tal atmosfera (FANTAZZINI, 2015 a).

A concentração IPVS é o máximo valor acima do qual os equipamentos de proteção respiratória permitidos são máscara autônoma de demanda com pressão positiva e com coberturas das vias respiratórias tipo facial inteira ou respirador de linha de ar comprimido de demanda com pressão positiva, com coberturas das vias respiratórias tipo facial inteira e com cilindro auxiliar para fuga (TORLONI, 2016).

2.3.2 *Emergency Response Planning Guide – ERPG*

Os valores de *Emergency Response Planning Guide – ERPG* são definidos para planejamento de resposta a emergências, baseados tipicamente para exposição única de 1 hora e publicados pela *American Industrial Hygiene Association – AIHA*. Esse parâmetro é utilizado para proteção de trabalhadores que darão resposta a emergências (FANTAZZINI, 2015 b).

Segundo a AIHA (2018) o ERPG é subdividido em três níveis:

- O ERPG–1 representa a concentração máxima abaixo da qual quase todos os indivíduos poderiam estar expostos por até 1 hora sem que experimentem mais do que transtorno leve e transiente à saúde ou sem que percebem um odor desagradável claramente definido.
- O ERPG–2 é a concentração máxima abaixo da qual quase todos os indivíduos poderiam estar expostos por até 1 hora sem que experimentem ou desenvolvam efeitos à saúde irreversíveis ou sérios, ou sintomas que podem prejudicar a capacidade de um indivíduo de tomar medidas de proteção.
- O ERPG–3 é a concentração máxima abaixo da qual quase todos os indivíduos poderiam estar expostos por até 1 hora sem que experimentem ou desenvolvam efeitos à saúde que poderiam ameaçar sua vida.

2.4 ÍNDICE DE EXPOSIÇÃO – IE

O Índice de Exposição – IE corresponde o quociente entre o nível de intensidade ou concentração do fator de risco e o LEO. Idêntico ao Fator de Proteção Requerido – FPR, termo utilizado no meio científico da proteção respiratória (BREVIGLIERO; POSSEBON; SPINELLI, 2011; TORLONI, 2016).

2.5 CONVERSÃO DE UNIDADES DE CONCENTRAÇÃO

De acordo com OHSUB (2010), a conversão de unidades de concentração de mg/m^3 para ppm, e vice-versa, são regidas pelo volume molar do ar, igual a 24,45 L/mol sob Condições Normais de Temperatura e Pressão – CNTP, e da Massa Molar – MM pela seguinte equação:

$$C_{\text{mg}/\text{m}^3} = \frac{C_{\text{ppm}} \cdot MM}{24,45} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde: C_{mg/m^3} = concentração, em mg/m^3 ;
 C_{ppm} = concentração, em ppm; e
 MM = massa molar, em g/mol.

Por rearranjo algébrico é possível converter a concentração de ppm para mg/m^3 .

2.6 CONSERVAÇÃO DA MASSA

O princípio da continuidade, também conhecido por princípio da conservação da matéria, é representado matematicamente como (BURGESS; ELLENBECKER; TREITMAN, 2004 a):

$$\rho \cdot V \cdot A = M = \text{cte} \quad (\text{Eq. 2})$$

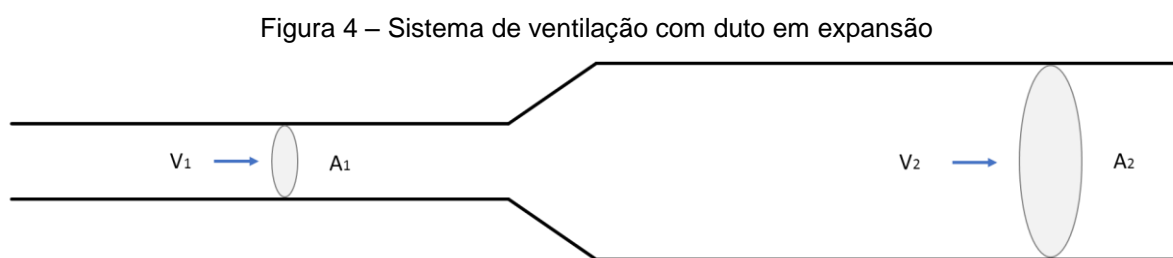
Onde: ρ = densidade do fluido;
 V = velocidade média do fluido na seção transversal;
 A = área da seção transversal; e
 M = vazão mássica.

A equação anterior pode ser rearranjada como:

$$\frac{\rho}{M} = V \cdot A = Q = \text{cte} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde: Q = vazão volumétrica, tratada a partir deste ponto apenas como vazão.

A figura 4 representa o fluxo de ar incompressível em uma primeira condição com velocidade – V_1 no duto com área – A_1 e logo após a expansão do duto, a área – A_2 e velocidade – V_2 .

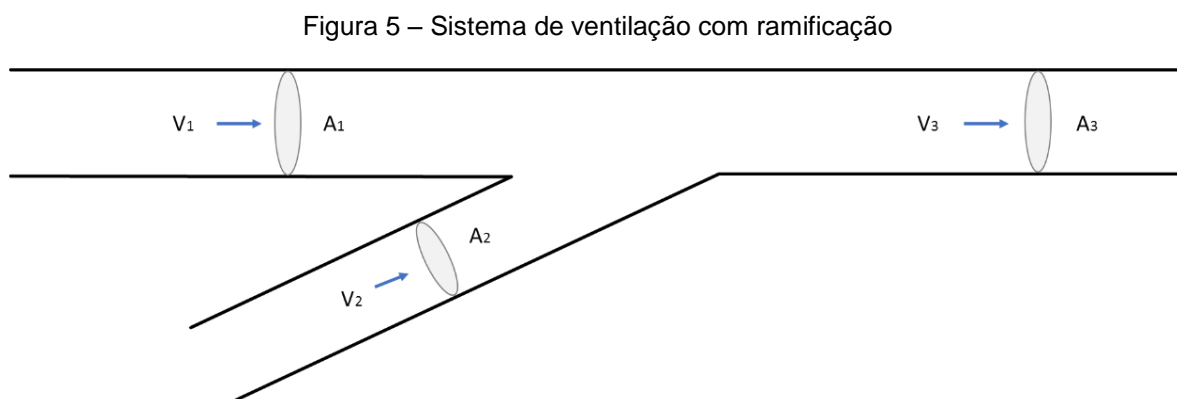


Fonte: Nunes (2016)

A partir da equação e da figura antecedente, pode-se inferir que a área possui uma proporcionalidade inversa à velocidade, com a expansão do duto a área aumentou e a velocidade reduziu:

$$V_1 \cdot A_1 = V_2 \cdot A_2 = Q_1 = Q_2 \quad (\text{Eq. 4})$$

Os sistemas de ventilação com ramificação, representado pela figura 5, resultará com vazão do duto principal após a ramificação na somatória das vazões das ramificações.



Fonte: Nunes (2016)

Portanto a equação é transcrita como:

$$(V_1 \cdot A_1 + V_2 \cdot A_2) = V_3 \cdot A_3 = (Q_1 + Q_2) = Q_3 \quad (\text{Eq. 5})$$

A massa de ar é conservada enquanto é deslocada ao longo de um ambiente. Para a pressão e a temperatura mantidas relativamente constantes, pode-se assumir que a taxa de vazão é conservada (KEIL, 2009 a).

2.7 PARÂMETROS DO SISTEMA DE AR INTERIOR

Os modelos matemáticos das exposições respiratórias utilizam os seguintes parâmetros do sistema de ar interior: volume do ambiente, configuração da ventilação, vazão de ar, características de distribuição, tipos de fontes de emissão de contaminante, concentrações atmosféricas e exposição do trabalhador (KEIL, 2009 a).

2.7.1 Volume do ambiente

O volume do ambiente é determinado geometricamente com base na altura, comprimento e largura das instalações. Pode-se ainda determinar dois ou mais espaços virtuais em eventos sem o fator de distribuição significativo, v.g., em ambientes em forma de “L” (KEIL, 2009 a).

O volume de ar ocluído, obtido pela subtração do volume de ar total do ambiente menos o volume ocupado pelos objetos, pode ser de difícil obtenção. Embora em alguns casos significativos podem ser estimados, na maioria dos casos são ignorados por representar uma baixa porcentagem do volume total de ar do ambiente (NICAS, 2008; KEIL, 2009 a).

2.7.2 Configuração da ventilação

A posição relativa das entradas e saídas de ar pode alterar o transporte de contaminante atmosférico e, conseqüentemente, o fator de distribuição. Portanto, também é um parâmetro que pode acarretar a divisão em dois ou mais espaços virtuais (KEIL, 2009 a).

2.7.3 Vazão e velocidade do ar

O ar deixa o ambiente por três mecanismos gerais: sistema de ar-condicionado e o ar recirculado por esse sistema, sistema de ventilação local exaustor com remoção do contaminante próximo à fonte e por sistema de ventilação geral por insuflação que dilui o contaminante disperso no ar e mantém o ambiente sob pressão positiva, forçando a saída do ar por aberturas intencionais – portas, janelas e lanternins – e não intencionais – exfiltração por frestas (COSTA, 2005; KEIL, 2009 a; ACGIH, 2010 b; CAPORALI FILHO, 2015).

Os métodos para determinar a taxa de ventilação do ambiente Q_{room} são a consulta das especificações de projeto de sistemas de ventilação; a medição da velocidade de face e cálculo da área da seção transversal de todos os pontos de entrada e saída do ambiente; a técnica baseada em gás traçador; o cálculo da ventilação natural devido aos ventos e ao efeito térmico e a combinação dos métodos (KEIL, 2009 a; USP 2017).

A taxa de evaporação de um contaminante em uma superfície de um recipiente contendo líquido, a taxa de transporte em um ambiente e a vazão interzonal, vista nas próximas páginas, são dependentes da velocidade do ar. Este parâmetro pode sofrer alterações bruscas no tempo, devendo ser cuidadosamente determinada. A modelagem fluidodinâmica computacional divide a velocidade do ar três componentes: Velocidade Horizontal – V_U , Velocidade Lateral – V_V e Velocidade Vertical – V_W (KEIL, 2009 a; JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009; ANTHONY, 2009).

Segundo Larrañaga (2011) a velocidade do ar deve ser medida com anemômetro de pás rotativas, anemômetros de fio quente ou anemômetro de termopar. No entanto, esses instrumentos possuem pouca sensibilidade para pouca intensidade da velocidade do ar. Portanto, quando não estiver disponível um equipamento para medição acurada da velocidade do ar no interior, pode-se estimá-la do seguinte modo:

Quadro 1 – Estimativa da velocidade do ar em ambientes internos

Faixa de Velocidade do Ar – V					Percepção sensorial
cm/s	m/s	m/min	km/h	pés/min	
$V < 20$	$V < 0,2$	$V < 12$	$V < 0,72$	$V < 39$	Nenhuma sensação de movimento do ar (ambiente fechado sem fonte de ar)
$20 \leq V \leq 100$	$0,2 \leq V \leq 1$	$12 \leq V \leq 60$	$0,72 \leq V \leq 3,6$	$39 \leq V \leq 197$	Sensação de brisa leve (percepção de leve movimento do ar)
$100 \leq V \leq 150$	$1 \leq V \leq 1,5$	$60 \leq V \leq 90$	$3,6 \leq V \leq 5,4$	$197 \leq V \leq 295$	Sensação de brisa moderada (a poucos metros de um ventilador, percepção definitiva do movimento do ar, causando emaranhamento dos cabelos e movimentação de papel)
$V > 150$	$V > 1,5$	$V > 90$	$V > 5,4$	$V > 295$	Sensação de brisa forte (localizado perto de um ventilador, o ar causa um movimento de marca da roupa)
Nota: A sensibilidade ao movimento do ar aumenta quando a pele está molhada e/ou quando os movimentos do corpo geram fluxo de ar pela pele.					

Fonte: Larrañaga (2011)

Outra forma de estimar a velocidade do ar é a consulta da escala de Beaufort, utilizada no meio marítimo para monitoramento das condições climáticas. Nota-se que os primeiros graus da escala podem ser úteis para estimar a velocidade do ar pelo efeito aparente do vento na terra.

Quadro 2 – Escala Beaufort

Força	Classificação da MMO	Velocidade do vento			Efeito aparente do vento	
		m/s	km/h	nó	No mar	Na terra
1	Calmo	< 0,3	< 1	< 1	Espelhado	Fumaça sobe na vertical
2	Aragem	0,3 a 1,5	1 a 5	1 a 3	Pequenas rugas na superfície do mar	Fumaça indica direção do vento
3	Brisa Leve	1,6 a 3,3	6 a 11	4 a 6	Ligeira ondulação sem rebentação	As folhas das árvores movem; os moinhos começam a trabalhar
4	Brisa Fraca	3,4 a 5,4	12 a 19	7 a 10	Ondulação até 60cm, com alguns <i>carneiros</i>	As folhas agitam-se e as bandeiras desfaldam ao vento
5	Brisa Moderada	5,5 a 7,9	20 a 28	11 a 16	Ondulação até 1m, <i>carneiros</i> frequentes.	Poeira e pequenos papéis levantados; movem-se os galhos das árvores
6	Brisa Forte	8 a 10,7	29 a 38	17 a 21	Ondulação até 2,5m, com cristas e muitos <i>carneiros</i>	Movimentação de grandes galhos e árvores pequenas
7	Vento Fresco	10,8 a 13,8	39 a 49	22 a 27	Ondas grandes até 3,5m; borrifos	Movem-se os ramos das árvores; dificuldade em manter um guarda-chuva aberto; assobio em fios de postes
8	Vento Forte	13,9 a 17,1	50 a 61	28 a 33	Mar revolto até 4,5 m com espuma e borrifos	Movem-se as árvores grandes; dificuldade em andar contra o vento
9	Ventania	17,2 a 20,7	62 a 74	34 a 40	Mar revolto até 5m com rebentação e faixas de espuma	Quebram-se galhos de árvores; dificuldade em andar contra o vento; barcos permanecem nos portos
10	Ventania Forte	20,8 a 24,4	75 a 88	41 a 47	Mar revolto até 7m; visibilidade precária	Danos em árvores e pequenas construções; impossível andar contra o vento
11	Tempestade	24,5 a 28,4	89 a 102	48 a 55	Mar revolto até 9m; superfície do mar branca	Árvores arrancadas; danos estruturais em construções
12	Tempestade Violenta	28,5 a 2,6	103 a 117	56 a 63	Mar revolto até 11m; pequenos navios sobem nas vagas	Estragos generalizados em construções
13	Furacão	> 32,7	> 118	> 64	Mar todo de espuma, com até 14m; visibilidade nula	Estragos graves e generalizados em construções

Fonte: Brasil (2018); SPC (2019)

2.7.4 Características de distribuição

A configuração da ventilação e proporção de distribuição de ar e contaminantes são parâmetros-chave para seleção adequada dos modelos matemáticos a serem utilizados. A característica da distribuição criará nos modelos um gradiente de concentração com zonas virtuais podendo ser divididas em zonas próximas, intermediárias e distantes, sendo que em cada zona será tratada como bem distribuída [*Well-Mixed*] , ou seja, a concentração encontrada é a mesma em todos os pontos de uma determinada zona (NICAS, 2008; KEIL, 2009 a).

A diluição perfeita do ar é fisicamente irreal e pode levar a subestimação da exposição para os trabalhadores que estão próximos às fontes geradores de contaminantes. (NICAS, 2008).

Nicas (2008) especifica três situações em que assumir o ar ambiente perfeitamente distribuído [*Well-Mixed*] é razoavelmente aceitável: para trabalhadores com distância superiores a 2 m das fontes geradoras de contaminantes; para os trabalhadores de um ambiente em que a fonte geradora foi cessada depois de 2 minutos; e para os trabalhadores com diversas fontes geradoras espalhadas ao longo do ambiente ou com a emissão oriunda de uma área superficial grande, como pintura de paredes.

Os Fatores de Distribuição – m foram criados para correção da taxa de ventilação devido a imperfeição da diluição do ar. Onde $0 < m \leq 1$, sendo que 1 é aplicado para situações em que a distribuição do ar é perfeita e < 1 é aplicado para as situações imperfeitas (NICAS, 2004; NICAS, 2011).

Aplicado o fator de distribuição m à vazão de ar exaurido ou insuflado Q , terá a vazão ar exaurido ou insuflado efetiva Q_{EF} , representado matematicamente como (NICAS, 2004; NICAS, 2011):

$$Q_{EF} = Q \cdot m \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde: Q_{EF} = vazão de ar exaurido ou insuflado efetiva;
 Q = vazão ar exaurido ou insuflado; e
 m = fator de distribuição.

O m pode ser representada em termos de Fator de Segurança – K , onde (NICAS, 2004; NICAS, 2011):

$$K = \frac{1}{m} \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde: K = fator de segurança; e
 m = fator de distribuição.

Nicas (2004) e Nicas (2011) especifica que em aplicações de ventilação o K é utilizado como fator de segurança para definir a vazão de projeto Q_{DESIGN} , onde:

$$Q_{PROJETO} = K \cdot Q \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde: $Q_{PROJETO}$ = vazão de ar de projeto;
 Q = vazão ar exaurido ou insuflado; e
 K = fator de segurança.

Dessarte, Q_{EF} pode ser reescrita da seguinte maneira:

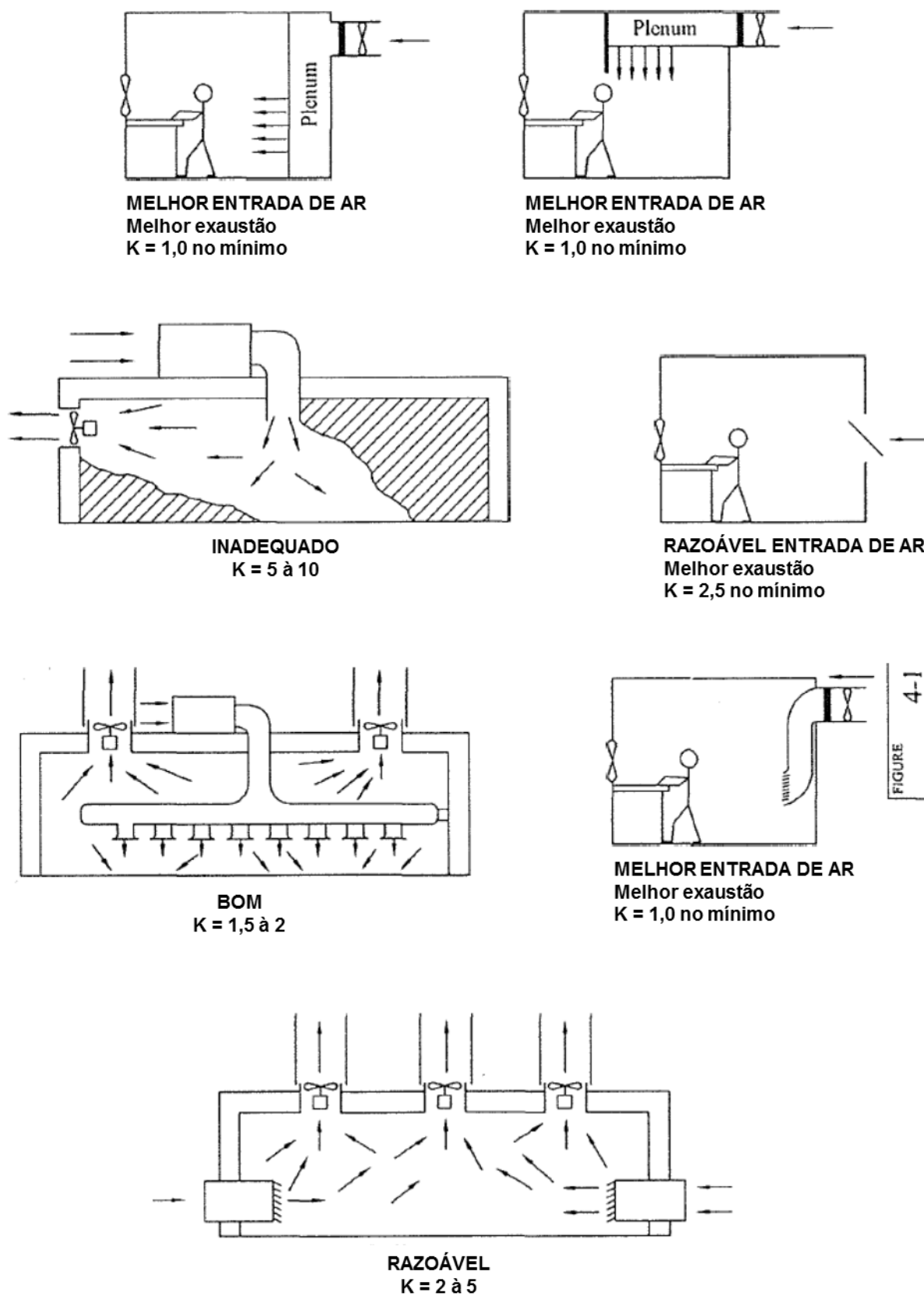
$$Q_{EF} = \frac{Q}{K} \quad (\text{Eq. 9})$$

Onde: Q_{EF} = vazão de ar exaurido ou insuflado efetiva;
 Q = vazão ar exaurido ou insuflado; e
 K = fator de segurança.

Os K , apresentados na Figura 6, para projetos de ventilação geral diluidora é uma abordagem no *Industrial Ventilation Manual* da ACGIH® para contabilizar a diluição imperfeita do ar ambiente (ACGIH, 2010 a).

No entanto, alguns autores não recomendam o uso do K para aplicações em ventilação industrial, nem para fins de modelagem matemática da exposição respiratória, visto que o fator de segurança viola o princípio fundamental da conservação da massa; exige subjetividade do higienista para adivinhação do seu real valor; apresenta conflito quando comparado com as medições de decaimento no tempo e inexistente validação experimental para caracterização dos parâmetros que afete-o e descreva-o (NICAS, 1996; BURGESS; ELLENBECKER; TREITMAN, 2004 b; NICAS, 2008; KEIL, 2009 a; NICAS 2011).

Figura 6 – Fatores de segurança/distribuição K sugeridos



Fonte: Adaptado e traduzido de ACGIH (2010 a)

2.7.5 Fontes de contaminação

As fontes de contaminação possuem características específicas que devem ser analisadas para a tomada de decisão da melhor modelagem matemática adotada. Essas características envolvem a natureza, as propriedades físico-químicas, a localização, a distribuição, a quantidade, o tamanho, a intermitência ou continuidade de geração, o aumento e decréscimo da emissão e a taxa de geração das fontes de contaminação (NICAS, 2008; KEIL, 2009 a).

As fontes de contaminação podem ter origem da substância química utilizado no processo, todavia, também a renovação do ar exaurido pode ser uma fonte de contaminação, especialmente se a tomada de ar não é corretamente projetada (KEIL, 2009 a).

As propriedades físico-químicas são responsáveis por estabelecer o comportamento do contaminante e incluem a forma física do contaminante, como poeiras, fibras, fumos, névoas, neblinas, vapores ou gases; a densidade e gravidade específica; a concentração das substâncias ativas em uma mistura; a temperatura de ebulição, a pressão de vapor – PV e a taxa de evaporação – G ; o coeficiente de difusão molecular – D_M no ar e o coeficiente de difusão turbulenta – D_T de um contaminante; a distribuição estatística do tamanho aerodinâmico, a velocidade de sedimentação e o tempo de suspensão das partículas (PERKINS 2008 b; PERKINS 2008 c).

A proximidade ou distanciamento do trabalhador em referência à fonte de contaminação é fator determinante para estabelecer as zonas virtuais e quais os modelos matemáticos mais adequados a serem utilizados para determinar a concentração do contaminante (NICAS, 2008; KEIL, 2009 a; NICAS 2011).

As fontes de contaminação podem ser pontuais, como em máquinas ou equipamentos específicos, ou extensas, como tanques contendo produtos voláteis ou paredes revestidas com tintas, ambos com considerável área superficial. Além disso, podem ser bem distribuídas ou concentradas em determinada ambiente. Desse modo, essas características determinarão os padrões de distribuição, bem

como os modelos utilizados na taxa de geração (NICAS, 2008; KEIL, 2009 a; NICAS 2011).

2.7.6 Modelos da taxa de geração de poluentes

A taxa de geração dos contaminantes podem ser divididas em constante e intermitente ou constante com variação na taxa de geração. Determinados modelos podem divergir da realidade física em determinados casos, como a taxa de geração superar a concentração de saturação, tender ao infinito ou manter-se constante com a redução ou aumento da taxa de emissão, portanto, são aplicados o aumento ou decréscimo da taxa de emissão exponencial ou linear. Outros métodos mais sofisticados, e.g., métodos numéricos de primeira ordem de Runge-Kutta ou Cadeias de Markov, são recomendados para aplicação quando é indisponível uma expressão de forma fechada (NICAS, 2001; NICAS, 2008; KEIL, 2009 a; KEIL 2009 b; NICAS 2011; NICAS 2015).

As taxas de emissões constantes podem ser divididas em balanço de massa, enchimento de recipientes contendo líquidos, evaporação de superfícies abertas, evaporação de líquido em garrafas. Nessa divisão, ainda, pode-se adicionar os fatores de emissão, sendo que alguns desses fatores podem possuir distribuição estatística bem estabelecida e, evidentemente, serem variáveis. É necessário ressaltar que os modelos podem ser melhorados para aumentar a confiabilidade dos resultados e, portanto, tornar as taxas de geração variáveis.

2.7.6.1 Taxa de geração a partir do balanço de massa com emissão constante

Segundo Keil (2009 b), Nicas (2008) e Nicas (2011), a taxa de geração – G é modelada pela massa liberada no ambiente com base no balanço de massa associada com a escala temporal, em que:

$$M_{EMITIDA} = M_{PROCESSO} - M_{PRODUTO} - M_{RESÍDUO} \quad (\text{Eq. 10})$$

Onde: $M_{EMITIDA}$ = massa emitida no ambiente;
 $M_{PROCESSO}$ = massa total utilizada no processo;
 $M_{PRODUTO}$ = massa incorporada no produto; e
 $M_{RESÍDUO}$ = massa descartada juntamente com o resíduo.

Logo, a taxa de geração será:

$$G = \frac{M_{EMITIDA}}{T} \quad (\text{Eq. 11})$$

Onde: G = taxa de geração, em $\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$;
 $M_{EMITIDA}$ = massa emitida no ambiente, em mg; e
 T = intervalo de tempo, em min.

2.7.6.2 Taxa de emissão no enchimento de recipientes contendo líquidos com emissão constante

A G durante o enchimento de recipientes contendo líquidos pode ser estimada mediante a suposição de que o volume imediatamente superior ao líquido está na concentração de saturação – C_{SAT} do vapor e a vazão de emissão do contaminante é a mesma vazão de enchimento – Q_{ENC} do recipiente. (NICAS, 2008; KEIL, 2009 b; NICAS 2011).

A C_{SAT} ou de equilíbrio de um líquido é dada pela PV desse líquido (POPENDORF, 2006 a).

$$C_{SAT} = \frac{PV_A}{P_{atm}} \cdot 10^6 \quad (\text{Eq. 12})$$

Onde: C_{SAT} = concentração de saturação do vapor, em ppm;
 PV_A = pressão de vapor da substância química A, em mmHg;
 10^6 = conversão da fração do volume em ppm; e
 P_{atm} = pressão atmosférica, 760 mmHg.

A PV de uma substância líquida pura sob uma dada temperatura pode ser estimada a partir da equação genérica de Antoine e suas derivações com uma exatidão de 98% (POPENDORF, 2006 a; PERKINS, 2006 d).

$$PV_A = 10^{A - \frac{B}{(C + t)}} \quad (\text{Eq. 13})$$

$$PV_A = 10^{\left[\frac{(-52,23 \cdot B)}{T} \right] - C} \quad (\text{Eq. 14})$$

$$PV_A = 10^{A - \frac{B}{T}} \quad (\text{Eq. 15})$$

$$PV_A = e^{A - \frac{B}{(C + T)}} \quad (\text{Eq. 16})$$

Onde: PV_A = pressão de vapor da substância química A, em torr;
 A = coeficiente de Antoine tabelado para uma dada substância;
 B = coeficiente de Antoine tabelado para uma dada substância;
 C = coeficiente de Antoine tabelado para uma dada substância;
 t = temperatura, em °C; e
 T = temperatura, em K.

Perkins (2008 d) especifica as orientações para consulta da tabela de PV contendo os valores dos coeficientes de Antoine e para o uso de cinco equações (Eq. 12 a 15) diferentes e específicas para uma dada substância e faixa de temperatura. A quinta equação é dada a partir da correlação de Watson, modificada para sua forma tabular, que pode ser acessada na referência.

De acordo com Keil (2009 b), a C_{SAT} é baseada na PV do líquido em equilíbrio, sendo que em CNTP o volume molar do ar é igual a 24,45 L/mol, como visto

anteriormente. Portanto, em condições diferentes das NTP a C_{SAT} deve ser calculada da seguinte forma:

$$C_{SAT} = PV_A \cdot 10^6 \cdot \frac{MM_A}{R \cdot T} \quad (\text{Eq. 17})$$

Onde: C_{SAT} = concentração de saturação, em mg/m³;
 PV_A = pressão de vapor da substância química A, em mmHg;
 10^6 = conversão da fração do volume em ppm;
 MM_A = massa molar da substância química A, em g/mol;
 R = constante do gás ideal, 62,36 L·mmHg·mol⁻¹·K⁻¹; e
 T = temperatura, em K.

Popendorf (2006 a) define que a variação da PV de um líquido em função da temperatura não é linear, sendo que o primeiro altera mais rapidamente que a segunda. Portanto, como regra geral, a PV de um líquido dobrará à medida que aumentar a temperatura de um líquido em aproximadamente 12 °C.

As moléculas dentro de uma mistura líquida agem independentemente de cada uma, sendo assim, a componente da PV reduzirá na proporção daquela fração molar de uma dada componente. Desse modo, a Lei de Raoult estabelece que a pressão de parcial de vapor de cada componente – PV_i em uma mistura ideal, especialmente em misturas de solventes e misturas com similaridade na polaridade, é reduzida em relação a sua pressão de vapor sendo pura – PV_i^0 na proporção da fração molar – X_i da mistura (POPENDORF, 2006 b; PERKINS, 2008 b; ARMSTRONG; BOELTER; RASMUSON, 2009).

A Lei de Raoult determina que a PV_i em misturas ideais é:

$$PV_i = X_i \cdot PV_i^0 \quad (\text{Eq. 18})$$

Onde: PV_i = pressão parcial de vapor do i -ésimo componente da mistura, em mmHg;
 X_i = fração molar do i -ésimo componente da mistura, adimensional; e
 PV_i^0 = pressão de vapor do i -ésimo componente puro, em mmHg.

As substâncias líquidas diluídas podem se comportar como não ideal, em casos de misturas com diferente polaridade, mistura de solventes em meio aquoso e misturas em baixas concentrações, no entanto, a Lei de Raoult pode ser ajustada pelas constantes da Lei de Henry, pelos coeficientes de atividade – γ_i^∞ obtidos por métodos empíricos ou pela medição de misturas experimentalmente (POPENDORF, 2006 b; PERKINS, 2008 b; ARMSTRONG; BOELTER; RASMUSON, 2009).

A Lei de Raoult necessita de ser ajustada para misturas não ideais para desvios positivos devido a diferença de polaridade dos componentes da mistura, especialmente as soluções aquosas. O desvio positivo é expresso pelo γ_i^∞ (POPENDORF, 2006 b; PERKINS, 2008 b; ARMSTRONG; BOELTER; RASMUSON, 2009; STENZEL; ARNOLD, 2015).

$$PV_i = X_i \cdot \gamma_i^\infty \cdot PV_i^0 \quad (\text{Eq. 19})$$

Onde: PV_i = pressão parcial de vapor do i -ésimo componente da mistura, em mmHg;
 X_i = fração molar do i -ésimo componente da mistura, adimensional;
 γ_i^∞ = coeficiente de atividade, adimensional; e
 PV_i^0 = pressão de vapor do i -ésimo componente puro, em mmHg.

De acordo com Perkins (2008 b) e Stenzel; Arnold (2015), embora em misturas não ideais ocorra desvios, há uma região da composição em que o γ_i^∞ pode ser assumido como constante. Essa região, denominada de região da Lei de Henry, determina que a PV_i é:

$$PV_i = c_i \cdot k_{Hi} \quad (\text{Eq. 20})$$

Onde: PV_i = pressão de vapor do enésimo componente da solução aquosa, em mmHg;
 c_i = concentração molar do enésimo componente da solução aquosa, mol/L;
 k_{Hi} = constante da Lei de Henry do enésimo componente da solução aquosa, atm·L/mol; e

A k_{Hi} , reportada normalmente sob 25°C, é dependente da temperatura, todavia essa dependência é complexa. Portanto, um método de aproximação pode estimá-la com razoabilidade, para misturas em temperatura inferior a 80 °C, pela equação a seguir (STENZEL; ARNOLD, 2015).

$$k_{H(T)} = k_{H(25^\circ\text{C})} \cdot \left[\frac{PV_{(T)}}{PV_{(25^\circ\text{C})}} \right] \quad (\text{Eq. 21})$$

Onde: $k_{H(T)}$ = constante da Lei de Henry do componente da solução aquosa sob nova temperatura inferior à 80°C, atm·L/mol;
 $k_{H(25^\circ\text{C})}$ = constante da Lei de Henry do componente da solução aquosa sob 25°C, atm·L/mol;
 $PV_{(T)}$ = pressão de vapor do componente da solução aquosa sob nova temperatura inferior à 80°C, em mmHg; e
 $PV_{(25^\circ\text{C})}$ = pressão de vapor do componente da solução aquosa sob 25°C, em mmHg.

Com base no que foi apresentado anteriormente e dada a vazão de enchimento do recipiente, a taxa de geração será:

$$G = Q_{ENC} \cdot C_{SAT} \quad (\text{Eq. 22})$$

Onde: G = taxa de geração, em mg/min;
 Q_{ENC} = vazão de enchimento, em m³/min; e
 C_{SAT} = concentração de saturação, em mg/m³.

Um fator de multiplicação de 0,5 deve ser aplicado à equação anterior se o recipiente estiver vazio, devido o tempo para atingir a C_{SAT} não ser instantânea e, portanto, deve-se assumir que esteja aumentando linearmente de zero até a C_{SAT} sobre o período de tempo de enchimento (NICAS, 2009 a; NICAS 2011). O fator de multiplicação entre 0,50 e 1,00 pode ser aplicado à equação anterior se a mangueira de enchimento estiver submersa no nível do líquido ou pode ser aplicado um fator de multiplicação entre 1,00 e 1,45 caso ocorra respingos com formação de névoas e vapores (KEIL, 2009 b)

2.7.6.3 Taxa de evaporação de superfícies abertas com emissão constante

A evaporação de superfícies abertas pode ser outra maneira de determinar a G de um poluente. Os modelos da evaporação de superfícies abertas indicados são Gray, e Hummel; Braun; Fehrenbacher. O primeiro modelo envolve o D_M no ar que podem ser estimados pelo método baseado na teoria cinética de Chapman-Enskog ou no método de volumes de difusão atômico – v_i de Fuller; Ensley; Giddings (NICAS, 2008; KEIL, 2009 b; NICAS 2011; NICAS, 2015; EPA, 2016).

O modelo da evaporação de superfícies abertas de Gray é determinado por:

$$G = 1302 \cdot D_M^{1,9} \cdot \nu^{-0,9} \cdot \left(\frac{100 \cdot \nu \cdot V}{D_M} \right)^{0,625} \cdot \left(\frac{\nu}{D_M} \right)^{0,3} \cdot L^{-0,11} \cdot \sqrt{\frac{P_{atm}}{P_{atm} - P_v}} \cdot \frac{P_v}{R \cdot T} \cdot MM \cdot A \quad (\text{Eq. 23})$$

Onde:

- G = taxa de evaporação, em g/min;
- D_M = coeficiente de difusão molecular no ar, em m²/s;
- ν = viscosidade cinemática do ar, $1,56 \cdot 10^{-5}$ m²/s sob CNTP;
- V = velocidade do ar, em m/s;
- L = comprimento da superfície do reservatório pelo qual o ar flui, em m;
- P_v = pressão de vapor da substância química em evaporação, em Pa;
- P_{atm} = pressão atmosférica, em Pa;
- R = constante do gás ideal, $8,3144 \text{ m}^3 \cdot \text{Pa} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$; e
- MM = massa molar, em g/mol;
- A = área superficial do reservatório, em m²; e
- T = temperatura, em K.

Keil (2009 b) sugere o método baseado na teoria cinética de Chapman-Enskog para estimativa do D_M no ar, dado por:

$$D_M = \frac{4,14 \cdot 10^{-4} \cdot T^{1,9} \cdot \sqrt{\frac{1}{29} + \frac{1}{MM}} \cdot MM^{-0,33}}{P_{atm}} \quad (\text{Eq. 24})$$

Onde:

- D_M = coeficiente de difusão molecular no ar, em m²/s;
- MM = massa molar, em g/mol;
- P_{atm} = pressão atmosférica, em Pa; e
- T = temperatura, em K.

Conforme Nicas (2008), Nicas (2011) e Nicas (2015), quando não está publicado o valor do D_M no ar, recomenda-se utilizar o método de v_i pela equação de Fuller; Ensley; Giddings para se estimar esse valor por meio da equação:

$$D_M = \frac{0,01 \cdot T^{1,75}}{P_{atm}} \times \frac{\sqrt{0,0345 + \frac{1}{MM}}}{\left[2,70 + \sqrt[3]{\sum_{i=1}^k n_i \cdot v_i}\right]^2} \quad (\text{Eq. 25})$$

Onde: D_M = coeficiente de difusão molecular no ar, em m²/s;
 T = temperatura, em K;
 MM = massa molar, em g/mol;
 P_{atm} = pressão atmosférica, em Pa;
 k = número dos diferentes elementos na molécula;
 n_i = número de átomos do enésimo elemento na molécula; e
 v_i = volume de difusão atômico do enésimo elemento, em cm³/mol.

Os v_i para os principais elementos estão listados na tabela a seguir.

Tabela 1 – v_i para os principais elementos

Elemento	v_i (cm ³ /mol)	Elemento	v_i (cm ³ /mol)	Elemento	v_i (cm ³ /mol)
Carbono (C)	15,9	Hidrogênio (H)	2,31	Oxigênio (O)	6,11
Cloro (Cl)	21,0	Flúor (F)	14,7	Bromo (Br)	21,9
Iodo (I)	29,8	Enxofre (S)	22,9	Nitrogênio (N)	4,54

Fonte: Nicas (2008) e Nicas (2011)

EPA (2016) dispõe, com base em Tucker; Nelken (1981), a calculadora on-line para cálculo do D_M no ar em cm²/s pelos métodos FSG (Fuller, Schettler e Giddings), FSG associado ao volume molar de LeBas (FSG / LeBas) e WL (Wilke e Lee).

Keil (2009 b), Nicas (2008) e Nicas (2011) apresentam o modelo da evaporação de superfícies abertas de Hummel; Braun; Fehrenbacher, determinado a partir de pequena efusão de líquido puro e mantida a sua área superficial e a temperatura fixas, calculado por meio da seguinte equação:

$$G = \frac{165,6 \cdot MM^{0,833} \cdot P_V \cdot \left(\frac{1}{MM} + 0,0345\right)^{0,25} \cdot A}{T^{0,05}} \cdot \sqrt{\frac{V}{L \cdot P_{atm}}} \quad (\text{Eq. 26})$$

Onde:

- G = taxa de evaporação, em mg/min;
- V = velocidade do ar, em m/s;
- L = comprimento da superfície do reservatório pelo qual o ar flui, em m;
- P_V = pressão de vapor da substância química em evaporação, em Pa;
- P_{atm} = pressão atmosférica, em Pa; e
- MM = massa molar, em g/mol;
- A = área superficial do reservatório, em m²; e
- T = temperatura, em K.

2.7.6.4 Taxa de evaporação de líquido em garrafas com emissão constante

O modelo de evaporação de líquido em garrafa aberta em virtude da difusão molecular pode ser assumido como de emissão constante. O gargalo da garrafa é considerado um meio de difusão e não é submetido ao movimento do ar. Portanto, a camada de ar do gargalo imediatamente superior ao líquido é tratada como C_{SAT} do líquido, assim, pode-se determinar a taxa de evaporação pela equação a seguir (NICAS, 2008; NICAS 2011).

$$G = \frac{A \cdot D_M \cdot C_{SAT}}{L} \quad (\text{Eq. 27})$$

Onde:

- G = taxa de evaporação, em mg/min;
- A = área da seção transversal do gargalo, em m²;
- D_M = coeficiente de difusão molecular no ar, em m²/min;
- C_{SAT} = concentração de saturação, em mg/m³; e
- L = comprimento do caminho de difusão, em m.

O D_M e a C_{SAT} podem ser determinados pelos meios apresentados anteriormente.

2.7.6.5 Fatores de emissão

Outro modo para modelar a G é por meio dos fatores de emissão. Os fatores de emissão são valores representativo que relacionam a quantidade de poluente disperso para a atmosfera com uma atividade associada que libera aquele poluente. Geralmente esses fatores são expressos em unidade de massa do poluente liberado por unidade de um parâmetro do processo emissor do poluente, como massa, volume, área, duração ou distância (EPA, 1995; KEIL, 2009 b).

Vários estudos para estimar-se as taxas de geração e os fatores de emissão foram desenvolvidos especificamente para aplicação em higiene ocupacional parcialmente ou em sua totalidade, seguem:

- Taxa de emissão de particulados, dióxido de nitrogênio, monóxido de carbono e dióxido de carbono de várias fontes e em condições variáveis em oficina de soldagem e sala de almoço (FRANKE; WADDEN, 1987 *apud* NIOSH, 2017);
- Fatores de emissão para vapores de tricloroetileno de desengraxantes (SCHEFF; FRANKE; WADDEN, 1989);
- Fatores de emissão para processo de desengraxe com tricloroetileno e cromagem (WADDEN *et al.*, 1991);
- Fatores de emissão de CFC 113 (Freon[®]) em máquina desengordurante à vapor com topo aberto (SCHEFF *et al.*, 1992);
- Fatores de emissão de etanol em operações de produção de doce (WADDEN *et al.*, 1994);
- Fatores de emissão de chumbo, cromo e cádmio em processo de desbaste abrasivo em uma ponte pintada (CONROY; LINDSAY; SULLIVAN, 1995);
- Fatores de emissão e taxa de emissão de VOC em impressão offset sheet-fed (WADDEN *et al.*, 1995);
- Fatores de emissão para cromo hexavalente em processo de cromagem (CONROY *et al.*, 1995);
- Fatores de emissão de VOC em impressão offset com múltiplas fontes (KEIL *et al.*, 1997);

- Fatores de emissão de tolueno em processo de lavagem de peças (KEIL, 1998);
- Taxa de emissão de contaminantes em prensas de rotogravura (WADDEN *et al.*, 2001); e
- Fatores de emissão de formaldeído em laboratório de anatomia macroscópica (KEIL; AKBAR-KHANZADEH; KONECNY, 2001).

Keil; Akbar-Khanzadeh; Konecny (2001) estimaram a taxa de emissão de solução aquosa de 10% de formaldeído em mesas de dissecação de laboratório de anatomia e obtiveram uma média de 148 mg/min para o laboratório como um todo. Durante a pesquisa o laboratório possuía 47 mesas, portanto, foi estabelecido um fator de emissão – *FE* de 3,15 mg/min por mesa.

Os valores encontrados no estudo estão apresentados na próxima tabela.

Tabela 2 – Fatores emissão de solução aquosa de formaldeído de mesas de dissecação

Dia	Taxa de emissão total	Quantidade de mesas	Taxa de emissão por mesa
1	191	47	4,06
2	171		3,64
3	95,2		2,03
4	104		2,21
5	75,9		1,61
6	96,7		2,06
7	129		2,74
8	153		3,26
9	158		3,36
10	116		2,47
11	119		2,53
12	274		5,83
13	157		3,34
14	209		4,45
15	172		3,66
Média aritmética	148		3,15

Fonte: Keil; Akbar-Khanzadeh; Konecny (2001)

A G , portanto, é estimada pela seguinte equação:

$$G = FE \cdot T \quad (\text{Eq. 28})$$

Onde: G = taxa de emissão, em $\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$;
 FE = fator de emissão, 3,15 mg/min por mesa; e
 T = números de mesas de dissecação, em unidades.

2.7.6.6 Outros modelos de taxa de geração

Um modelo bem estabelecido é o vazamento de recipientes pressurizados que pode ser calculado a partir da estimativa da área do orifício no recipiente pressurizado, da presunção que a velocidade de escape do fluido do recipiente é sônica e da determinação da vazão crítica (KEIL, 2009 b).

Vários modelos estão validados, embora outros necessitam de desenvolvimento para aplicação prática em higiene ocupacional. O modelo de liberação de gases [*off-gassing*] de Compostos Orgânicos Voláteis – COV e Semivoláteis – COSV requer novos estudos para o seu desenvolvimento e validação. Os COV e COSV estão presentes em madeira tratada, tratamento superficial, pintura, adesivagem e outros materiais. Os COV possuem alta volatilidade em um curto espaço de tempo, em contrapartida, os COSV possuem baixa G , entretanto por um longo período de tempo (KEIL, 2009 b).

A base de dados PANDORA [*a comPiLatioN of inDOor aiR pollutAnt emissions*] reúne as taxas de emissão de gases e particulados disponíveis de uma maneira sistemática em um único banco de informações (ABADIE; BLONDEAU, 2011).

2.7.6.7 Variação das taxas de geração

As taxas de geração podem variar no tempo para aprimorar o modelo e tornar os resultados mais confiáveis. De acordo com Nicas (2008), Reinke; Jayjock; Nicas (2009) e Nicas (2011) e Nicas (2015) há várias funções da taxa de geração variáveis que podem ser aplicadas, como:

- Taxa de emissão linearmente decrescente;
- Taxa de emissão exponencialmente decrescente;
- Taxa crescente de emissão aproximando-se da emissão constante;
- Taxa decrescente de emissão aproximando-se da emissão constante;
- Taxa de emissão cíclica;
- Sequência de curtos intervalos pelo modelo de taxa de geração por balanço de massa (Eq. 10);
- Taxa líquida decrescente de emissão devido a contrapressão da pressão parcial quando atinge a C_{SAT} .

Dentre as várias funções de taxa de geração variável, aquela que tem uma ampla aplicação é a taxa de emissão exponencialmente decrescente. Essa função considera a fonte contendo massa finita e sem reposição, de forma que a taxa de emissão nunca cessa, apenas tende a zero (NICAS, 2008; REINKE; JAYJOCK; NICAS, 2009; NICAS 2011).

A função da taxa de emissão exponencialmente decrescente pode ser expressa pela seguinte equação:

$$G_{(t)} = G_0^{(-\alpha \cdot t)} \quad (\text{Eq. 29})$$

Onde: $G_{(t)}$ = taxa de emissão exponencialmente decrescente, em mg/min;
 G_0 = taxa de emissão no tempo zero, em mg/min;
 α = constante de primeira ordem, em min^{-1} ; e
 t = intervalo de tempo, em min.

Segundo Reinke; Jayjock; Nicas (2009) não há tabelas gerais publicadas para a constante de primeira ordem – α , embora uma validação apresentou aderência bastante razoável de um algoritmo de previsão de evaporação de pequena efusão de solvente desenvolvido por Keil; Nicas (2003) a partir de uma regressão bivariada de α versus as variáveis independentes PV da substância e a razão entre a área superficial – S e o volume da efusão – V_{OL} .

Portanto, α pode ser prevista pelo seguinte algoritmo:

$$\alpha = 0,000524 \cdot PV + 0,0108 \cdot S/V_{OL} \quad (\text{Eq. 30})$$

Onde: α = constante de primeira ordem, em min^{-1} ;
 PV = pressão de vapor da substância química, em mmHg;
 S = área superficial inicial da efusão, em cm^2 ; e
 V_{OL} = volume inicial da efusão, em cm^3 .

De acordo com Drolet; Armstrong (2018), outro método para estimar a α é a partir do decréscimo da massa do contaminante, expresso pela seguinte equação:

$$\alpha = - \frac{\left[\ln\left(\frac{M_t}{M_0}\right) \right]}{t} \quad (\text{Eq. 31})$$

Onde: α = constante de primeira ordem, em min^{-1} ;
 M_t = massa de contaminante remanescente no tempo, em g;
 M_0 = massa de contaminante inicial, em g; e
 t = intervalo de tempo, em min.

2.8 MODELOS ESPECÍFICOS

O padrão de dispersão do contaminante e a localização do trabalhador/receptor associados a taxa de geração e suas variantes produzem um modelo matemático.

Os modelos mais utilizados em higiene industrial possuem soluções analíticas em forma fechada da equação, embora há modelos que implementam código computacional utilizando métodos numéricos para soluções sem forma fechada (NICAS, 2008; REINKE; JAYJOCK; NICAS, 2009; NICAS, 2011).

A seleção do modelo é realizada pela abordagem iterativa em camadas a partir da definição das suas limitações e da identificação da melhor abordagem. Outro fator é a relação entre a necessidade de dados em relação aos recursos financeiros e científicos disponíveis para gera-los. Os modelos mais simples são conservadores e fornecem resultados superestimados da exposição, com custo baixo, sem necessidade de muitos dados e úteis para um rápido rastreamento de cenários de exposição. Em contrapartida, os modelos mais avançados compensam o conservadorismo na medida em que os dados se tornam disponíveis, produzindo estimativas mais realistas (KEIL, 2000; ARNOLD; RAMACHANDRAN; JAYJOCK, 2009).

Arnold; Ramachandran; Jayjock (2009) tratam a abordagem em camadas em três níveis:

- O **Nível I** é baseado em um modelo determinístico, conservador e simples. Aplicado para se tomar decisão frente a priorização de medidas de controle, avaliação quantitativa da exposição ou classificação e comparação de duas ou mais condições. Os dados de entrada são estimativas pontuais, geralmente tomando um cenário de pior e outro de melhor caso, v.g., a adoção para ambiente industrial a estimativa não inferior a $0,2 \text{ h}^{-1}$ e não superior a 30 h^{-1} renovações de ar por hora (JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009). O resultado provavelmente necessitará de um fator de segurança. As heurísticas e os modelos envolvidos neste nível são:
 - Regra do 10 [*Rule-Of-Ten* – ROT];
 - Proporção de Perigo do Vapor [*Vapor Hazard Ratio* – VHR];
 - Proporção de Perigo do Particulado [*Particulate Hazard Ratio* – PHR];
 - Essas três primeiras heurísticas podem ser consultadas em Popendorf (1984), Stenzel; Arnold (2015) Arnold *et al.* (2016);
 - Ventilação zero [*Zero Ventilation*];

- Bem distribuído no ambiente – 1 Zona [*Well-Mixed Room* – WMR ou *Well-Mixed Box* – WMB – *One-Box*] com estimador de taxa de geração simples; e
- Simples balanço de massa que ignore a sedimentação e a ventilação.
- O **Nível II** utiliza um modelo determinístico mais sofisticado. Aplicado para se tomar decisão sobre a estimativa razoável da concentração real de uma substância química, cerca uma ou duas ordens de magnitude. Os dados de entrada envolvem a taxa de ventilação mecânica ou natural, a localização do trabalhador em relação a fonte para estabelecimento dos padrões de dispersão entre zonas virtuais, por modelagem de pluma ou por difusão esférica ou hemisférica. O resultado provavelmente necessitará de um fator de segurança entre metade e o dobro. Os modelos envolvidos são:
 - Campo Próximo / Campo Distante – 2 Zonas [*Near Field / Far Field* – NF/FF – *Two-Box*];
 - Bem distribuído no ambiente – 1 Zona [*Well-Mixed Room/Box* – WMR ou WMB – *One-Box*] com estimadores da taxa de geração mais sofisticados, como decréscimo exponencial, enchimento de recipiente, contrapressão ou emissão por processo cíclico; e
 - Difusão turbulenta com ou sem advecção [*Turbulent Eddy Diffusion with/without advection*].
- O **Nível III** consiste em aplicar técnicas estatísticas ou estocásticas juntamente com a modelagem para refinamento da estimativa e quantificação do nível de certeza. Os dados de entrada envolvem amplitude ou distribuição estatística dos parâmetros, logo, o resultado também será uma distribuição estatística. A técnica recomendada é a Simulação de Monte Carlo associada aos demais modelos matemáticos (JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009).

2.8.1 Modelo Ventilação Zero [*Zero Ventilation*]

A modelo ventilação zero fornece uma concentração média a partir da liberação discreta da massa do contaminante no ar do ambiente sem nenhuma ventilação.

Esse modelo desconsidera o gradiente de concentrações, apesar de existir, e subestima as concentrações próximas à fonte. Basicamente, esse modelo é a razão entre a massa liberada instantaneamente e o volume de um ambiente sem ventilação (KEIL, 2009 a).

$$C_{ZV} = m/V_{OL} \quad (\text{Eq. 32})$$

Onde: C_{ZV} = concentração média no ambiente sem ventilação, em mg/m³;
 m = total de massa liberada instantaneamente, em mg; e
 V_{OL} = volume de ar ocluído do ambiente sem ventilação, em m³.

2.8.2 Modelo Bem Distribuído no Ambiente – 1 Zona [*Well-mixed Room/Box – One-Box*]

Esse modelo é dependente do afastamento do trabalhador em relação a fonte, conforme foi apresentado no item 2.6.4 “Características de distribuição” desta pesquisa.

2.8.2.1 Taxa de geração constante

Conforme Nicas (2008) e Nicas (2011) expõem que este modelo com taxa de geração constante; assumindo que a concentração de contaminante que entra no ambiente – C_{ENT} é livre de contaminante, $C_{ENT} = 0$, que os mecanismos de perda do contaminante é apenas pelo sistema de exaustão, ou seja, o fator de sedimentação – k_{SED} é zero e concentração inicial no ambiente – C_0 é igual a zero; pode ser descrito pela seguinte equação:

$$C_{WMB,(t)} = \frac{G}{Q} \times \left[1 - e^{\left(-\frac{Q}{V}t\right)} \right] \quad (\text{Eq. 33})$$

Onde: $C_{WMB,(t)}$ = concentração do contaminante variando no tempo para *Well-Mixed Box* com taxa de geração constante, mg/m³;
 G = taxa de geração constante, em mg/min;
 Q = taxa de ventilação, em m³/min;
 V = volume ocluído do ambiente, em m³; e
 t = intervalo de tempo infinitesimal, em min.

Outro modo de lidar com este modelo é tratar a concentração em estado estacionário – $C_{WMB,EE}$, que é a condição em que a propriedade física do sistema não se altera com o tempo. O estado estacionário requer um certo tempo de estabilização que dependerá diretamente do volume do ambiente (REINKE; KEIL, 2009).

Assumindo que a C_{ENT} e k_{SED} são zero, $C_{EE,WMB}$ pode ser descrita da seguinte maneira:

$$C_{WMB,EE} = \frac{G}{Q} \quad (\text{Eq. 34})$$

Onde: $C_{WMB,EE}$ = concentração do contaminante em estado estacionário para *Well-Mixed Box*, em mg/m³;
 G = taxa de geração do contaminante, em mg/min; e
 Q = taxa de ventilação, em m³/min.

2.8.2.2 Taxa de geração com decréscimo exponencial

O modelo pode ser combinado com as variações das taxas de gerações, sendo que a taxa de geração com decréscimo exponencial é geralmente mais utilizada (NICAS, 2008; REINKE; JAYJOCK; NICAS, 2009; NICAS 2011).

Assumindo as mesmas premissas do modelo com taxa constante, pode-se determinar a seguinte equação:

$$C_{WMB,(t)} = \frac{M_0 \cdot \alpha}{\alpha \cdot V - Q} \times \left[e^{-\frac{Q}{V}t} - e^{-\alpha \cdot t} \right] \quad (\text{Eq. 35})$$

Onde: $C_{WMB,(t)}$ = concentração do contaminante variando no tempo para *Well-Mixed Box* com decréscimo exponencial da taxa de geração, mg/m³;
 M_0 = massa inicial, em mg;
 α = constante de primeira ordem, em min⁻¹;
 Q = taxa de ventilação, em m³/min;
 V = volume ocluído do ambiente, em m³; e
 t = intervalo de tempo infinitesimal, em min.

Segundo Reinke; Jayjock; Nicas (2009), a concentração atingirá a máxima concentração no tempo de pico – $t_{WMB,(pico)}$, por meio da expressão:

$$t_{WMB,(pico)} = \frac{V \times \ln\left(\frac{\alpha \cdot V}{Q}\right)}{\alpha \cdot V - Q} \quad (\text{Eq. 36})$$

Onde: $t_{WMB,(pico)}$ = tempo do pico de concentração com decréscimo exponencial da taxa de geração, em min;
 α = constante de primeira ordem, em min⁻¹;
 Q = taxa de ventilação, em m³/min; e
 V = volume ocluído do ambiente, em m³.

Esse modelo pode assumir ainda outras modelagens da taxa de geração, as equações podem ser consultadas em Nicas (2008) ou Nicas (2011).

2.8.3 Modelo do Campo Próximo / Campo Distante – 2 Zonas [*Near Field / Far Field – NF/FF – Two-Box*]

O modelo de Campo Próximo / Campo Distante – CP/CD, também conhecido como duas zonas, trata o ambiente como duas zonas adjacentes, o Campo Próximo – CP cobrindo a fonte de emissão e abrangendo a zona respiratória do trabalhador e o Campo Distante – CD que consiste no restante do ambiente, criando dois gradientes de concentração no ambiente. Cada campo é considerado uma zona perfeitamente distribuída, com vazão de ar limitada entre os campos. Os campos próximo e distante possuem volume específicos, respectivamente, V_P e V_D , a soma de ambos totaliza o volume do ambiente. O V_P pode assumir diversos valores em função da forma geométrica, normalmente definida uma zona hemisférica de raio – r da fonte à zona respiratória. Devido ao V_P ser bem menor que o V_D , este é geralmente considerado o volume total da sala, pois a subtração do V_P do V_D não é significativa (NICAS 2008; NICAS 2011).

A taxa de vazão do ar de insuflação ou exaustão do ambiente é dado por Q . A taxa de vazão interzonal – β dependerá da geometria adotada para o CP e da velocidade randômica do ar – s na proximidade da operação (NICAS 2008; NICAS 2011). Baldwin; Maynard (1998) reportou que s segue uma distribuição de probabilidade lognormal com Média Geométrica – MG de 3,6 m/min (12 pés/min) e DPG de 1,96. Nicas (2009 a) afirma que β é a metade da área superficial livre – ASL do CP multiplicado pela s .

$$\beta = 1/2 \cdot ASL \cdot s \quad (\text{Eq. 37})$$

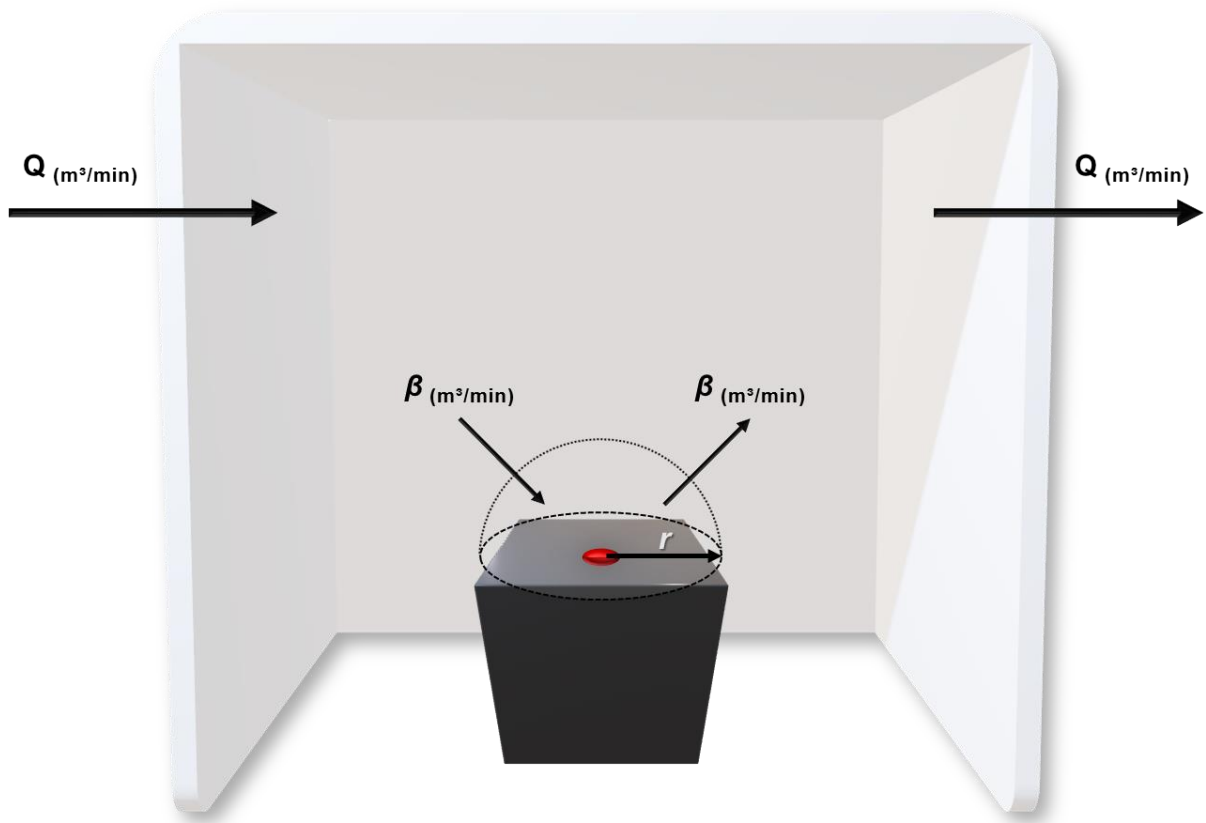
Onde: β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min;
 ASL = área superficial livre do CP, em m²; e
 s = velocidade randômica do ar, em m/min.

Assumindo que o CP tenha forma geométrica de uma semiesfera com a base sobre uma superfície sólida, apresentado na Figura 7, ASL será:

$$ASL = 2 \cdot \pi \cdot r^2 \quad (\text{Eq. 38})$$

Onde: ASL = área superficial livre do campo próximo, em m^2 ; e
 r = raio da semiesfera entre a fonte e a zona respiratória, em m.

Figura 7 – Zona semiesférica de campo próximo centralizada na fonte de emissão com base sobre uma superfície sólida de raio r e taxa de vazão interzonal β



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

2.8.3.1 Taxa de geração constante

Segundo Nicas (2008), Nicas (2009 a) e Nicas (2011), a concentração variando no tempo no campo próximo – $C_{P(t)}$, assumindo que a C_0 , C_{ENT} e o k_{SED} são zero e que a G é constante, é descrita pela seguinte equação:

$$C_{P(t)} = \left[\frac{G}{Q} + \frac{G}{\beta} + G \left(\frac{\beta Q + \lambda_2 V_P (\beta + Q)}{\beta Q V_P (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) e^{\lambda_1 t} - G \left(\frac{\beta Q + \lambda_1 V_P (\beta + Q)}{\beta Q V_P (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) e^{\lambda_2 t} \right] \quad (\text{Eq. 39})$$

Onde: $C_{P(t)}$ = concentração do contaminante variando no tempo para o campo próximo, em mg/m³;
 G = taxa de geração constante de uma fonte pontual, em mg/min;
 Q = taxa de ventilação, em m³/min;
 β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min;
 V_P = volume da zona próxima ao redor da fonte, em m³; e
 t = intervalo de tempo infinitesimal maior que zero, em min.

Onde:

$$\lambda_1 = 0,5 \left[- \left(\frac{\beta V_D + V_P (\beta + Q)}{V_P V_D} \right) + \sqrt{\left(\frac{\beta V_D + V_P (\beta + Q)}{V_P V_D} \right)^2 - 4 \left(\frac{\beta Q}{V_P V_D} \right)} \right] \quad (\text{Eq. 40})$$

Onde: λ_1 = constante da taxa de remoção de contaminante do campo distante, em min⁻¹;
 Q = taxa de ventilação, em m³/min;
 β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, m³/min;
 V_P = volume da zona próxima ao redor da fonte, em m³; e
 V_D = volume do campo distante, em m³.

$$\lambda_2 = 0,5 \left[- \left(\frac{\beta V_D + V_P (\beta + Q)}{V_P V_D} \right) - \sqrt{\left(\frac{\beta V_D + V_P (\beta + Q)}{V_P V_D} \right)^2 - 4 \left(\frac{\beta Q}{V_P V_D} \right)} \right] \quad (\text{Eq. 41})$$

Onde: λ_2 = constante da taxa de remoção de contaminante do campo próximo, em min⁻¹;
 Q = taxa de ventilação, em m³/min;
 β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, m³/min;
 V_P = volume da zona próxima ao redor da fonte, em m³; e
 V_D = volume do campo distante, em m³.

Nicas (2008) e Nicas (2011) determinam que a concentração em estado estacionário em campo próximo – $C_{P,EE}$, é descrita pela seguinte equação:

$$C_{P,EE} = \frac{G}{Q} + \frac{G}{\beta} \quad (\text{Eq. 42})$$

Onde: $C_{P,EE}$ = concentração do contaminante em estado estacionário para campo próximo, em mg/m³;

G = taxa de geração constante de uma fonte pontual, em mg/min;

Q = taxa de ventilação, em m³/min; e

β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min.

Nicas (1996) e Nicas (2009 a) afirmam que a concentração variando no tempo no campo distante – $C_{D(t)}$, assumindo que a C_0 , C_{ENT} e o k_{SED} são zero e que a G é constante, é descrita pela seguinte equação:

$$C_{D(t)} = \left[\frac{G}{Q} + G \left(\frac{\lambda_1 V_P + \beta}{\beta} \right) \left(\frac{\beta Q + \lambda_2 V_P (\beta + Q)}{\beta Q V_P (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) e^{\lambda_1 t} - \right. \\ \left. G \left(\frac{\lambda_2 V_P + \beta}{\beta} \right) \left(\frac{\beta Q + \lambda_1 V_P (\beta + Q)}{\beta Q V_P (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) e^{\lambda_2 t} \right] \quad (\text{Eq. 43})$$

Onde: $C_{D(t)}$ = concentração do contaminante variando no tempo para o campo distante, em mg/m³;

G = taxa de geração constante de uma fonte pontual, em mg/min;

Q = taxa de ventilação, em m³/min;

β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min;

V_P = volume da zona próxima ao redor da fonte, em m³; e

t = intervalo de tempo infinitesimal maior que zero, em min.

Nicas (2008) e Nicas (2011) definem que a concentração em estado estacionário em campo distante – $C_{D,EE}$ é o mesmo valor previsto para $C_{WMB,EE}$:

$$C_{D,EE} = C_{WMB,EE} = \frac{G}{Q} \quad (\text{Eq. 44})$$

Onde: $C_{D,EE}$ = concentração do contaminante em estado estacionário para campo distante, em mg/m³;
 $C_{WMB,EE}$ = concentração do contaminante em estado estacionário para *Well-Mixed Box*, em mg/m³;
 G = taxa de geração constante de uma fonte pontual, em mg/min; e
 Q = taxa de ventilação, em m³/min.

2.8.3.2 Taxa de geração com decaimento exponencial e com zona semiesférica

Nicas (2008) e Nicas (2011) determinam a seguinte equação com taxa de geração com decaimento exponencial para estimar $C_{P(t)}$, assumindo as mesmas premissas do modelo com taxa constante:

$$\begin{aligned}
C_{P(t)} = & \frac{M_0 \cdot \alpha \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]}{(\lambda_1 - \lambda_2) \cdot V_P \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]} \times e^{\lambda_1 t} - \\
& \frac{M_0 \cdot \alpha \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} + (\lambda_1 - \lambda_2) \left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \right]}{(\lambda_1 - \lambda_2) \cdot V_P \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]} \times e^{\lambda_2 t} + \\
& \frac{M_0 \cdot \alpha \times \left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right)}{V_P \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]} \times e^{-\alpha t} \quad (\text{Eq. 45})
\end{aligned}$$

Onde: $C_{P(t)}$ = concentração do contaminante variando no tempo para o campo próximo, em mg/m³;

M_0 = massa inicial, em mg;

α = constante de primeira ordem, em min⁻¹;

Q = taxa de ventilação, em m³/min;

β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min;

λ_1 = constante da taxa de remoção de contaminante do campo distante, em min⁻¹;

λ_2 = constante da taxa de remoção de contaminante do campo próximo, em min⁻¹;

V_D = volume do campo distante, em m³;

V_P = volume do campo próximo, em m³; e

t = intervalo de tempo infinitesimal maior que zero, em min.

Keil; Nicas (2003) apresentam a seguinte equação para estimar a concentração variando no tempo no campo distante – $C_{D(t)}$, assumindo que a C_0 , C_{ENT} e o k_{SED} são zero:

$$\begin{aligned}
C_{D(t)} = & \left(\frac{\lambda_1 \cdot V_P + \beta}{\beta} \right) \cdot e^{\lambda_1 t} \times \frac{M_0 \cdot \alpha \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]}{(\lambda_1 - \lambda_2) \cdot V_P \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]} - \\
& \left(\frac{\lambda_1 \cdot V_P + \beta}{\beta} \right) \cdot e^{\lambda_2 t} \times \frac{M_0 \cdot \alpha \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} + (\lambda_1 - \lambda_2) \left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \right]}{(\lambda_1 - \lambda_2) \cdot V_P \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]} + e^{\alpha t} \times \\
& \frac{M_0 \cdot \alpha \cdot \beta}{V_P \cdot V_D \times \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_D} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_P} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_P \cdot V_D} \right]} \quad (\text{Eq. 46})
\end{aligned}$$

Onde: $C_{D(t)}$ = concentração do contaminante variando no tempo para o campo distante, em mg/m³;

M_0 = massa inicial, em mg;

α = constante de primeira ordem, em min⁻¹;

Q = taxa de ventilação, em m³/min;

β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min;

λ_1 = constante da taxa de remoção de contaminante do campo distante, em min⁻¹;

λ_2 = constante da taxa de remoção de contaminante do campo próximo, em min⁻¹;

V_D = volume do campo distante, em m³;

V_P = volume do campo próximo, em m³; e

t = intervalo de tempo infinitesimal maior que zero, em min.

2.8.4 Modelo por Difusão Turbulenta [*Turbulent eddy diffusion*]

O modelo CP/CD apresenta uma descontinuidade na concentração de contaminantes no ar em virtude do discreto gradiente, apenas duas zonas bem distribuídas. Na realidade espera-se um gradiente contínuo de concentração decrescente à medida que se afasta do ponto de emissão (NICAS, 2009 b).

O modelo por difusão turbulenta é aplicado para contornar essa limitação por meio do coeficiente de difusão turbulenta – D_T , que representa o movimento aleatório de

porção (redemoinhos) do ar que transporta(m) as moléculas ou partículas do contaminante além da fonte. Os valores de D_T possuem 2 a 4 ordens de magnitudes em comparação com os valores de D_M , enquanto os valores de D_T estão entre 0,1 e 10 m²/min, os valores de D_M é de aproximadamente 0,001 m²/min (NICAS, 2008; NICAS 2011).

De acordo com Shao *et al.* (2017) a “utilização do modelo por difusão turbulenta e suas variantes na avaliação da exposição é limitada devido à falta de conhecimento sobre o coeficiente de difusão turbulenta isotrópica”.

Keil (2000) e Shao *et al.* (2017) acrescentam que os métodos de estimativa ou critério de seleção dos valores de D_T não estão disponíveis de maneira abrangente, embora estudos tem demonstrado uma forte relação linear entre o D_T e a taxa de renovação do ar. Estão disponíveis valores observados com certas limitações, portanto, devem ser utilizados com cautela e devem admitir as condições pelas quais foram estabelecidos, especialmente sob a amplitude da taxa de renovação do ar aplicada nos estudos. A tabela a seguir sintetiza os valores de D_T observados a partir de várias pesquisas.

Tabela 3 – Valores de D_T reportados a partir de vários estudos

D_T reportado (m ² /min)	Renovações de ar h ⁻¹	Parte das condições de estudo
0,114 - 0,4128	0,2 – 5	Ambiente residencial (dimensões de 9,4 m por 4,1 m e volume de 158 m ³) ^[1]
0,0642 - 0,774	0,2 - 5	Ambiente residencial (dimensões de 5,6 m por 4,4 m e volume de 59 m ³) ^[1]
> 0,06	-	Ambiente fechado (volume de 31 m ³) ^[2]
0,084 - 11,4	-	Ambientes industriais internos ^[3]
0,048 - 11,4 Valores típicos de 0,162	-	Ambientes industriais internos ^[4]
0,066 - 0,5568	0,43 – 2,89	Câmara experimental (dimensões de L x C x H: 2,8 x 2,15 x 2,0 m e volume de 11,9 m ³) ^[5]

Fonte: ^[1] Cheng *et al.* (2011); ^[2] Drivas *et al.* (1996) *apud* Shao *et al.* (2017); ^[3] Nicas (2001); ^[4] Jayjock *et al.* (2007); ^[5] Shao *et al.* (2017)

Drivas *et al.* (1996) *apud* Shao *et al.* (2017) sugeriram um algoritmo para se determinar o D_T em ambientes isotérmicos, ou seja, sem gradiente de temperatura. O algoritmo, no entanto, não foi totalmente validado ainda.

$$D_T = 60 \times (TRA \cdot U_{ENT}^2 \cdot H^4 \cdot 0,08)^{0,33} \quad (\text{Eq. 47})$$

Onde: D_T = coeficiente de difusão turbulenta, em m^2/min ;
 TRA = taxa de renovações de ar, em s^{-1} ;
 U_{ENT} = velocidade do ar na entrada do sistema de insuflação, em m/sec ; e
 H = pé direito do ambiente, em m.

Nicas (2008), Nicas (2009) e Nicas (2011) colocam que a construção da modelagem por difusão turbulenta requer a posição do exposto em relação à fonte de emissão, expressa em distância radial – r ou como coordenadas no espaço cartesiano (x , y , z), sendo que a fonte é o ponto de origem (0, 0, 0). A r pode ser determinada a partir da resultante dos eixos ortogonais:

$$r = \sqrt{x^2 + y^2 + z^2} \quad (\text{Eq. 48})$$

Onde: r = distância radial entre a fonte e exposto, em m;
 x = coordenada no eixo x do espaço cartesiano, em m;
 y = coordenada no eixo y do espaço cartesiano, em m; e
 z = coordenada no eixo z do espaço cartesiano, em m.

No entanto, o transporte do contaminante pode ser dominado pelas correntes de ar convectivas sobre a difusão turbulenta e desse modo, o efeito aditivo de ambas deve ser contabilizado. O fluxo de ar advectivo é caracterizado pela maior parte do movimento do ar em uma dada direção que sobrepõe a difusão turbulenta. Assim sendo, a velocidade média do ar – U ao longo dos eixos no espaço cartesiano é determinada, o vetor médio do fluxo de ar é decomposto e a mesma é acumulada ao D_T .

2.8.4.1 Difusão turbulenta sem advecção, com taxa de geração constante e com zona semiesférica

A estimativa da concentração em um modelo semiesférico por difusão turbulenta que considera a G constante deve assumir que a dispersão do contaminante é simetricamente radial com origem da fonte; que próximo a fonte não há fluxo de ar advectivo que influenciará no padrão de dispersão, ou seja, U é zero; e que o indivíduo deve estar próximo à fonte, r deve estar dentro de aproximadamente 1 metro (NICAS, 2008, NICAS 2011).

A equação que descreve a difusão turbulenta sem advecção, com taxa de emissão constante e zona semiesférica com a base em uma superfície sólida é expressa por:

$$C_{(x,y,z,t),SA} = \frac{G}{2 \cdot \pi \cdot D_T \cdot \sqrt{x^2 + y^2 + z^2}} \cdot \left[1 - \operatorname{erf} \left(\sqrt{\frac{x^2 + y^2 + z^2}{4 \cdot D_T \cdot t}} \right) \right] \quad (\text{Eq. 49})$$

Onde: $C_{(x,y,z,t),SA}$ = concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem sem advecção, em mg/m³;

x = coordenada no eixo x do espaço cartesiano, em m;

y = coordenada no eixo y do espaço cartesiano, em m;

z = coordenada no eixo z do espaço cartesiano, em m;

G = taxa de geração constante de contaminante, em mg/min;

D_T = coeficiente de difusão turbulenta, em m²/min; e

erf = função erro de equações diferenciais parciais que descrevem a difusão; e

t = intervalo de tempo infinitesimal maior ou igual a zero, em min.

Uma forma alternativa para tratar a exposição por este modelo é considerar a concentração em estado estacionário – $C_{(x,y,z),EE,SA}$ (NICAS, 2008, NICAS 2011). A equação a seguir demonstra esse entendimento:

$$C_{(x,y,z),EE,SA} = \frac{G}{2 \cdot \pi \cdot D_T \cdot \sqrt{x^2 + y^2 + z^2}} \quad (\text{Eq. 50})$$

Onde: $C_{(x,y,z),EE,SA}$ = concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem em estado estacionário e sem advecção, em mg/m³;

x = coordenada no eixo x do espaço cartesiano, em m;

y = coordenada no eixo y do espaço cartesiano, em m;

z = coordenada no eixo z do espaço cartesiano, em m;

G = taxa de geração constante de contaminante, em mg/min; e

D_T = coeficiente de difusão turbulenta, em m²/min.

O termo $\sqrt{x^2 + y^2 + z^2}$ pode ser substituído pela r .

2.8.4.2 Difusão turbulenta com advecção, com liberação pulsada de massa e com zona semiesférica

A difusão turbulenta com advecção, taxa de emissão constante e zona semiesférica com a base em uma superfície sólida não possui equação em forma fechada. Todavia, Nicas (2008) e Nicas (2011) estabelecem uma equação por método numérica por séries de liberação pulsadas em intervalos de um segundo como alternativa, que pode ser expressa da seguinte maneira:

$$C_{(x,y,z,t),CA} = \frac{M_0}{8 (\pi \cdot D_T \cdot t)^{1,5}} \times e^{-\frac{(x-U \cdot t)^2 + y^2 + z^2}{4 \cdot D_T \cdot t}} \quad (\text{Eq. 51})$$

Onde: $C_{(x,y,z,t)}$ = concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem com advecção, em mg/m³;
 x = coordenada no eixo x do espaço cartesiano, em m;
 y = coordenada no eixo y do espaço cartesiano, em m;
 z = coordenada no eixo z do espaço cartesiano, em m;
 M_0 = liberação pulsada de massa no tempo zero, em mg;
 U = velocidade do fluxo de ar convectivo da esquerda para a direita ao longo do eixo x do espaço cartesiano, em m/s;
 D_T = coeficiente de difusão turbulenta, em m²/min; e
 t = intervalo de tempo infinitesimal maior ou igual a zero, em min.

2.8.4.3 Difusão turbulenta com advecção, com taxa de geração constante de massa e com zona semiesférica em estado estacionário

A exposição pode ser modelada considerando a concentração em estado estacionário por difusão turbulenta e com advecção – $C_{(x,y,z),EE,CA}$ (NICAS, 2009 b). A equação a seguir demonstra esse entendimento:

$$C_{(x,y,z),EE,CA} = \frac{G}{2 \cdot \pi \cdot D_T \cdot \sqrt{x^2 + y^2 + z^2}} \times e^{-\frac{U}{2 \cdot D_T} \times (\sqrt{x^2 + y^2 + z^2} - x)} \quad (\text{Eq. 52})$$

Onde: $C_{(x,y,z),EE,CA}$ = concentração do contaminante na posição (x, y, z) do espaço cartesiano em relação à fonte de origem em estado estacionário e com advecção, em mg/m³;

x = coordenada no eixo x do espaço cartesiano, em m;

y = coordenada no eixo y do espaço cartesiano, em m;

z = coordenada no eixo z do espaço cartesiano, em m;

G = taxa de geração constante de contaminante, em mg/min; e

U = velocidade do fluxo de ar convectivo da esquerda para a direita ao longo do eixo x do espaço cartesiano, em m/s; e

D_T = coeficiente de difusão turbulenta, em m²/min.

2.9 CONCENTRAÇÕES NO AR E EXPOSIÇÃO DO TRABALHADOR

Os modelos apresentados têm o objetivo determinar uma concentração de um contaminante na zona respiratória do trabalhador. A concentração reportada pelo modelo pode ser expressa em cenário de pior caso, série temporal ou concentração média. No entanto, essa concentração é uma das variáveis para compor a exposição do trabalhador (KEIL 2009 a).

A exposição resultante do trabalhador é composta pelas variações das concentrações devido a alternância no espaço e o tempo de permanência que o trabalhador dispense em cada concentração existente na área. A reconstrução mais precisa da exposição necessitará de mais dados específicos sobre as atividades do trabalhador e da abordagem de ponderação temporal da concentração (KEIL, 2009 a).

Milz (2011), com propriedade, complementa que as exposições quando comparadas com os LEO, as exposições precisam corresponder ao tempo padrão especificado para o tipo de LEO. Portanto, as exposições devem estar expressas em médias

ponderadas pelo tempo. O tempo será o peso para determinar a média resultante das variadas exposições. Desse modo, para comparação da exposição ao TLV-TWA, TLV-STEL e TLV-C deverá adotar os seguintes tempos, respectivamente, 8 horas, 15 minutos e valores instantâneos, quando este último estiver indisponível, adotar o tempo de 15 minutos.

Caravanos (1991) indica a seguinte formula para cálculo da concentração média pondera pelo tempo – C_f para estimativa da exposição final do trabalhador:

$$C_f = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i \times t_i)}{\sum_{i=1}^n (t_i)} \quad (\text{Eq. 53})$$

Onde: C_f = concentração média pondera pelo tempo – final, em mg/m³ ou ppm;
 C_i = concentração média do enésimo intervalo de tempo, em mg/m³ ou ppm; e
 t_i = iésimo intervalo de tempo, em h, min ou s.

2.10 TÉCNICA DE MODELAGEM ESTOCÁSTICA

A avaliação determinística estima um valor pontual para cada variável de entrada, *input*, para calcular uma estimativa final também pontual, *output*. Geralmente a seleção desse *output* recai sobre os percentis altos, como percentil 95 – X_{95} . Consequentemente, ocorre uma superestimação da avaliação final (BRATT *et al.*, 2011).

Em contrapartida, na Análise de Monte Carlo ou Simulação de Monte Carlo – SMC os *inputs* são parametrizados de acordo com a sua distribuição de probabilidade. Os valores serão gerados a partir das distribuições de probabilidade que regem cada parâmetro e esses valores serão combinados. Esse processo será repetido milhares de vezes e como resultado, o *output* será reportado também em uma distribuição de probabilidade (BRATT *et al.*, 2011).

De acordo com Fiorito (2009) a escolha de uma dada distribuição de probabilidade que se ajuste a um *input* pode ser determinada quando há informação empírica ou não há informação disponível. A informação empírica a partir de registro histórico ou por compilação deve ser validada para confirmar a aderência do *input* à determinada distribuição de probabilidade e deve estar dentro dos limites de amplitude estabelecidos. Em contrapartida, quando não dados disponíveis cabe ao modelador julgar em termos de seleção da distribuição de probabilidade apropriada e é por isso que o conhecimento sobre as diferentes alternativas de distribuições de probabilidade é valioso.

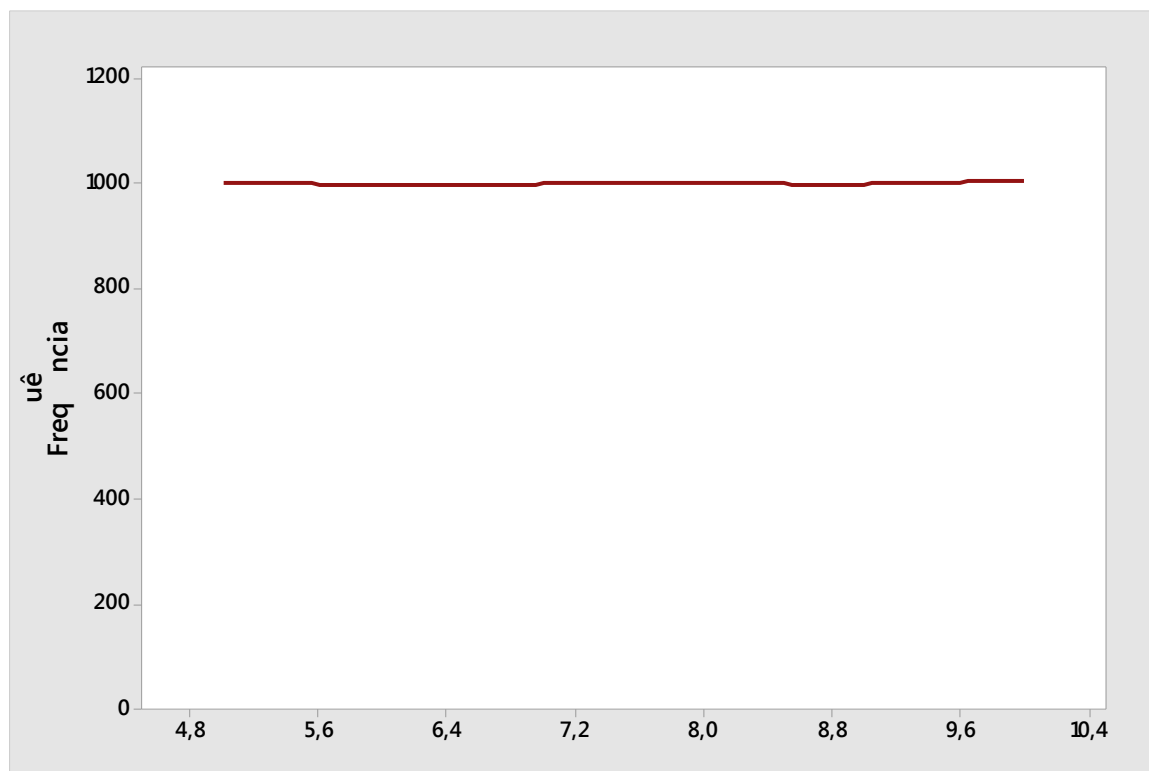
As principais distribuições de probabilidade que são aplicadas de uma maneira geral podem ser consolidadas em distribuição de probabilidade uniforme, triangular e normal. Em higiene industrial, as exposições seguem frequentemente uma distribuição de probabilidade lognormal (FIORITO, 2009; JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009; FLEEEGER; LILLQUIST, 2011).

As distribuições podem ser divididas ainda em contínuo ou discretas, a depender da característica variável aleatória (FIORITO, 2009).

A distribuição de probabilidade uniforme possui dois parâmetros, valor mínimo e máximo. Os valores entre esse intervalo possuem resultado igualmente prováveis. É utilizada quando há pouquíssima informação disponível sobre um *input* (FIORITO, 2009; JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009).

A figura a seguir mostra a distribuição de probabilidade uniforme contínua com limite mínimo e máximo, respectivamente, de 5 e 10 a partir da criação de 100.000 dados aleatórios.

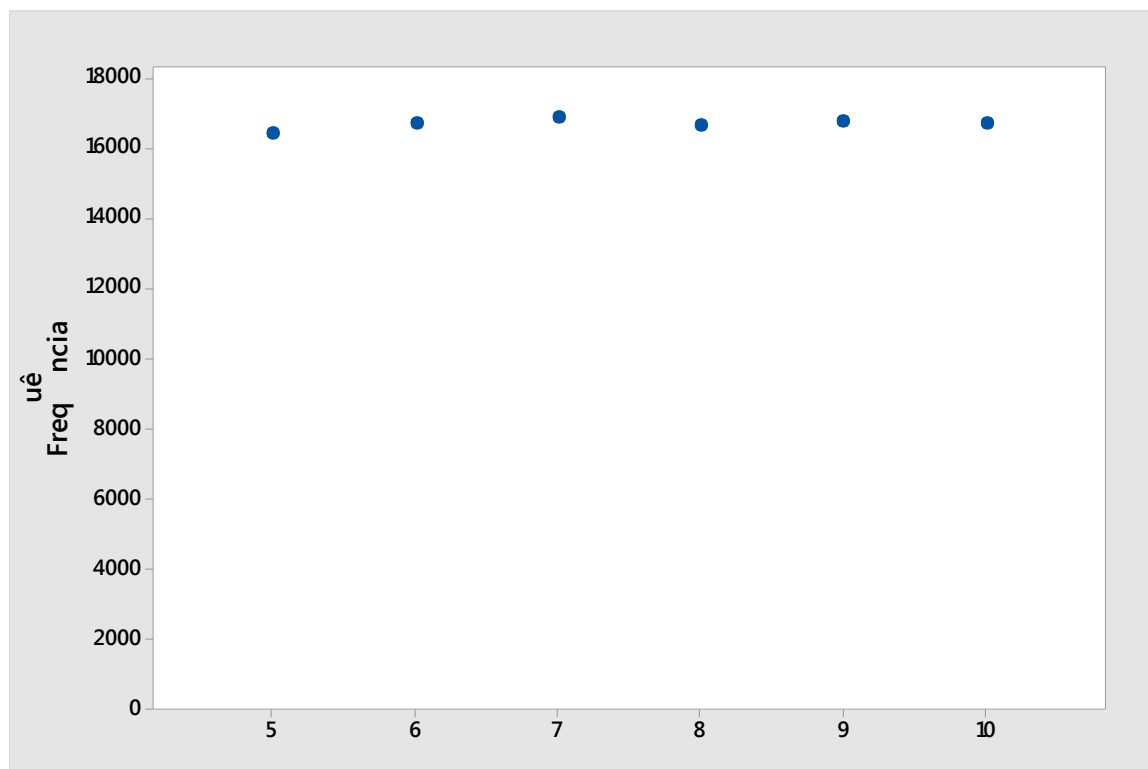
Figura 8 – Distribuição uniforme contínua (5; 10) gerada a partir de 100.000 iterações



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A seguir é apresentado uma distribuição de probabilidade uniforme discreta com limite mínimo e máximo, respectivamente, de 5 e 10 a partir da criação de 100.000 dados aleatórios.

Figura 9 – Distribuição uniforme discreta (5; 10) gerada a partir de 100.000 iterações

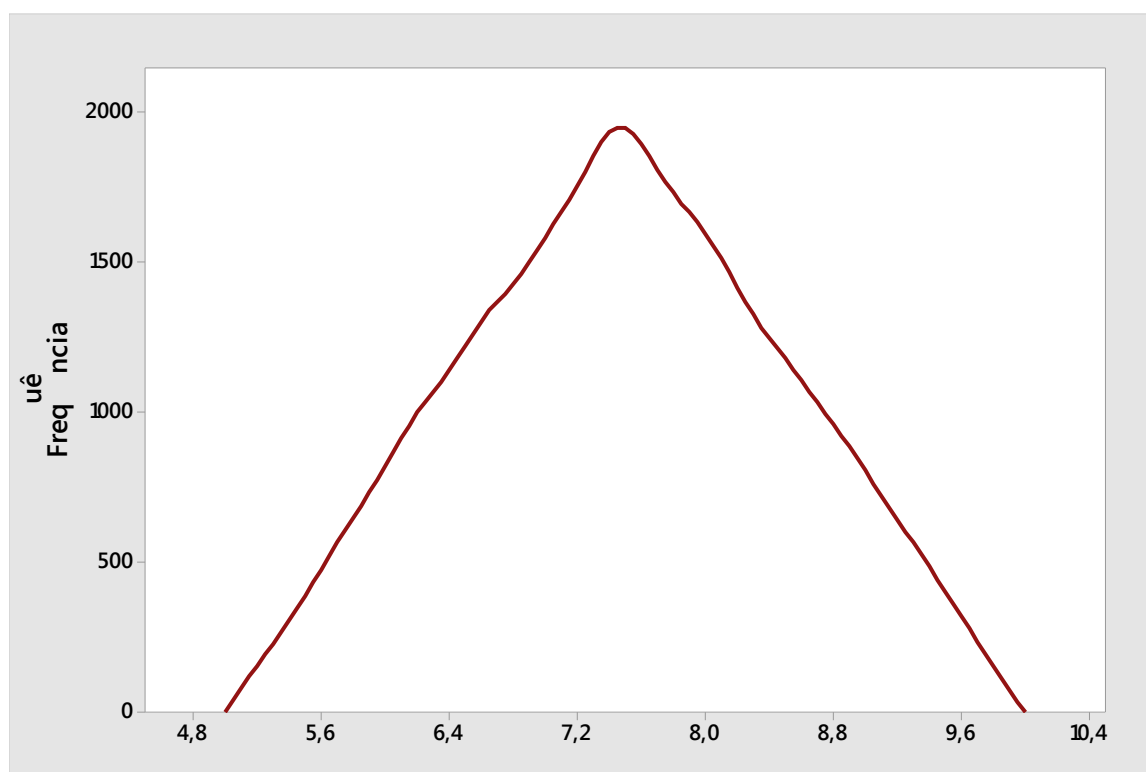


Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade triangular possui três parâmetros, valor mínimo, moda e valor máximo. Os valores entre esse intervalo possuem resultado mais prováveis tanto quanto mais próximo à moda e menos prováveis tanto quanto mais próximo aos extremos, podendo ser simétrica ou assimétrica. É utilizada para uma aproximação da distribuição de probabilidade normal, quando há ausência de informação mais completa sobre um *input* (FIORITO, 2009; JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009).

A seguir é representada uma distribuição de probabilidade triangular simétrica contínua com limite mínimo, moda e máximo, respectivamente, de 5; 7,5 e 10 criada a partir da criação de 100.000 dados aleatórios.

Figura 10 – Distribuição triangular simétrica (5; 7,5; 10) gerada a partir de 100.000 iterações

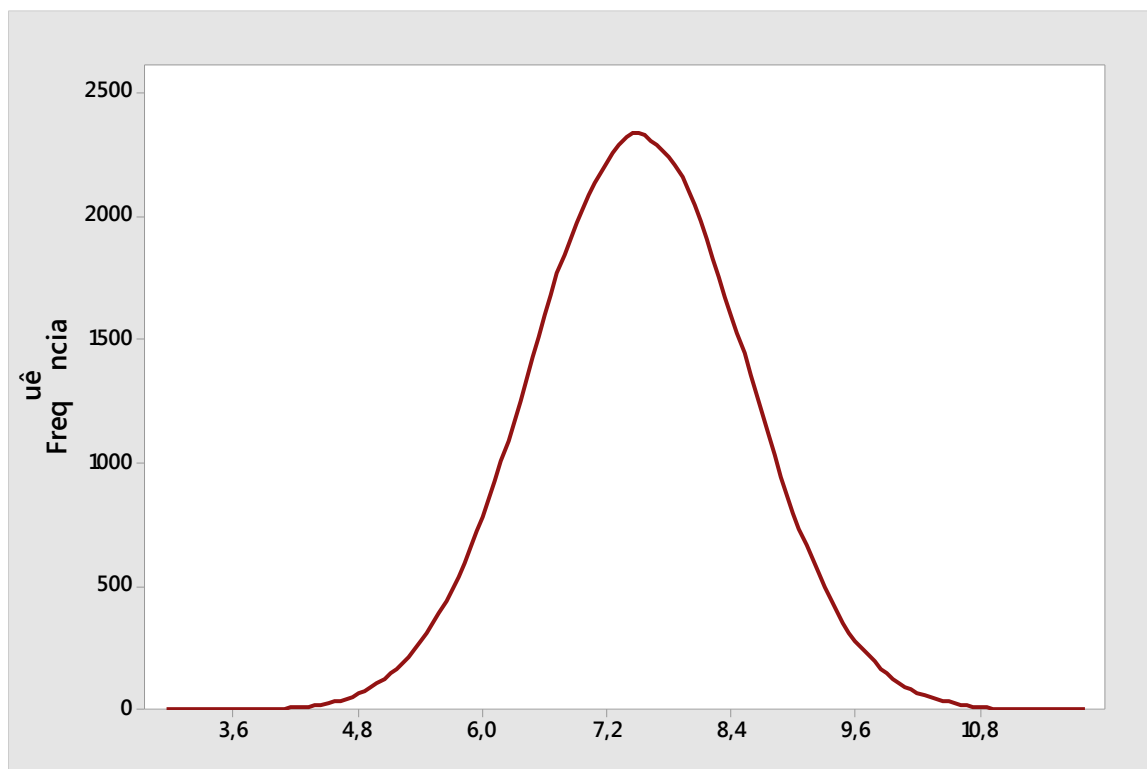


Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade normal possui dois parâmetros, média e desvio padrão. A maior densidade de probabilidade está ao redor da média. É utilizada quando há informação bem estabelecida sobre um *input* (FIORITO, 2009; JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009).

A seguir é representada uma distribuição de probabilidade normal contínua com média de 7,5 e desvio padrão de 1 gerada a partir da criação de 100.000 dados aleatórios.

Figura 11 – Distribuição normal (7,5; 1) gerada a partir de 100.000 iterações

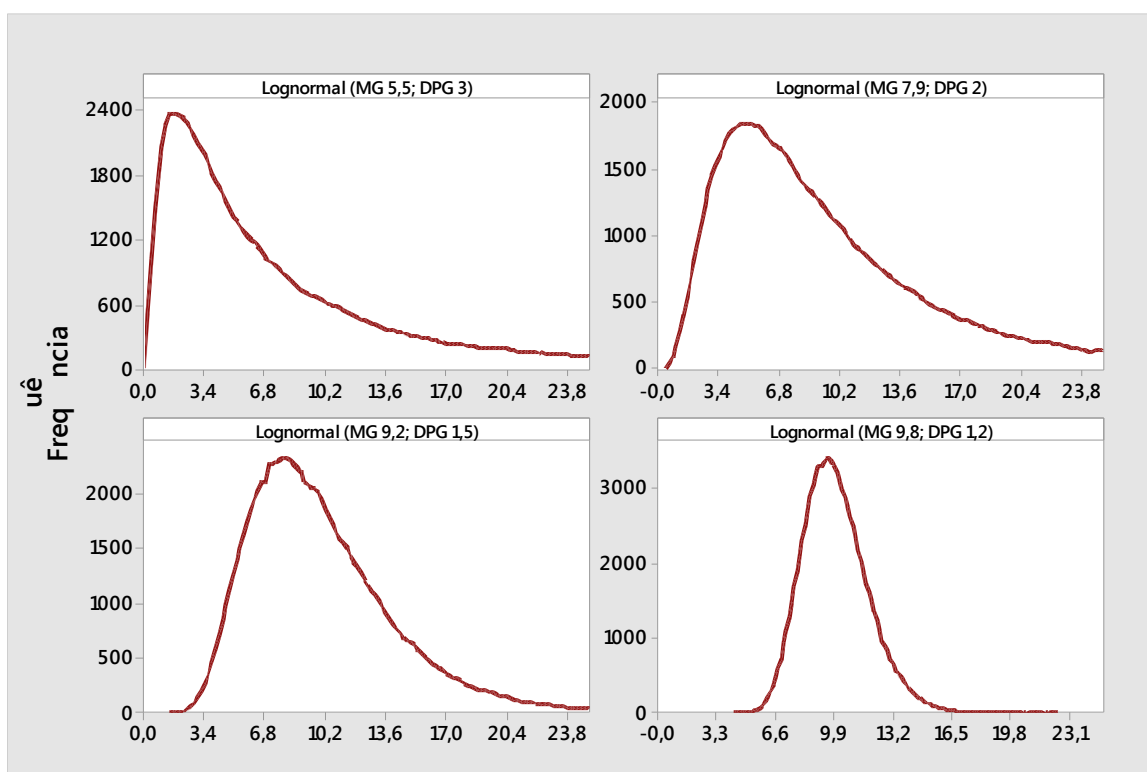


Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade lognormal possui dois parâmetros, MG e DPG. Similar à distribuição de probabilidade normal, a maior densidade de probabilidade está ao redor da moda, mediana e média, todavia apresenta uma distorção à direita. É utilizada quando há informação bem estabelecida sobre um *input* (JAYJOCK; RAMACHANDRAN; ARNOLD, 2009).

A seguir é representada quatro distribuições lognormais contínuas geradas a partir da criação de 100.000 dados aleatórios para cada uma delas.

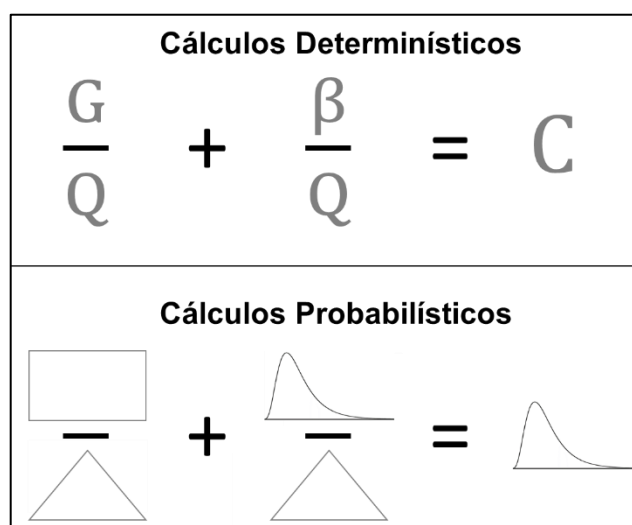
Figura 12 – Distribuições lognormais geradas a partir de 100.000 iterações



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A figura a seguir compara os cálculos determinísticos e os cálculos probabilísticos.

Figura 13 – Comparação entre os cálculos determinísticos e probabilísticos



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

2.11 FORMALDEÍDO

O formaldeído é também nomeado como formol, metanal, aldeído fórmico, oximetileno ou formalina, identificado pelo CAS 50-00-0 e com fórmula molecular CH_2O (PATNAIK, 2007; LARRAÑAGA; LEWIS; LEWIS, 2016).

2.11.1 Propriedades físico-químicas

Dentre as suas propriedades, possui odor forte e pungente, densidade de vapor de 1,067 (ar = 1,000), massa molar de 30,026 g/mol, ponto de ebulição de $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$, ponto de congelamento de $-118\text{ }^{\circ}\text{C}$, temperatura de autoignição de $430\text{ }^{\circ}\text{C}$ e solubilidade em água, álcool e na maioria dos solventes orgânicos, exceto em éter de petróleo (LEWIS, 2004; HAYNES, 2014; LARRAÑAGA; LEWIS; LEWIS, 2016).

2.11.2 Dados toxicológicos

O formaldeído é um carcinógeno confirmado com dados experimentais carcinogênicos, tumorigênicos e teratogênicos. É tóxico para humano por ingestão, contato com a pele, inalação, vias intravenosa, intraperitoneal e subcutânea. Causa efeitos sistêmicos em humanos por inalação, como lacrimação, alterações olfativas, agressões e alterações pulmonares. Dados experimentais demonstraram efeitos reprodutivos. Está disponível também dados relativos a mutação humana. Possui o potencial de irritar a pele e os olhos. Se ingerido, provoca forte vômito e diarreia que podem levar ao colapso. A exposição frequente ou prolongada pode causar hipersensibilidade, levando à dermatite de contato, possivelmente de natureza eczematóide. Uma concentração no ar de 20 ppm é rapidamente irritante para os olhos (LEWIS, 2004; PATNAIK, 2007).

2.11.3 Propriedade de alerta, limites de exposição ocupacional e parâmetros de risco para pessoas em emergência

A amplitude de concentração de odor como propriedade de alerta, os limites de exposição ocupacional e os parâmetros de risco para pessoas em emergência do formaldeído foram tabelados a seguir:

Tabela 4 – Parâmetros de risco do formaldeído

Descritor	Valor		Fonte consultada [Detalhes]
	(ppm)	(mg/m ³)	
Faixa de Valores para Odor	0,027 – 9.770	0,033 – 12000	Murnane; Lehochy; Owens (2013) [Odor pungente]
TLV-TWA	0,1	0,123	ACGIH (2019) [Cancerígeno comprovadamente para humanos (A1), sensibilizante dérmico e respiratório]
TLV-STEL	0,3	0,368	
LT-VT	1,6	2,3	Brasil (1978)
IPVS	20	24,564	NIOSH (2018) [Potencialmente carcinogênico]
ERPG-1	1	1,228	AIHA (2018) [Provavelmente detectável pelo odor próximo ao nível do ERPG-1]
ERPG-2	10	12,282	
ERPG-3	40	49,129	

Fonte: Arquivo pessoal (2019)

De acordo com Stephenson; Lillquist (2001), quando os trabalhadores estão expostos aos gases e vapores sob temperaturas e pressões substancialmente diferentes de 25°C e 760 mmHg, deve-se ter cautela ao comparar os resultados da amostragem com os LEO aplicáveis em unidade de ppm, pois a dose resultante será alterada visto que o LEO considerará as CNTP. Sendo uma das alternativas, portanto, converter o LEO para mg/m³.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

As fontes de dados para caracterização básica da exposição, que envolve o ambiente de trabalho, a força de trabalho e os agentes ambientais, foram obtidas por meio de prova pericial para constatação das condições de trabalho, provas documentais apresentadas e prova testemunhal relatada por terceiro(s) ao juiz, todas concedidas gentilmente pelo perito do juízo para desenvolvimento deste estudo. A prova pericial foi solicitada pelo juiz que requeria a análise da demanda do reclamante, *ipsis litteris*, devido a “exposição insalubre aos gases emanados no desempenho das atividades laborais”.

As estimativas das distribuições de probabilidade, e seus parâmetros, que regem os *inputs* foram obtidas a partir da literatura disponível e baseadas nos relatos da(s) testemunha(s) e dos documentos comprobatórios apresentados pelas partes.

A identificação da composição do produto químico e da concentração solução química foi realizada mediante a consulta documental de Fichas de Informação de Segurança dos Produtos Químicos – FISPQ e *Material Safety Data Sheet* – MSDS. Os dados das propriedades físico-químicas da substância ativa foram extraídos do *Hazardous Substance Data Bank* – HSDB por intermédio da *Toxicology Data Network* – TOXNET dos *National Institutes of Health* – NIH.

3.1 PLANILHAS ELETRÔNICAS E SOFTWARES

A estimativa da PV da mistura foi calculada a partir da planilha eletrônica modelo disponibilizada pela AIHA e adaptada para mistura aquosa, conforme as orientações disponíveis em Stenzel; Arnold (2015).

O suplemento *Simulación 4.0* versão em inglês do *Microsoft Office® Excel® 2016* desenvolvido totalmente em *Visual Basic for Applications* – VBA pelo PhD José

Ricardo Varela da Universidade de CEMA, Buenos Aires, foi utilizado para gerar as variáveis aleatórias, em um total de 10.000 iterações por simulação, detectar as possíveis distribuições de probabilidade de conjunto de variáveis aleatórias e simular pelo Método de Monte Carlo.

As concentrações foram modeladas matematicamente pela planilha eletrônica *IH Mod 2.0* e, como suporte, foi utilizada a planilha eletrônica *IH Mod 2.0 Support File* para estimar as taxas de evaporação superficial do líquido através da equação de Hummel; Braun; Fehrenbacher, para converter as unidades de medida e para estimar α nos modelos de taxa de emissão com decréscimo exponencial. Ambas planilhas foram desenvolvidas pelo *Exposure Assessment Strategies Committee – EASC* da AIHA.

Os histogramas com as linhas de projeções e/ou os ajustes de distribuição de probabilidade foram criados e os testes de normalidade e lognormalidade dos conjuntos de dados foram calculados no *Minitab*® 18.1.

3.2 AMBIENTE DE TRABALHO

O local de pesquisa foi em um laboratório de anatomia, declarado como anatomia macroscópica, de uma instituição brasileira de ensino superior. O laboratório de anatomia funcionou durante o período laboral de cerca de sete anos pelo reclamante, laboratorista que pleiteava o adicional de insalubridade, antes de sua desativação e construção de novas instalações mais modernas. O laboratório era composto basicamente de dois ambientes.

O primeiro ambiente, denominado de primeiro espaço virtual, era utilizado para armazenamento e conservação dos cadáveres humanos. No outro, identificado como segundo espaço virtual, era utilizado para dissecação e estudo dos cadáveres. Ambos ambientes eram conectados por portas que eram mantidas normalmente fechadas e possuíam sistema *Heating, Ventilation, and Air Conditioning* - HVAC

projetado para manter a temperatura dos ambientes entre 18 e 20 °C e operar com 20 renovações de ar por hora, sendo que o detalhamento de fatores de segurança para o projeto não foram mencionados e não foi informado dados adicionais sobre as possíveis fontes de contaminação na tomada e recirculação de ar do sistema HVAC.

O primeiro espaço virtual, local para armazenamento e conservação dos cadáveres, possuía volume cerca 262,5 m³ sem oclusão (15,0 m x 5,0 m x 3,5 m) e o único reservatório utilizado para armazenamento dos cadáveres humanos submergidos tinha volume de aproximadamente 3 m³ (2,5 m x 1,5 m x 0,8 m) contendo solução de formol aquoso entre 9 a 11% e área superficial do líquido de 3,75 m².

A dimensão do segundo espaço virtual, ambiente de dissecação e estudo dos cadáveres em mesas, era de 20 m x 15 m x 3,5 m (volume sem oclusão de 1.050 m³). Neste espaço havia mesas de dissecação distribuídas ao longo do ambiente que variavam entre 8 a 12 mesas por aula.

3.3 ATIVIDADES DESENVOLVIDAS PELO RECLAMANTE

Dentre as atividades do laboratorista, no primeiro espaço virtual, consistia em selecionar e guardar as partes dos cadáveres no reservatório de armazenamento e conservação cerca de 3 a 5 vezes por dia durante 10 a 20 minutos para cada vez. No segundo espaço virtual, o reclamante organizava a disposição das mesas de dissecação e as peças na mesma, em seguida, permanecia neste ambiente para auxiliar o docente durante a aula, totalizando cerca de 2 a 4 aulas por dia durante 45 a 60 minutos por aula. No restante do período do trabalho, que totaliza 8 horas diariamente, o empregado executava atividades administrativas em outras instalações sem a constatação de exposição ao formol. A variação da frequência e do tempo de duração das atividades e da quantidade de mesas de dissecação dependia da disciplina ministrada, do plano de aula do professor, da quantidade de peças solicitadas e da quantidade de discentes.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A obtenção dos resultados é reportada em quatro etapas, as três primeiras fundamentadas na avaliação da exposição baseada na tarefa. A primeira etapa aborda a estimativa da distribuição de probabilidade da concentração do primeiro espaço virtual, no ambiente para armazenamento e conservação dos cadáveres. Em seguida, a segunda etapa trata a estimativa da distribuição de probabilidade da concentração do segundo espaço virtual, no local de organização da disposição das mesas de dissecação e estudo dos cadáveres. A penúltima etapa versa sobre a estimativa da distribuição de probabilidade da concentração final. Por fim, a quarta etapa encarrega-se em confrontar a exposição frente aos LEO de cumprimento obrigatório e de conhecimento científico.

Devido à ausência de estimativa confiável do D_T para o modelo de difusão turbulenta sem ou com advecção, foram utilizados outros modelos nesta pesquisa.

4.1 DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DA CONCENTRAÇÃO DO PRIMEIRO ESPAÇO VIRTUAL

A tarefa de armazenamento e conservação dos cadáveres era executada próximo a fonte geradora, recipiente contendo a solução aquosa de formol. Dessa maneira adotou-se o modelo Campo Próximo / Campo Distante – 2 Zonas [*Near Field / Far Field – NF/FF – Two-Box*] para estimativa da concentração.

Visto que a exposição ocorre na circunvizinhança da fonte, ou seja, a distância entre a zona respiratória e a fonte é inferior a 2 m da fonte, a concentração no campo próximo – C_P foi assumido para estimativa da exposição neste espaço virtual.

Jayjock; Armstrong; Taylor (2011) aprovaram o modelo *Near Field / Far Field – NF/FF – Two-Box* ao Padrão de Daubert, amplamente aceito pela Suprema Corte

Americana em testemunho de especialista, pois o submeteram e aprovaram nos 4 requisitos chaves: extensas publicações revisadas por pares e aceitação científica, resultados de teste válidos contra dados adequados de medição, critérios adequados satisfeitos para uma taxa de erro aceitável e padrões de uso, e amplamente utilizado em práticas profissionais de higiene industrial e estudos de avaliação de exposição.

Segundo Jayjock (2011) deve-se assumir a $C_{P,EE}$, vide Equação 41, como parâmetro da estimativa da distribuição de probabilidade da exposição em situações que a concentração inicial não é nula e há dificuldade em determiná-la.

A estimativa da $C_{P,EE}$ requer as seguintes variáveis aleatórias:

- G = taxa de geração constante de uma fonte pontual, em mg/min;
- Q = taxa de ventilação, em m³/min; e
- β = taxa de vazão entre o campo próximo e distante, em m³/min.

4.1.1 Taxa de evaporação – G

A estimativa da distribuição da probabilidade da taxa de evaporação – G superficial do líquido foi simulada pela Equação 25 de Hummel; Braun; Fehrenbacher.

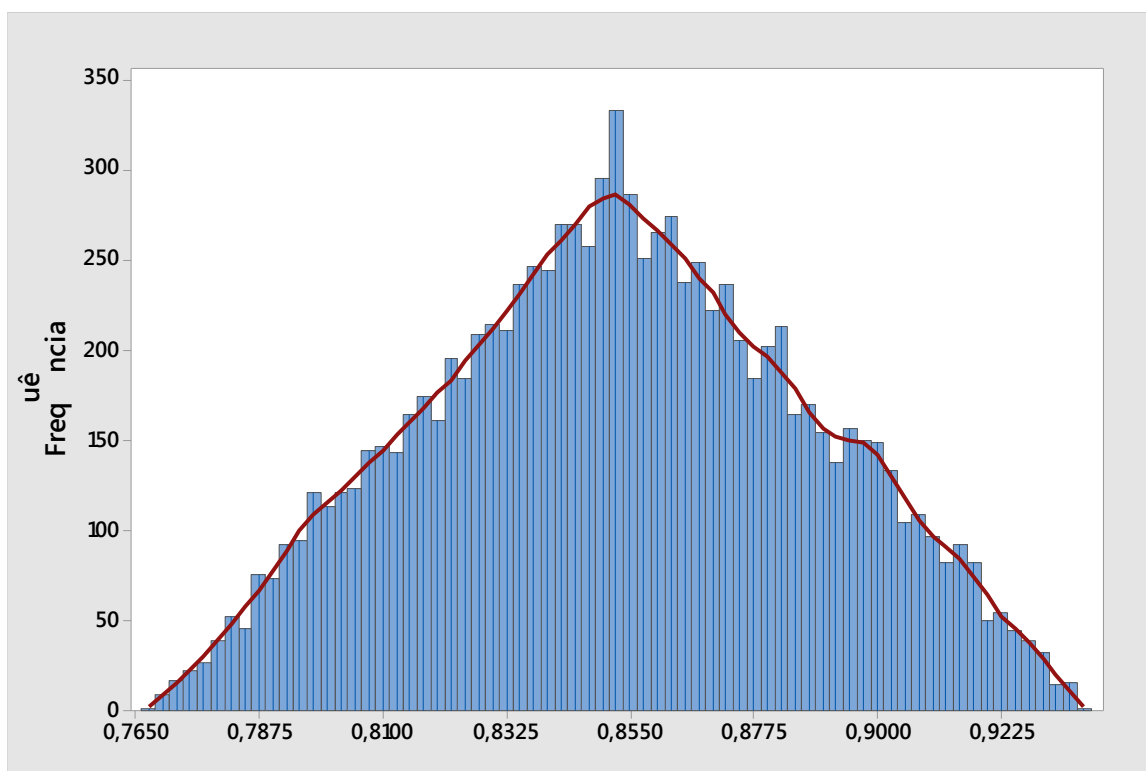
4.1.1.1 Distribuição de probabilidade da PV da solução aquosa de formol

As variáveis aleatórias definidas para estimar a PV da mistura aquosa de formol foram a razão da porcentagem de peso e volume relatada na FISPQ do produto em entre 9 e 11%, de forma que a solução aquosa de formol para conservação de cadáveres é intencionada em manter a razão em 10%. Dessarte, a distribuição de probabilidade triangular contínua (9; 10; 11) foi adotada.

Em consulta ao banco de dados da HSDB da TOXNET é relatado que o formol em mistura aquosa possui k_H de $3,37 \times 10^{-7} \text{ atm.m}^3.\text{mol}^{-1}$ (TOXNET, 2015). Em consulta a ACGIH (2019) a massa molar do formaldeído informada é de $30,03 \text{ g.mol}^{-1}$.

Após a simulação de 10.000 iterações foi obtido o histograma apresentado a seguir.

Figura 14 – Distribuição de probabilidade triangular contínua (0,768; 0,851; 0,938) em mmHg da PV da solução aquosa de formol



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A análise da linha de projeção e dos dados gerados da simulação permite prever uma distribuição de probabilidade triangular contínua (0,768; 0,851; 0,938) em mmHg da PV da solução aquosa de formol.

4.1.1.2 Constante de primeira ordem – α

A constante de primeira ordem – α para determinação da taxa de evaporação não foi calculado pelo algoritmo de Keil; Nicas (2003), visto que o mesmo foi limitado aos líquidos com amplitude da PV entre 6 e 400 mmHg.

Calculou-se α pelo modelo de decréscimo da massa no tempo, vide Equação 30, resultando valores da ordem de $0,0000542 \text{ min}^{-1}$. Isso é, esse valor é tão irrisório que para simplificação e praticidade, assumiu-se o modelo de taxa de geração constante.

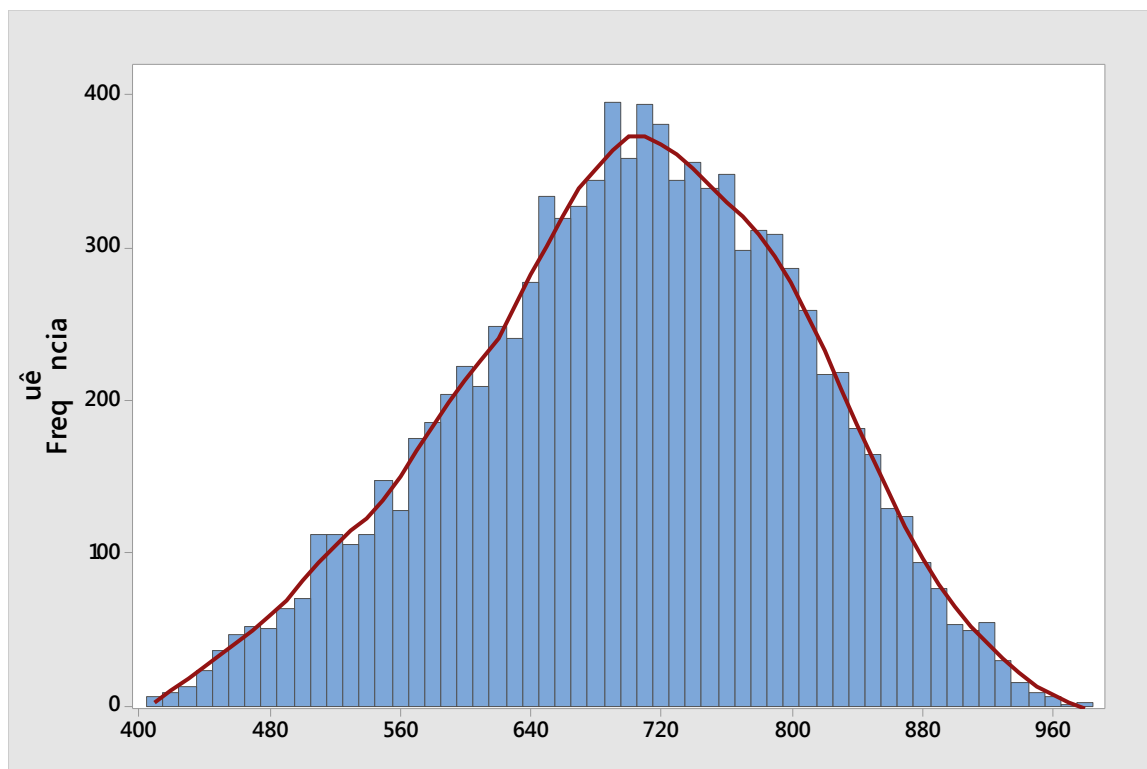
4.1.1.3 Distribuição de probabilidade da taxa de evaporação – G

A distribuição de probabilidade da taxa de evaporação – G foi determinada a partir das seguintes constantes e variáveis aleatórias:

- Pressão atmosférica: determinada como constante em 1 atm;
- Velocidade do ar sobre a superfície do líquido: estimada a partir do Quadro 1 com uma distribuição triangular contínua (0,2; 0,6; 1,0) em cm/s;
- Temperatura do líquido: definida a partir da configuração do sistema HVAC com uma distribuição uniforme contínua (18; 20) em °C;
- Comprimento e área do recipiente: obtidos a partir dos dados dimensionais e assumidos como constante;
- Massa molar: assumida como constante de 30,03, informada no livreto do TLVs & BEIs 2018 da ACGIH.
- Pressão de vapor da mistura: determinada a partir da simulação e assumida uma distribuição de probabilidade triangular contínua (0,768; 0,851; 0,938) em mmHg.

Após a simulação de 10.000 iterações foi gerado o seguinte histograma acompanhada da linha de ajuste.

Figura 15 – Distribuição de probabilidade triangular contínua (407; 978; 690) em $\text{mg}\cdot\text{min}^{-1}$ da G do recipiente contendo a solução aquosa de formol



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Os dados gerados foram submetidos ao Teste para normalidade e lognormalidade de Ryan-Joiner, em ambos testes os p-valores ($<0,01$) são menores que o nível de significância. Portanto, com 5% de nível de significância, há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é normal ou lognormal. Dessa maneira, a partir dos dados gerados da simulação foi estabelecida uma distribuição de probabilidade triangular contínua (407; 978; 690) em $\text{mg}\cdot\text{min}^{-1}$ da G do recipiente contendo a solução aquosa de formol.

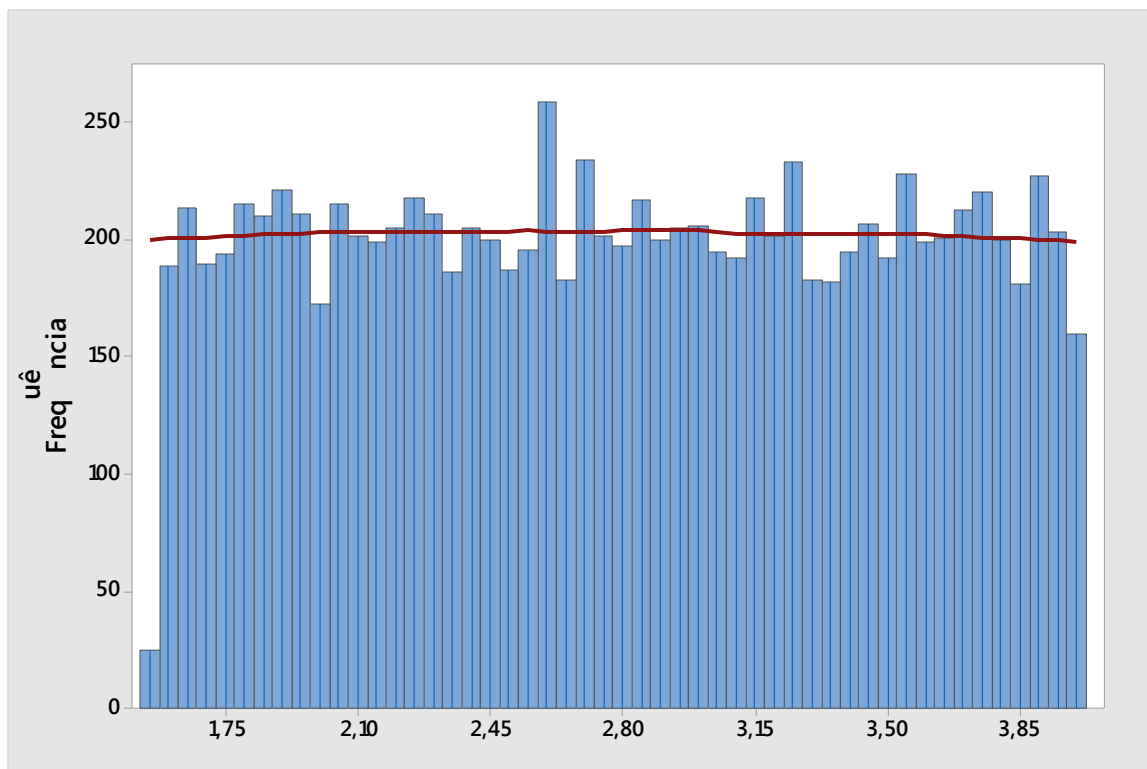
4.1.2 Taxa de vazão – Q

A estimativa da distribuição da probabilidade da taxa de vazão – Q foi obtida pela identificação de um projeto de sistema HVAC prevendo operar em 20 renovações de ar por hora. De acordo com Hewett (2018), quando não há mais informações disponíveis sobre a variabilidade da vazão do sistema de ventilação, o coeficiente de variação de 10% sobre a média e uma distribuição de probabilidade normal é uma estimativa razoável. Visto que o volume do ambiente sem oclusão totaliza 262,5 m³, a taxa de vazão média é de 87,5 m³.min⁻¹ com desvio padrão de 8,75 m³.min⁻¹.

4.1.3 Taxa de vazão interzonal – β

Para a estimativa da distribuição da probabilidade da área superficial livre – ASL foi assumida uma zona semiesférica de raio – r com distribuição de probabilidade uniforme contínua (0,5; 0,8) em m, correspondente à distância entre a zona respiratória e a superfície do líquido. Consequentemente, a ASL possuirá uma distribuição de probabilidade uniforme contínua (1,571; 4,021) em m².

Figura 16 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (1,571; 4,021) em m² da ASL da zona semiesférica

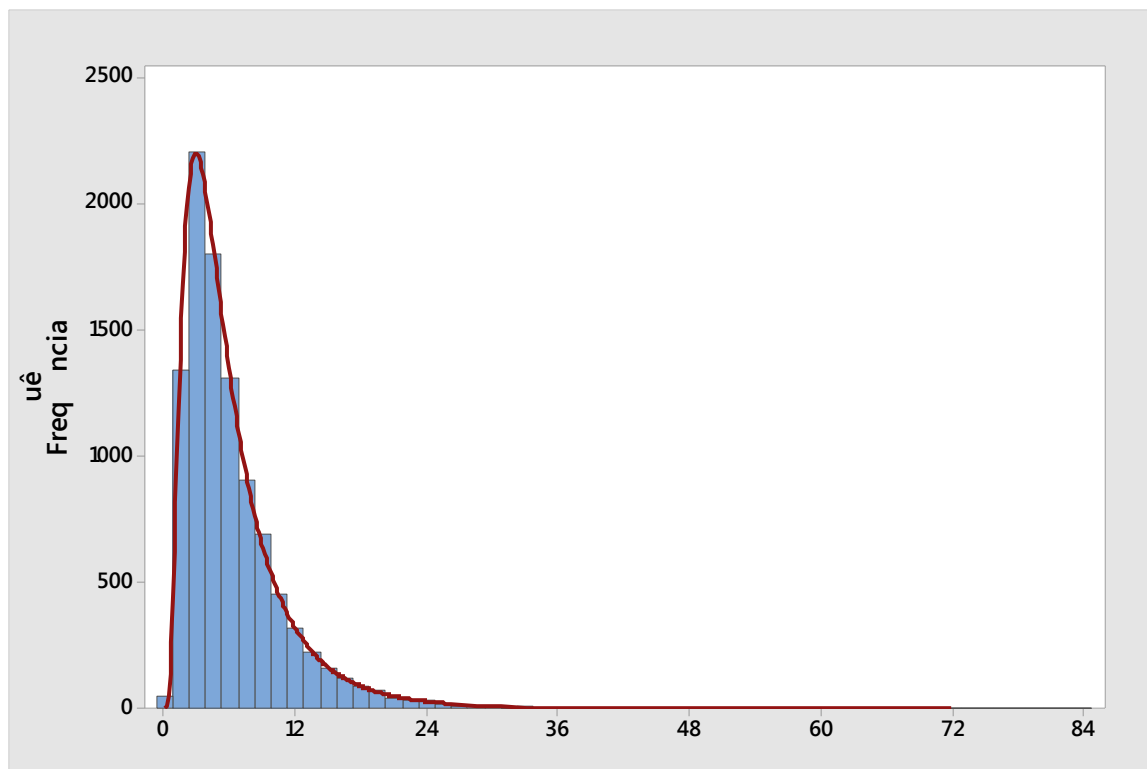


Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Conforme a pesquisa desenvolvida por Baldwin; Maynard (1998) em 55 ambientes de trabalhos diferentes, a velocidade aleatória do ar – s é representada uma distribuição de probabilidade lognormal (3,6; 1,96) em m/min.

A simulação de 10.000 iterações para estimativa da distribuição de probabilidade de da taxa de vazão interzonal – β da zona semiesférica resultou no seguinte histograma com o ajuste de distribuição.

Figura 17 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (4,9; 2,06) em m³/min da β da zona semiesférica



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

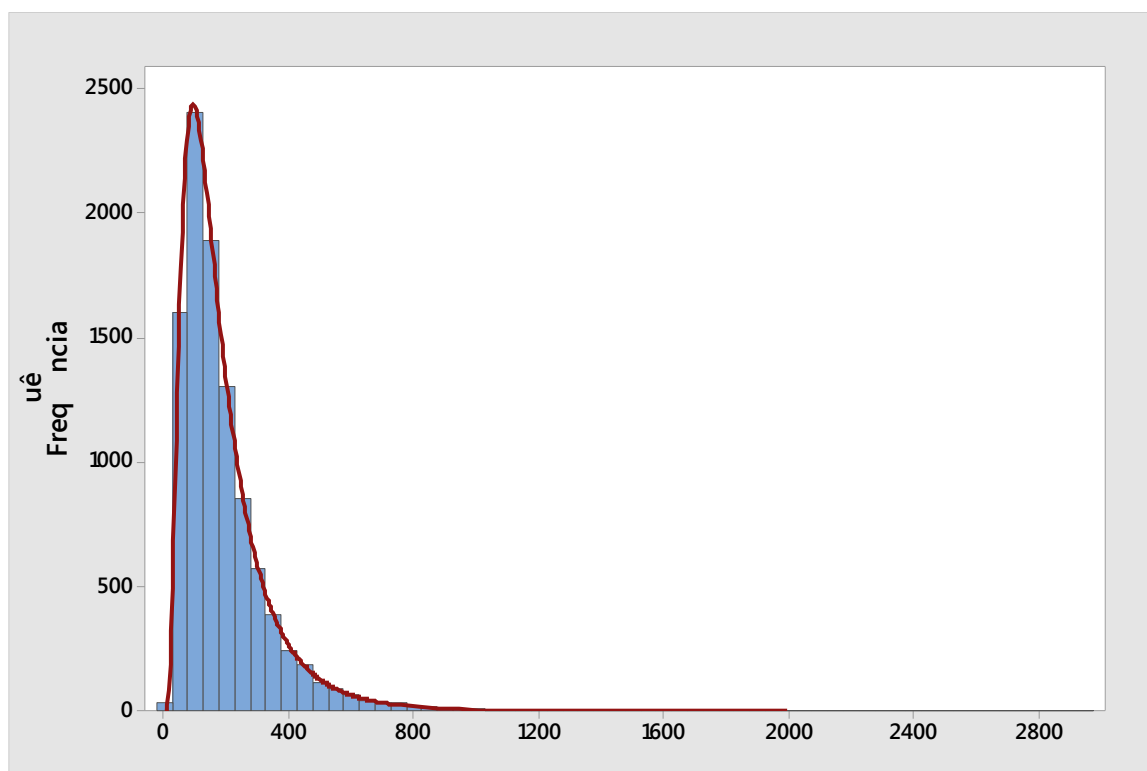
Os dados gerados foram submetidos ao Teste para normalidade e lognormalidade de Ryan-Joiner. No primeiro teste o p-valor ($<0,010$) é menor que o nível de significância. Desse modo, com 5% de nível de significância, há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é normal.

Entretanto, no Teste para lognormalidade de Ryan-Joiner, o p-valor ($>0,100$) é maior que o nível de significância. Dessa maneira, com 5% de nível de significância, não há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é lognormal. Assim sendo, a partir dos dados gerados da simulação foi determinada uma distribuição de probabilidade lognormal contínua (4,9; 2,06) em m³.min⁻¹ da β da zona semiesférica.

4.1.4 Concentração do campo próximo em estado estacionário – $C_{P,EE}$

A concentração em estado estacionário em campo próximo – $C_{P,EE}$ teve sua distribuição da probabilidade estimada a partir da Equação 41. As variáveis aleatórias anteriormente estabelecidas foram utilizadas em uma simulação de 10.000 iterações.

Figura 18 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (149,5; 2,01) em mg/m^3 da $C_{P,EE}$ do primeiro espaço virtual



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Os dados gerados da simulação foram validados no Teste para normalidade e lognormalidade de Ryan-Joiner. O teste de normalidade apresentou p-valor ($<0,010$) menor que o nível de significância. Consequentemente, com 5% de nível de significância, há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é normal.

Todavia, o Teste para lognormalidade de Ryan-Joiner obteve o p-valor (0,056) maior que o nível de significância. Dessa maneira, com 5% de nível de significância, não há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é lognormal. Isto posto, a

partir dos dados gerados foi determinada uma distribuição de probabilidade lognormal contínua (149,5; 2,01) em mg/m^3 da $C_{P,EE}$ do primeiro espaço virtual.

A análise do X_{95} apresentou o resultado de 477,0 mg/m^3 .

4.2 DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DA CONCENTRAÇÃO DO SEGUNDO ESPAÇO VIRTUAL

A tarefa de organização da disposição das mesas de dissecação e estudo dos cadáveres era executada em um ambiente com diversas fontes dispostas aleatoriamente ao longo do ambiente. Dessa maneira adotou-se o modelo Bem Distribuído no Ambiente – 1 Zona [*Well-mixed Room / Box – One-Box*] para estimativa da concentração, correspondente ao modelo *Two-Box* para campo distante, que atende também ao Padrão de Daubert (JAYJOCK; ARMSTRONG; TAYLOR, 2011).

Jayjock (2011) afirma que se a concentração inicial não é nula e há dificuldade em estabelecê-la, deve-se assumir que a concentração esteja em estado estacionário, vide Equação 43, $C_{WMB,EE}$.

Para a estimativa da $C_{WMB,EE}$ é necessário estabelecer as seguintes variáveis aleatórias:

- G = taxa de geração do contaminante, em mg/min ;
- Q = taxa de ventilação, em m^3/min ; e

4.2.1 Taxa de evaporação – G

O estudo de Keil; Akbar-Khanzadeh; Konecny (2001) para estimativa da distribuição da probabilidade do fator de emissão – FE de formaldeído por mesas de dissecação de laboratório de anatomia foi avaliada pelos Testes para normalidade e

lognormalidade de Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov e Ryan-Joiner. Os resultados encontrados para o fator de emissão do teste seguem tabelados a seguir.

Tabela 5 – Testes de normalidade e lognormalidade da distribuição do fator de emissão de formaldeído das mesas de dissecação de laboratório de anatomia

Teste	p-valor		Estatística	
	Normalidade	Lognormalidade	Normalidade	Lognormalidade
Anderson-Darling	0,517	0,908	0,310	0,174
Ryan-Joiner	> 0,100	> 0,100	0,968	0,992
Kolmogorov-Smirnov	> 0,150	> 0,150	0,122	0,134

Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Em todos os testes para normalidade e lognormalidade o p-valor superou o nível de significância. Destarte, com 5% de nível de significância, não há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é normal ou lognormal.

Todavia, a fim de concluir qual distribuição é a melhor, o Teste de Anderson-Darling compara o ajuste de várias distribuições. A melhor será aquela que apresentar na estatística de Anderson-Darling valor substancialmente menor do que a outra. Portanto, de acordo com a estatística de Anderson-Darling ($0,174 < 0,310$) a distribuição de probabilidade que melhor se ajusta aos dados é a lognormal.

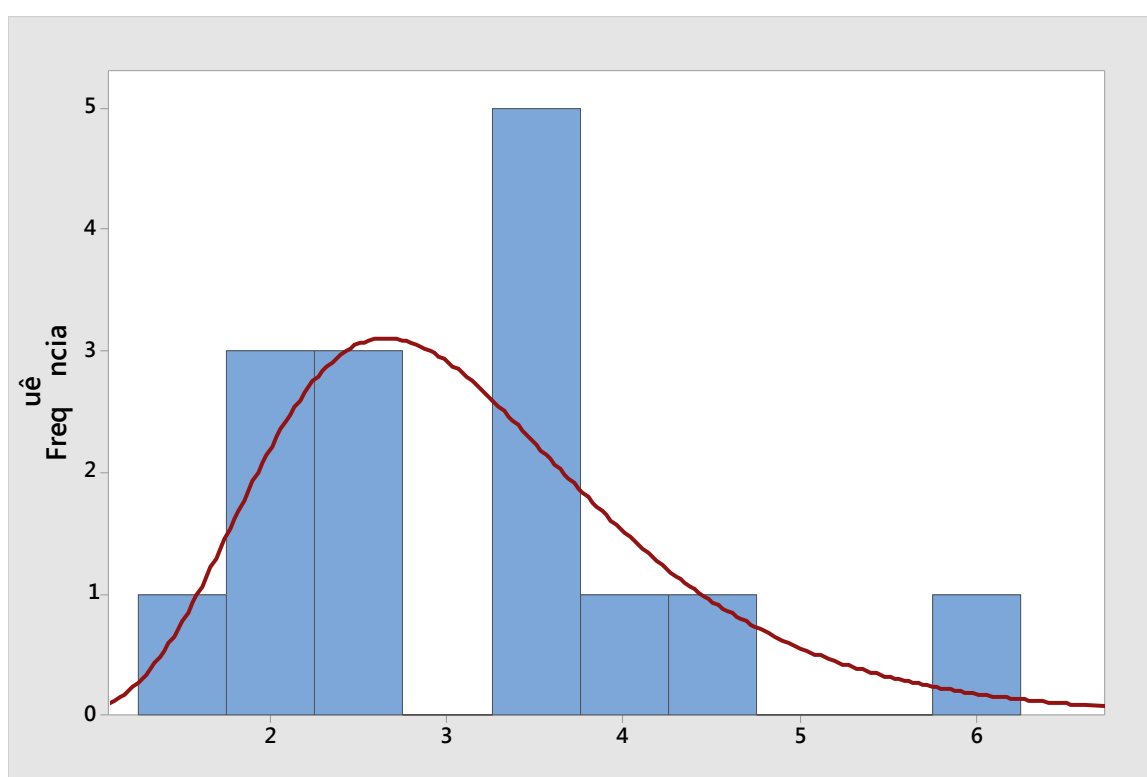
O Teste de Ryan-Joiner especifica que quando o coeficiente de correlação, estatística de Ryan-Joiner, estiver próximo de 1, a população tende a se ajustar melhor a determinada distribuição de probabilidade. Logo, esta estatística corrobora a anterior, visto que o ajuste para lognormalidade (0,992) é superior ao ajuste para normalidade (0,968).

Não obstante, o Teste de Kolmogorov-Smirnov mede as distâncias verticais entre os gráficos das duas funções, teórica e empírica, de distribuição. Consequentemente, a estatística de Kolmogorov-Smirnov determina o melhor ajuste aos menores valores.

Em contraste com os testes anteriores, a estatística de Kolmogorov-Smirnov para normalidade dos dados apresentou menor e ligeira diferença em relação a lognormalidade.

Diante do apresentado, assumiu-se que o *FE* do trabalho de Keil; Akbar-Khanzadeh; Konecny (2001) é regido por uma distribuição lognormal contínua (2,982; 1,41) em $\text{mg}\cdot\text{min}^{-1}$ por mesa, com histograma e ajuste da distribuição apresentados a seguir.

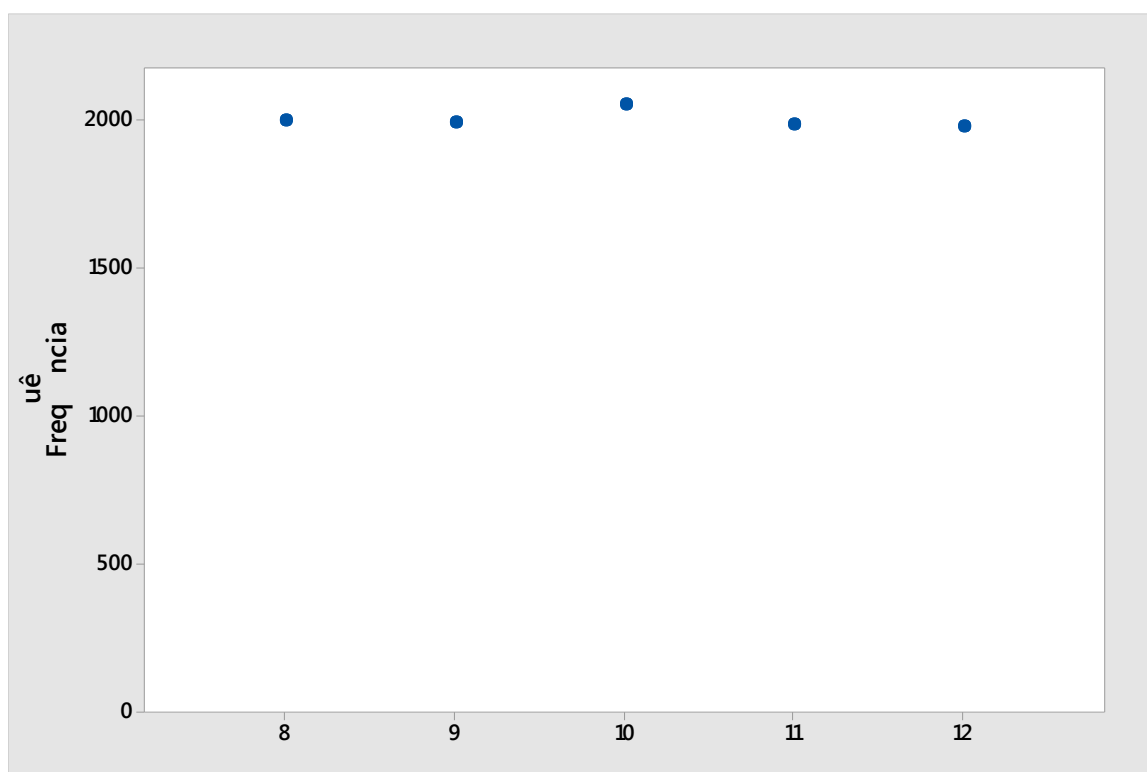
Figura 19 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (2,982; 1,41) em $\text{mg}\cdot\text{min}^{-1}$ por mesa do *FE*



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade da quantidade de mesas – *T* foi assumida como uniforme discreta (8; 12). A figura seguinte apresenta o histograma da dada distribuição.

Figura 20 – Distribuição de probabilidade uniforme discreta (8; 12) em unidades de T



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A estimativa da taxa de geração – G foi calculada pela Equação 27.

4.2.2 Taxa de vazão – Q

A estimativa da distribuição da probabilidade da taxa de vazão – Q foi obtida de forma similar ao primeiro espaço virtual, adequando-se ao volume do ambiente sem oclusão do segundo espaço virtual, 1.050 m³. Desse modo, a estimativa da taxa de vazão é regida por uma distribuição de probabilidade normal contínua (350, 35) em m³.min⁻¹.

4.2.3 Concentração do contaminante em estado estacionário para ambiente bem distribuído – $C_{WMB,EE}$

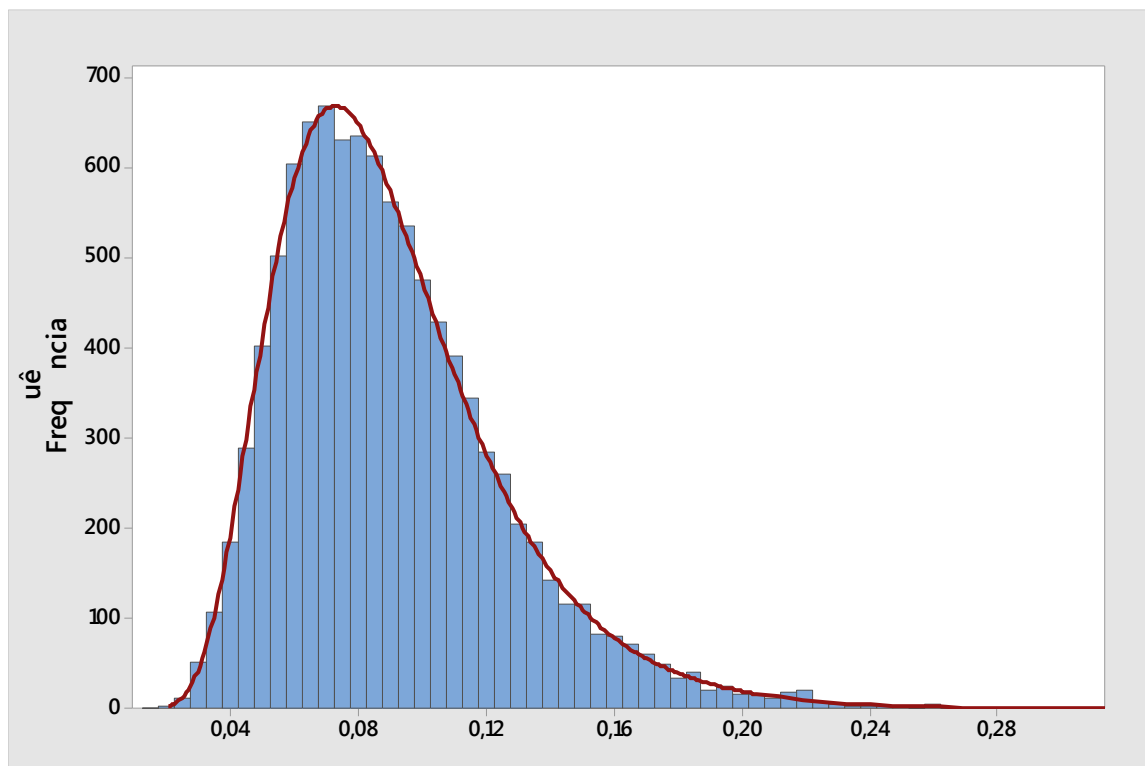
A concentração em estado estacionário em ambiente bem distribuído – $C_{WMB,EE}$ teve sua distribuição da probabilidade estimada a partir da seguinte equação:

$$C_{WMB,EE} = \frac{FE \cdot T}{Q} \quad (\text{Eq. 54})$$

As variáveis aleatórias anteriormente estabelecidas foram utilizadas em uma simulação de 10.000 iterações.

O histograma e o ajuste de distribuição da $C_{WMB,EE}$ são apresentados a seguir.

Figura 21 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (0,0843; 1,46) em mg/m³ da $C_{WMB,EE}$ do segundo espaço virtual



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Os dados gerados da simulação foram validados no Teste para lognormalidade e normalidade de Ryan-Joiner. O teste de lognormalidade apresentou p-valor ($>0,100$) maior que o nível de significância. Como já visto anteriormente, com 5% de nível de significância, não há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é lognormal.

O Teste para normalidade de Ryan-Joiner obteve o p-valor ($<0,010$) menor que o nível de significância. Dessa forma, com 5% de nível de significância, há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é normal.

Portanto, a partir dos dados gerados foi determinada uma distribuição de probabilidade lognormal contínua (0,0843; 1,46) em mg/m³ da $C_{WMB,EE}$ do segundo espaço virtual.

A determinação do X_{95} apresentou o resultado de 0,1581 mg/m³.

4.3 DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADE DA CONCENTRAÇÃO FINAL

A concentração final foi calculada com base nas distribuições de probabilidade da frequência e do tempo de exposição entre os dois espaços virtuais e as suas respectivas distribuições de probabilidade da concentração.

A equação a seguir foi adotada para cálculo:

$$C_f = \frac{[C_{P,EE} \cdot (f_2 + 1) \cdot t_1] + [C_{WMB,EE} \cdot f_2 \cdot t_2]}{480} \quad (\text{Eq. 55})$$

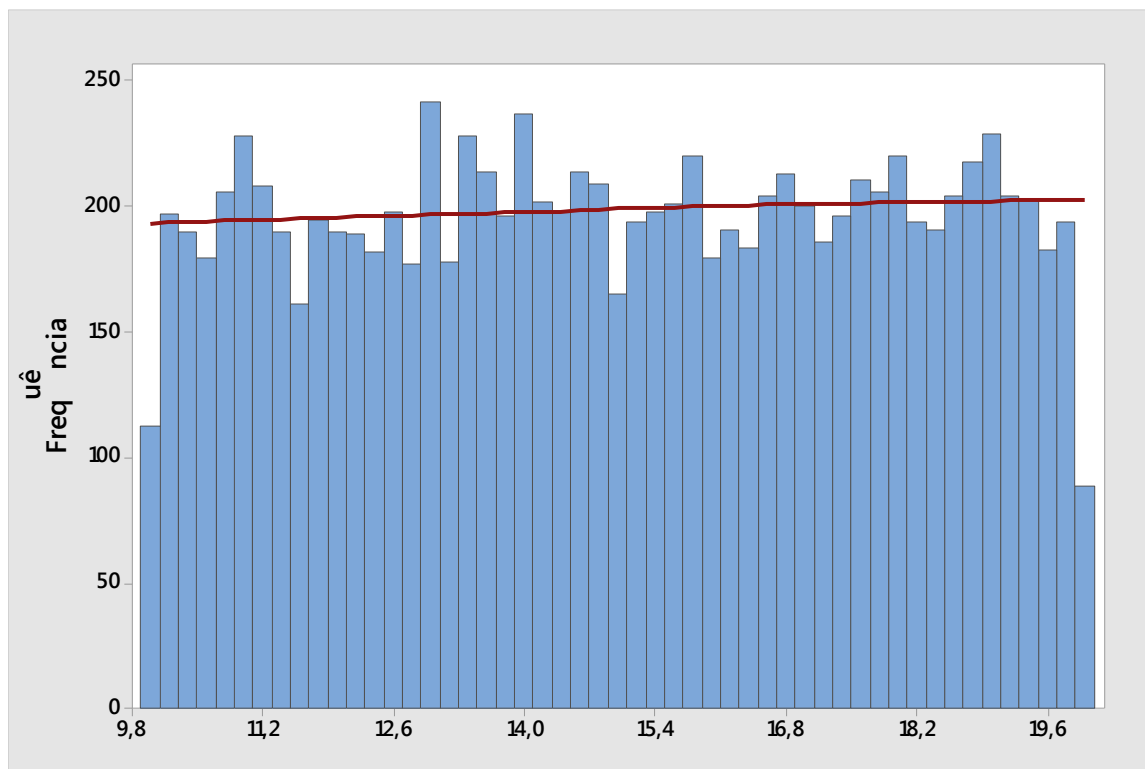
Onde:

- C_f = distribuição de probabilidade da concentração final, em mg/m³;
- $C_{P,EE}$ = distribuição de probabilidade da concentração no primeiro espaço virtual, em mg/m³;
- f_1 = distribuição de probabilidade da frequência de exposição no primeiro espaço virtual, em mg/m³;
- $C_{WMB,EE}$ = distribuição de probabilidade da concentração no segundo espaço virtual, em mg/m³;
- f_2 = distribuição de probabilidade da frequência de exposição no segundo espaço virtual, em mg/m³; e
- t_2 = distribuição de probabilidade do tempo de exposição no segundo espaço virtual, em mg/m³.

O termo $(f_2 + 1)$ corresponde a frequência de retirada e guarda dos cadáveres do recipiente no primeiro espaço virtual. Sendo necessário, portanto, retornar uma vez a mais para guardar os cadáveres após à última aula.

A distribuição de probabilidade do tempo de exposição no primeiro espaço virtual foi assumida como uniforme contínua (10; 20) em min.vez⁻¹. A seguinte figura apresenta o histograma e a linha de projeção desta distribuição gerados a partir de 10.000 iterações.

Figura 22 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (10; 20) em min.vez^{-1} do tempo de exposição no primeiro espaço virtual

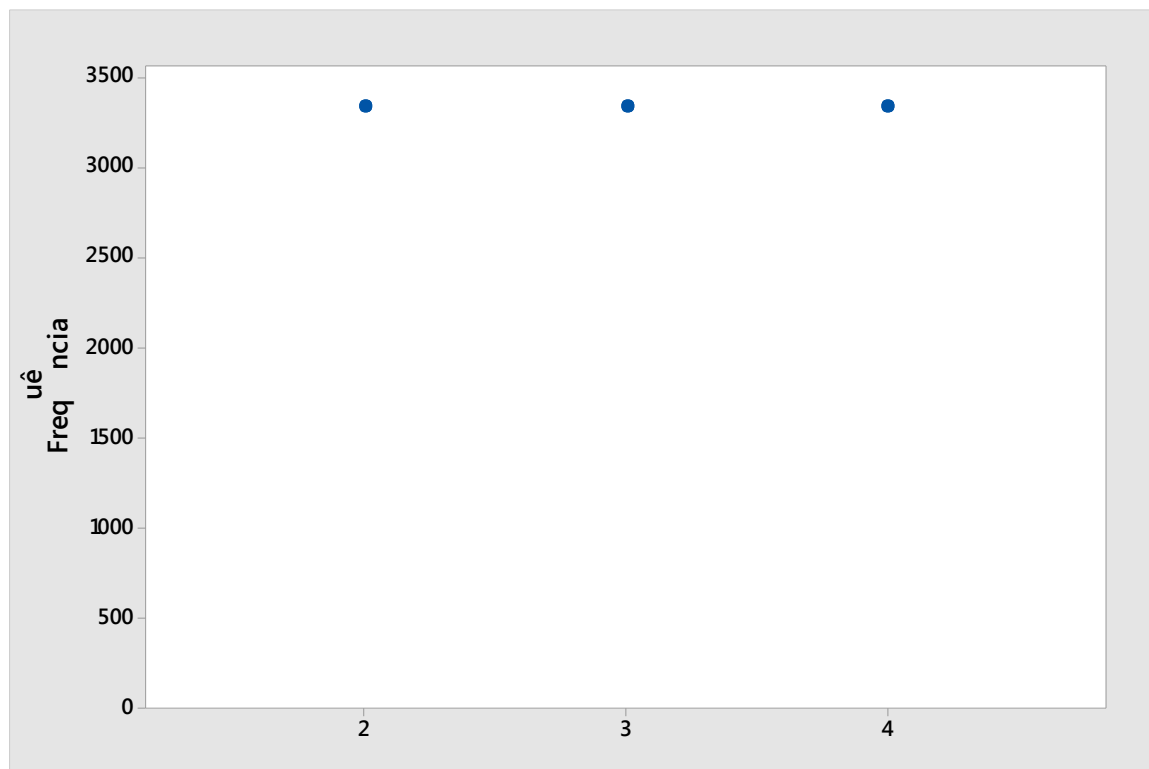


Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade da concentração do primeiro espaço virtual foi determinada anteriormente como lognormal contínua (149,5; 2,01) em mg/m^3 .

A distribuição de probabilidade da frequência de exposição no segundo espaço virtual foi determinada como uniforme discreta (2; 4) em vezes.dia^{-1} . A seguir são apresentados o histograma e a linha de projeção desta distribuição gerados a partir de 10.000 iterações.

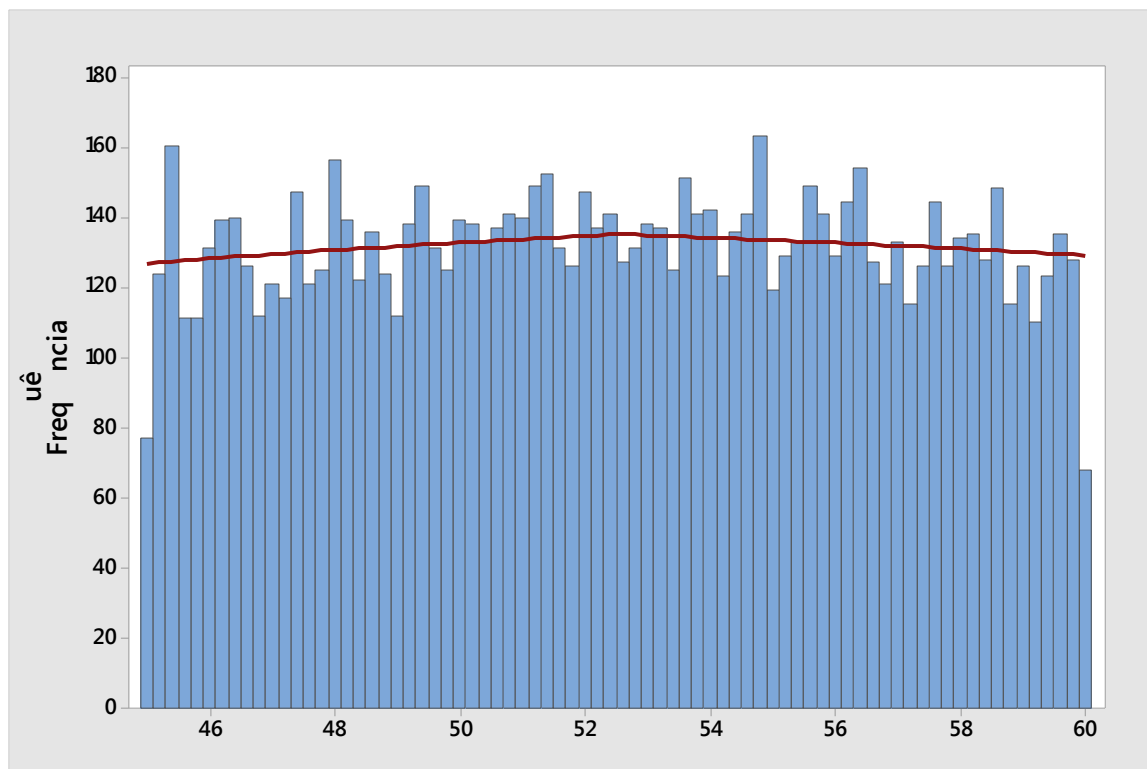
Figura 23 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (2; 4) em vezes.dia⁻¹ da frequência de exposição no segundo espaço virtual



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade do tempo de exposição no segundo espaço virtual foi assumida como uniforme contínua (45; 60) em min.vez⁻¹. A figura a seguir apresenta o histograma e a linha de projeção desta distribuição gerados a partir de 10.000 iterações.

Figura 24 – Distribuição de probabilidade uniforme contínua (45; 60) em min.vez^{-1} do tempo de exposição no segundo espaço virtual

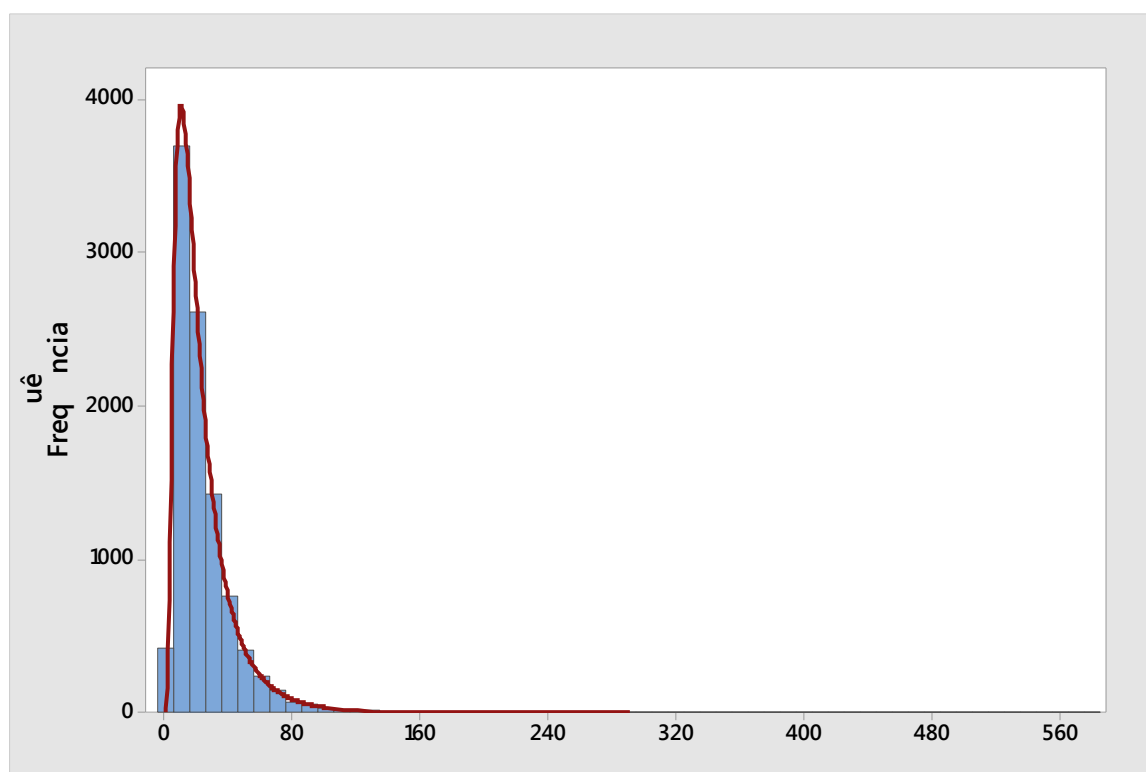


Fonte: Arquivo pessoal (2019)

A distribuição de probabilidade da concentração do segundo espaço virtual foi determinada anteriormente como lognormal contínua (0,0843; 1,46) em mg/m^3 .

A simulação da concentração final com 10.000 iterações gerou o seguinte histograma com o ajuste da distribuição.

Figura 25 – Distribuição de probabilidade lognormal contínua (17,78; 2,12) em mg/m^3 da C_f



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Os dados gerados da simulação foram validados no Teste para lognormalidade e normalidade de Ryan-Joiner. O teste de lognormalidade apresentou p-valor ($>0,100$) maior que o nível de significância. Desse modo, com 5% de nível de significância, não há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é lognormal.

O Teste para normalidade de Ryan-Joiner obteve o p-valor ($<0,010$) menor que o nível de significância. Dessa forma, com 5% de nível de significância, há evidência suficiente para se rejeitar que a distribuição é normal.

Destarte, a partir dos dados gerados foi determinada uma distribuição de probabilidade lognormal contínua (17,78; 2,12) em mg/m^3 da C_f e observou-se o X_{95} de 60,81 mg/m^3 .

4.4 AVALIAÇÃO DAS DISTRIBUIÇÕES DE PROBABILIDADE DAS CONCENTRAÇÕES

O índice de exposição das estimativas das concentrações em cada ambiente, da concentração média ponderada no tempo e dos seus respectivos percentis 95 foram calculados em comparação ao LT de cumprimento obrigatório pela NR 15, em relação à luz do conhecimento científico por meio dos TLV[®] da ACGIH[®] e ao nível de ação de ambos LEO.

As MG das concentrações foram confrontadas em relação ao parâmetro de longa duração e para prevenção de efeitos crônicos (TLV-TWA). A tabela a seguir compila os resultados encontrados:

Tabela 6 – Avaliação da MG com o LEO de longa duração

Descrição	MG (mg/m ³)	TLV-TWA (mg/m ³)	Índice de Exposição (unidades)	Parecer
1º Espaço Virtual	149,5	0,123	1215	IE >> LEO
2º Espaço Virtual	0,0843		0,685	NA < IE < LEO
Concentração final	17,78		145	IE >> LEO

Fonte: Arquivo pessoal (2019)

O primeiro espaço virtual apresentou IE extremamente alto para a MG de 3 ordens de magnitude. Em contrapartida, o segundo espaço virtual apresentou IE inferior ao TLV-TWA, embora acima do NA. Todavia, o IE final ponderado pelo tempo de permanência em cada ambiente foi sensibilizado especialmente pelo primeiro espaço virtual, consequentemente produzindo IE para a MG que supera o TLV-TWA.

Já os X_{95} foram comparados em relação aos parâmetros de curta duração e para prevenção de efeitos agudos (LT-VT, TLV-STEEL, IPVVS e ERPG). Os dados a seguir

apresentam os resultados obtidos a partir do comparativo entre o X_{95} e os LEO de curta duração:

Tabela 7 – Avaliação do X_{95} com os LEO de curta duração

Descrição	X_{95} (mg/m ³)	LEO (mg/m ³)		Índice de Exposição (unidades)		Parecer
		LT-VT	TLV-STEL	LT-VT	TLV-STEL	
1º Espaço Virtual	477			207	1296	IE >> LEO
2º Espaço Virtual	0,1581	2,3	0,368	0,069	0,430	IE < LEO
Concentração final	60,81			26	165	IE >> LEO

Fonte: Arquivo pessoal (2019)

O primeiro espaço virtual apresentou novamente IE extremamente altos para o X_{95} de cerca de 2 a 3 ordens de magnitude. Já o segundo espaço virtual tenha IE inferior para ambos LEO de curta duração. Porém, o IE final ponderado pelo tempo de permanência em cada ambiente foi sensibilizado especialmente pelo primeiro espaço virtual, logo, acarretou IE para o X_{95} que supera os LEO.

Outro ponto notável é a disparidade entre o LT-VT e TLV-STEL da ordem de mais de 4 vezes.

O nível de controle da exposição respiratória para o primeiro espaço virtual deveria consistir em sistema de ventilação local exaustora devido a proximidade do trabalhador à fonte.

A seguinte tabela apresenta os resultados obtidos a partir do comparativo entre o X_{95} e os parâmetros de riscos para pessoas em situações de emergência para os espaços virtuais distintos:

Tabela 8 – Avaliação do X_{95} com os parâmetros de risco para pessoas em situações de emergência

Descrição	Concentração (mg/m ³)	Parâmetro de risco (mg/m ³)				Índice de Exposição (unidades)				Parecer
		IPVS	ERPG-1	ERPG-2	ERPG-3	IPVS	ERPG-1	ERPG-2	ERPG-3	
1º Espaço Virtual	477					19	388	39	10	IE > Parâmetro
		24,564	1,228	12,282	49,129					
2º Espaço Virtual	0,1581					0,006	0,129	0,013	0,003	IE << Parâmetro

Fonte: Arquivo pessoal (2019)

O primeiro espaço virtual teve IE altos para o X_{95} para todos os parâmetros de risco para pessoas em situações de emergência, notadamente perigoso para permanência mesmo que em curta duração. O segundo espaço virtual mostrou IE bem menor para todos os parâmetros de risco.

A C_f não foi confrontada em relação aos parâmetros de risco para pessoas em situações de emergência em virtude do tempo definido para esses parâmetros serem inferiores, 30 minutos ou 1 hora, ao tempo padrão da exposição total 8 horas.

A partir do exposto anterior, é possível identificar que o principal contribuinte para a exposição respiratória do trabalhador ao formaldeído era oriundo da alta taxa de evaporação da solução aquosa contida no reservatório para armazenamento de cadáveres e a proximidade da zona respiratória em relação à fonte, de tal maneira que a ventilação geral diluidora não permite a redução da concentração à níveis seguros.

O ambiente de dissecação e estudo dos cadáveres em mesas possuía uma atmosfera controlada em virtude da dualidade, baixa taxa de geração de contaminante com fontes distribuída ao longo do ambiente e alta taxa de vazão. Isso pode ser corroborado pelo modelo de avaliação da taxa de ventilação necessária para laboratórios de dissecação de cadáveres em mesas desenvolvido Keil; Akbar-

Khanzadeh; Konecny (2001) e descrito a seguir pela equação adaptada para os LEO atuais:

$$Q_{REQ} = \frac{FE \cdot T}{LEO \cdot 60} \quad (\text{Eq. 56})$$

Onde: Q_{REQ} = taxa de vazão requerida, em $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$;
 FE = fator de emissão, em mg/min por unidade de mesa;
 T = números de mesas de dissecação, em unidades; e
 LEO = limite de exposição ocupacional, em mg/m^3 .

A partir da equação anterior e adotando o cenário de pior caso, assumindo o TLV-TWA ($0,123 \text{ mg}/\text{m}^3$) e as 12 unidades de mesas de dissecação, verifica-se que a taxa de vazão requerida – Q_{REQ} será de aproximadamente $290 \text{ m}^3/\text{min}$.

Visto que a Q do sistema HVAC foi projetado para suprir $350 \text{ m}^3/\text{min}$ (CV 10%), é possível inferir que a probabilidade da Q ser menor que a Q_{REQ} no cenário de pior caso é de apenas 4,32%. Portanto, justificam-se os níveis controlados no segundo espaço virtual.

5 CONCLUSÕES

Nota-se que o uso associado de modelagem matemática e da simulação estatística possibilitou estimar a exposição do trabalhador com maior confiabilidade, ao contrário do uso isolado do julgamento profissional qualitativo e subjetivo ou do respaldo em laudos produzidos pelas partes do processo de forma unilateral, havendo, assim, conflito de interesse.

Verifica-se que as concentrações em ambos os ambientes virtuais, bem como a média final ponderada no tempo são regidas por uma distribuição de probabilidade lognormal. O primeiro espaço virtual apresentou alta concentração para a MG em relação ao LEO de longa duração (TLV-TWA) e para o X_{95} que superou todos os LEO de curta duração (LT-VT e TLV-STEL) e parâmetros de risco para pessoas em situações de emergência (IPVS, ERPG-1, ERPG-2 e ERPG-3).

Em compensação, o segundo espaço virtual apresentou concentração da MG inferior ao LEO de longa duração (TLV-TWA), embora acima do nível de ação, e verificou-se que o X_{95} esteve abaixo do nível de ação em relação aos LEO de curta duração (LT-VT e TLV-STEL) e muito inferior aos parâmetros de risco para pessoas em situações de emergência (IPVS, ERPG-1, ERPG-2 e ERPG-3).

Contudo, a concentração final ponderada pelo tempo de permanência em cada ambiente foi sensibilizada especialmente pelo primeiro espaço virtual, acarretando nível de exposição para a MG que supera o TLV-TWA e para o X_{95} nível de concentração acima do LT-VT e TLV-STEL.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Determinou-se, a partir da continuidade da pesquisa desenvolvida por Keil; Akbar-Khanzadeh; Konecny (2001) e amparado por testes de distribuição de probabilidade, que a distribuição de probabilidade lognormal rege o fator de emissão de solução aquosa de formaldeído por mesa de dissecação de laboratórios com MG de 2,982 mg.min⁻¹ por unidade de mesa e DPG de 1,41.

Observou-se que a simulação de Monte Carlo em conjunto com a modelagem matemática pode ser aplicada para uma miríade de variáveis aleatórias. Com o auxílio de testes de distribuição de probabilidade é possível detectá-las e traçar os parâmetros que as regem. Consequentemente, possibilita o avanço em determinar outras distribuições de probabilidade de variáveis dependentes destas. Essas técnicas podem subsidiar, inclusive, o julgamento *a priori* em Análise de Decisão Bayesiana e, consequentemente, reduzirá a incerteza sobre o nível de exposição ocupacional, especialmente em relação o Limite de Tolerância Superior 95%, 95% – LTS_{95%,95%}.

Esforços devem ser direcionados para a compilação de fatores de emissão e taxas de geração de contaminantes específicos para ambientes de trabalho.

Pesquisas sobre a determinação do coeficiente de difusão turbulenta devem ser fomentadas de maneira a abranger condições atípicas de um ambiente de trabalho.

Não obstante, recomenda-se o incentivo de estudos para o desenvolvimento de estimativas da velocidade do fluxo de ar convectivo para que a exposição do trabalhador possa ser estimada com um grau de confiabilidade mais elevado.

Por fim, constata-se, pela inexistência de material nacional sobre o assunto aqui discorrido, a necessidade de se estabelecer uma comunidade de higienista industriais modeladores das exposições com foco em técnicas estocásticas.

REFERÊNCIAS

ABADIE, M. O.; BLONDEAU, P.. PANDORA database: a compilation of indoor air pollutant emissions. **HVAC&R Research**, França, v. 17, n. 4, p. 602 – 613, jun. 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/233154554_PANDORA_database_A_compilation_of_indoor_air_pollutant_emissions/download>.

Acessado em: 3 fev. 2019.

ABHO. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE HIGIENISTAS OCUPACIONAIS. Moção sobre a NR 15. **Revista ABHO**, São Paulo, ano 9, n. 22, p. 7, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.abho.org.br/download/24254>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

ACGIH. AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL INDUSTRIAL HYGIENISTS. General industrial ventilation. *In*: _____. **Industrial Ventilation: a manual of recommended practice for design**. 27. ed. Cincinnati: ACGIH, 2010 a. cap. 4, p. 1 – 17.

_____. Local exhaust ventilation system design calculation procedures. *In*: _____. **Industrial Ventilation: a manual of recommended practice for design**. 27. ed. Cincinnati: ACGIH, 2010 b. cap. 9, p. 1 – 56.

_____. **TLVS® e BEIs®**. Cincinnati: ACGIH. 2016. 250 p.

_____. **TLVS® e BEIs®**. Cincinnati: ACGIH. 2019. 282 p.

AIHA. AMERICAN INDUSTRIAL HYGIENE ASSOCIATION. **Emergency Response Planning Guideline (ERPG®) and Workplace Environmental Exposure Level (WEEL®) Handbook**. Falls Church: AIHA. 2018. 118 p.

_____. **Discover industrial hygiene**. Estados Unidos da América, Virgínia, Falls Church, 2019. Apresenta respostas sobre questões relativas a higiene industrial. Disponível em: <<https://www.aiha.org/about-ih/Pages/default.aspx>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

ANTHONY, T. R.. Computational fluid dynamics modeling. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: **Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals***. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 15, p. 137 – 153.

ARMSTRONG, T. W.; BOELTER, F. W.; RASMUSON, J. O.. Exposure reconstruction. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: **Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals***. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 17, p. 157 – 186.

ARNOLD, S. F. *et al.* Using checklists and algorithms to improve qualitative exposure judgment accuracy. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 159 – 168, mar. 2016.

ARNOLD, S. F.; RAMACHANDRAN, G.; JAYJOCK, M.. Model selection. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: **Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals***. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 12, p. 99 – 103.

BALDWIN, P. E. J.; MAYNARD, A. D.. A survey of wind speeds in indoor workplaces. **Annals Occupational Hygiene**, [S.l.], v 42, n. 5, p. 303 – 313, jan. 1998.

BERLINGUER, G.. A relação entre saúde e trabalho do ponto de vista bioético. **Saúde soc.**, São Paulo, v. 2, n. 2, p. 101 – 134, 1993. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-12901993000200005&lng=en&nrm=iso>. Acessado em: 27 jan. 2019.

BRASIL. Constituição. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado, 1988.

_____. Ministério do Trabalho e Emprego. Portaria n.º 3.214, 8 de junho de 1978. **Norma Regulamentadora 15 (NR 15)**: atividades e operações insalubres. Disponível em: <<http://trabalho.gov.br/images/Documentos/SST/NR/nr-15-atualizada-2018.pdf>>. Acessado em: 10 jan. 2019.

_____. Portaria SSST n.º 25, de 29 de dezembro de 1994. **Norma Regulamentadora 09 (NR 09)**: programa de prevenção de riscos ambientais. Disponível em: <<http://trabalho.gov.br/images/Documentos/SST/NR/NR-09.pdf>>. Acessado em: 10 jan. 2019.

_____. Portaria MTb n.º 1.186, de 20 de dezembro de 2018. **Norma Regulamentadora 37 (NR 37)**: segurança e saúde em plataformas de petróleo. Disponível em: <https://enit.trabalho.gov.br/portal/images/Arquivos_SST/SST_NR/NR-37.pdf>. Acessado em: 19 fev. 2019.

_____. Tribunal Superior do Trabalho. Orientação Jurisprudencial nº 278, OJ-SDI1-278, de 11 de agosto de 2003. **Adicional de insalubridade**: perícia. local de trabalho desativado. Disponível em: <<https://www.jurisway.org.br/v2/sumula.asp?pagina=1&idarea=1&idmodelo=3011>>. Acesso em: 27 jan. 2019.

BRATT, S. A. *et al.*. Occupational and environmental health risk assessment / risk management. ANNA, D. H. (ed). *In: The Occupational Environment*: its evaluation, control, and management. 3. ed. Fairfax: AIHA, 2011. cap. 8, p. 164 – 226.

BREVIOLIERO, E; POSSEBON, J.; SPINELLI, R.. **Higiene ocupacional**: agentes biológicos, químicos e físicos. 6. ed. São Paulo: Senac, 2011. 452 p.

BURGESS, W. A.; ELLENBECKER, M. J.; TREITMAN, R. D.. Ventilation for control. _____. *In: Ventilation for Control of the Work Environment*. 2. ed. Nova Jersey: Wiley, 2004 a. cap. 1, p. 1 – 11.

_____. General exhaust ventilation. _____. *In: Ventilation for Control of the Work Environment*. 2. ed. Nova Jersey: Wiley, 2004 b. cap. 4, p. 90 – 107.

CAPORALI FILHO, S. A.. **Introdução ao projeto de sistemas de ventilação local exaustora**. São Paulo: ABHO, 2015. 17 p. Apostila.

CARAVANOS, J.. **Quantitative Industrial Hygiene: A Formula Workbook**. Cincinnati: ACGIH, 1991. 213 p.

CHENG, K. C. *et al.* Modeling exposure close to air pollution sources in naturally ventilated residences: Association of turbulent diffusion coefficient with air change rate. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 45, n. 9, p. 4016 – 4022, abr. 2011.

COLACIOPPO, S.. O anexo 13 da NR-15 “morreu”? **Revista ABHO**, São Paulo, ano 9, n. 22, p. 35, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.abho.org.br/download/24254>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

CONROY, L. M.; LINDSAY, R. M. M.; SULLIVAN; P. M.. Lead, chromium, and cadmium emission factors during abrasive blasting operations by bridge painters. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 56, n. 3, p. 266 – 271, mar. 1995.

CONROY, L. M. *et al.* Workplace emission factors for hexavalent chromium plating. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 10, n. 7, p. 620 – 626, jul. 1995.

COSTA, E. C. da. Generalidades. _____. *In: Ventilação*. São Paulo: Blucher, 2005. cap. 1, p. 1 – 34.

DROLET, D.; ARMSTRONG, T. W.. **IH Mod 2.0 Support File**. Estados Unidos da América, Virgínia, Falls Church, 2018. Planilha eletrônica para suporte na determinação da taxa de evaporação superficial do líquido através da equação de Hummel; Braun; Fehrenbacher, conversão de unidades de medida e estimativa da α nos modelos de taxa de emissão com decréscimo exponencial. Disponível em: <https://www.aiha.org/get-involved/VolunteerGroups/Documents/IHMOD_2_0_Support_File.xlsm>. Acessado em: 24 fev. 2019.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Office of Air Quality Planning and Standards. Introduction. _____. *In*: **AP-42 – Compilation of air pollutant emissions factors: stationary point and area sources**. 5. ed. Carolina do Norte: EPA, 1995. v. 1. cap. 0, p. 1 – 10. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/c00s00.pdf>>. Acessado em: 02 fev. 2019.

_____. **EPA on-line tools for site assessment calculation**. Estados Unidos da América, Geórgia, Athens, 2016. Apresenta respostas sobre questões relativas a higiene industrial. Disponível em: <<https://www.aiha.org/about-ih/Pages/default.aspx>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

FANTAZZINI, M. L.. IPVS – Imediatamente Perigoso à Vida ou à Saúde IDLH – Immediately Dangerous to Life or Health: origem e evolução de uma ferramenta cientificamente fundamentada. **Proteção**, Novo Hamburgo, p. 96, fev. 2015 a. Mensal. Edição 285.

FANTAZZINI, M. L.. O que é ERPG? um parâmetro importante em emergências. **Proteção**, Novo Hamburgo, p. 96, nov. 2015 b. Mensal. Edição 287.

FANTAZZINI, M. L.. O nível de ação como definido no manual NIOSH. **Proteção**, Novo Hamburgo, p. 96, fev. 2019. Mensal. Edição 326.

FANTAZZINI, M. L.; OSHIRO, M. C. S.. **Técnicas de Avaliação de Agentes Ambientais**: Manual SESI. Brasília: SESI, 2007. 294 p.

FIORITO, F.. **Simulación de Monte Carlo**: Buenos Aires: Universidade de CEMA, 2009. 38 slides, color. Disponível em: <https://ucema.edu.ar/~ffiorito/Workshop_Simulacion_CEMA_2009_Teoria.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2019.

FLEEGER, A.; LILLQUIST, D.. **Industrial Hygiene Reference and Study Guide**. 3. ed. Fairfax: AIHA, 2011. 266 p.

GOELZER, B. I. F.. Higiene industrial: objetivos, definiciones e informacion general. STELLMAN, J. M. (ed.). *In: Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo*. 3. ed. Ginebra: OIT, 1998. cap. 30, p. 1 – 10.

HAYNES, W. M. (ed.). **CRC Handbook of Chemistry and Physics**. 95. ed. Boca Raton: CRC Press, 2014. 2704 p.

HEWETT, P. Forecasting exposures using the new "Well Mixed Room" models. *In: IOHA INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE*, 11th., 2018, Washington. **Conferência**. Washington: IOHA, 2018. p. 1 - 243.

HEWETT, P. *et al.* Rating exposure control using bayesian decision analysis. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 3, n. 10, p. 568 – 581, out. 2006.

ITÁLIA. **Constituição da República Italiana**. Roma: Assembleia Constituinte, 1947. Disponível em: <https://www.senato.it/application/xmanager/projects/leg18/file/repository/relazioni/libreria/novita/XVII/COST_PORTOGHESE.pdf>. Acessado em: 06 fev. 2019.

JAYJOCK, M.. Modeling inhalation exposure. ANNA, D. H. (ed). *In: The Occupational Environment: Its Evaluation, Control, and Management*. 3. ed. Fairfax: AIHA, 2011. cap. 10, p. 244 – 266.

JAYJOCK, M. *et al.* Modeling framework for human exposure assessment. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, [S.l.], v. 17, p. S81 – S89, maio 2007.

_____. Why model?. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 1, p. 1 – 6.

JAYJOCK, M.; RAMACHANDRAN, G.; ARNOLD, S. F.. Uncertainty. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 10, p. 81 – 88.

JAYJOCK, M.; ARMSTRONG, T.; TAYLOR, M.. The Daubert Standard as applied to exposure assessment modeling using the Two-Zone (NF/FF) Model estimation of indoor air breathing zone concentration as an example. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 8, n. 11, p. D114 – D122, out. 2011.

JAIQUES, R. Uma visão sobre risco ocupacional. **Revista ABHO**, São Paulo, ano 13, n. 34, p. 25 – 29, 2014. Disponível em: <<http://www.abho.org.br/download/3572>>. Acessado em: 26 jan. 2019.

KEIL, C. B. The development and evaluation of an emission factor for a toluene parts-washing process. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 59, n. 1, p. 14 – 19, jan. 1998.

_____. A tiered approach to deterministic models for indoor air exposures. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 15, n. 1, p. 145 – 151, jan. 2000.

_____. Principles of physical: chemical models. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009 a. cap. 2, p. 7 – 14.

_____. Modeling pollutant generation rates. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009 b. cap. 3, p. 15 – 22.

KEIL, C. B. *et al.* Determination of multiple source volatile organic compound emission factors in offset printing shops. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 12, n. 2, p. 111 – 121, fev. 1997.

KEIL, C. B.; AKBAR-KHANZADEH, F.; KONECNY, K. A.. Characterizing formaldehyde emission rates in a gross anatomy laboratory. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 16, n. 16, p. 967 – 972, out. 2001.

KEIL, C. B.; NICAS, M.. Predicting room vapor concentrations due to spills of organic solvents. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 64, n. 4, p. 445 – 454, abr. 2003.

LARRAÑAGA, M. D.. Thermal standards and measurement techniques. ANNA, D. H. (ed). *In: The Occupational Environment: Its Evaluation, Control, and Management*. 3. ed. Fairfax: AIHA, 2011. cap. 28, p. 919 – 952.

LARRAÑAGA, M. D.; LEWIS, R. J.; LEWIS, R. A.. **Hawley's Condensed Chemical Dictionary**. 16. ed. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2016. 1547 p.

LEIDEL, N. A.; BUSCH, K. A.; CROUSE, W. E.. **Exposure Measurement Action Level and Occupational Environmental Variability**. Cincinnati: NIOSH, 1975. 38 p.

LEIDEL, N. A.; BUSCH, K. A.; LYNCH, J. R.. **Occupational Exposure Sampling Strategy Manual**. Cincinnati: NIOSH, 1977. 132 p.

LEWIS, R. J.. **Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials**. 11. ed. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2004. 3734 p.

LIMA, M. M. T. M.. CTPP sinaliza atualização da NR-15. **Revista ABHO**, São Paulo, ano 9, n. 22, p. 8, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.abho.org.br/download/24254>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

MACEDO, R.. **Manual de Higiene do Trabalho na Indústria**. 3. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2006. 527 p.

MILZ, S. A.. Principles of evaluating worker exposure. ANNA, D. H. (ed). *In: The Occupational Environment: Its Evaluation, Control, and Management*. 3. ed. Fairfax: AIHA, 2011. cap. 7, p. 146 – 163.

MURNANE, S. S.; LEHOCKY, A. H.; OWENS, P. D.. **Odor Thresholds for Chemicals with Established Occupational Health Standards**. 2. ed. Falls Church: AIHA, 2013. 182 p.

NICAS, M.. Estimating exposure intensity in an imperfectly mixed room. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 57, n. 6, p. 542 – 550, jun. 1996.

_____. Modeling turbulent diffusion and advection of indoor air contaminants by Markov Chains. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 62, n. 2, p. 149 – 158, mar./abr. 2001.

_____. Quantitative surveying: application of mathematical modeling to estimate air contaminant exposure. PERKINS, J. L.. *In: Modern Industrial Hygiene*. Cincinnati: ACGIH, 2008. vol. 1, cap. 15, p. 377 – 406.

_____. The Near Field / Far Field (Two-Box) model with a constant contaminant emission rate. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009 a. cap. 6, p. 47 – 52.

_____. Turbulent eddy diffusion models. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009 b. cap. 7, p. 53 – 67.

_____. Modeling turbulent diffusion and advection of indoor air contaminants by Markov Chains. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 62, n. 2, p. 149 – 158, jun. 2010.

_____. Mathematical modeling of indoor air contaminant concentrations. ROSE, V. E.; COHRSEN, B. (ed). *In: Patty's Industrial Hygiene*. Cincinnati: Wiley, 2011. 6 ed. p. 661 – 694.

_____. Estimating airborne exposure by mathematical modeling. JAHN, S. D.; BULLOCK, W. H.; IGNACIO, J. S.. (eds.). *In: A Strategy for Assessing and Managing Occupational Exposures*. 4. ed. Falls Church: AIHA, 2015. Anexo 1 – Parte 1, p. 361 – 375.

NIOSH. NATIONAL INSTITUTE FOR OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH. **NIOSH-2 Publications Search**: indoor contaminant emission rates characterized by source activity factors. Estados Unidos da América, Geórgia, Atlanta, 2017. Apresenta uma resenha sobre o artigo. Disponível em: <<https://www.cdc.gov/niosh/nioshtic-2/00166174.html>>. Acessado em: 3 fev. 2019.

_____. **NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards**: formaldehyde. Estados Unidos da América, Geórgia, Atlanta, 2018. Apresenta informações para os trabalhadores, empregadores e profissionais de saúde ocupacional sobre formaldeído no local de trabalho e seus perigos. Disponível em: <<https://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0293.html>>. Acessado em: 27 fev. 2019.

NUNES, M. V. B. R.. **Sistema de ventilação industrial**: estudo de caso em uma instituição de ensino técnico profissionalizante em Patos de Minas, MG, Brasil. 2016. 134 f. Monografia (Graduação em Engenharia de Produção) – Universitário de Patos de Minas, Patos de Minas, 2016.

OHSUB. OCCUPATIONAL HEALTH & SAFETY HUB. **Certified Industrial Hygienist (CIH) Examination Preparation Math Problems**. [S. I.]: OHSUB, 2010. v. 1. 76 p.

PATNAIK, P.. **A Comprehensive Guide to the Hazardous Properties of Chemical Substances**. 3. ed. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2007. 1059 p.

PERKINS, J. L.. Industrial hygiene: the discipline. _____. *In: Modern Industrial Hygiene*. Cincinnati: ACGIH, 2008 a. vol. 1, cap. 1, p. 1 – 62.

_____. The physical nature of gases and vapors. _____. *In: Modern Industrial Hygiene*. Cincinnati: ACGIH, 2008 b. vol. 1, cap. 8, p. 193 – 220.

_____. Basic aerosol physics. _____. *In: Modern Industrial Hygiene*. Cincinnati: ACGIH, 2008 c. vol. 1, cap. 9, p. 221 – 238.

_____. Vapor pressure constants and temperature ranges. _____. *In: Modern Industrial Hygiene*. Cincinnati: ACGIH, 2008 d. vol. 1, Anexo B, p. 965 – 984.

_____. Quantitative surveying: Statistical modeling of occupational exposures. _____. *In: Modern Industrial Hygiene*. Cincinnati: ACGIH, 2008 e. vol. 1, cap. 16, p. 407 – 452.

POPENDORF, W.. Vapor pressure and solvent vapor hazards. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.I.], v. 45, n. 10, p. 719 – 726, out. 1984.

_____. Basic gas and vapor behavior. _____. *In: Industrial Hygiene Control of Airborne Chemical Hazards*. Boca Raton: CRC, 2006 a. cap. 2, p. 13 – 48.

_____. Vapor pressure in mixtures. _____. *In: Industrial Hygiene Control of Airborne Chemical Hazards*. Boca Raton: CRC, 2006 b. cap. 6, p. 141 – 172.

POSSEBON, J. Identificação de substâncias químicas. **Revista ABHO**, São Paulo, ano 11, n. 26, p. 22 – 25, mar. 2012. Disponível em: <www.abho.org.br/arquivos/revistas/revista_abho_26.pdf>. Acessado em: 12 fev. 2019.

REINKE, P. H.; KEIL, C. B.. Well-mixed box model. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 4, p. 23 – 32.

REINKE, P. H.; JAYJOCK, M.; NICAS, M.. Well mixed rooms with changing conditions. KEIL, C. B.; SIMMONS, C. E.; ANTHONY, T. R. (eds.). *In: Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*. 2. ed. Fairfax: AIHA, 2009. cap. 5, p. 33 – 46.

REKUS, J. F.. **Complete Confined Spaces Handbook**. Riderwood: CRC Press, 1994. 381 p.

SALIBA, T. M.. Considerações gerais. _____. *In: Prova Pericial em Segurança e Higiene Ocupacional*. 2. ed. São Paulo: LTr, 2016. cap. 1, p. 7 – 9.

_____. Prova pericial. _____. *In: Prova Pericial em Segurança e Higiene Ocupacional*. 2. ed. São Paulo: LTr, 2016. cap. 1, p. 10 – 27.

SCHEFF, P. A.; FRANKE, J. E.; WADDEN, R. A.. Emission factors for trichloroethylene vapor degreasers. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 50, n. 9, p. 496 – 500, set. 1989.

SCHEFF, P. A. *et al.* Source activity modeling of freon emissions from open top vapor degreasers. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 7, n. 2, p. 127 – 134, fev. 1992.

SHAO, Y. *et al.* Turbulent eddy diffusion models in exposure assessment: determination of the eddy diffusion coefficient. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 14, n. 3, p. 195 – 206, mar. 2017.

SOTO, J. M. O. G. *et al.* Norma Regulamentadora (NR)-15, da Portaria n. 3.214, de 8.6.1978 do Ministério do Trabalho (atual Ministério do Trabalho e Emprego): um pouco de sua história e considerações do grupo que a elaborou. **Revista ABHO**, São Paulo, ano 9, n. 21, p. 6 – 17, set. 2010. Disponível em: <<http://www.abho.org.br/download/3394>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

SPC. *STORM PREDICTION CENTER*. NOAA. *NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION*. **Beaufort Wind Scale**. Estados Unidos da América, Oklahoma, Norman, 2019. Apresenta escala do vento desenvolvida em 1805 por Sir Francis Beaufort, da Marinha Real Britânica, contendo a graduação da força do vento, a classificação da Organização Meteorológica Mundial, a descrição da percepção do vento no mar e na terra em função da velocidade do ar. Disponível em: <www.spc.noaa.gov/faq/tornado/beaufort.html>. Acessado em: 20 fev. 2019.

STENZEL, M.; ARNOLD, S.. Rules and guidelines to facilitate professional judgments. JAHN, S. D.; BULLOCK, W. H.; IGNACIO, J. S.. (eds.). *In: A Strategy for Assessing and Managing Occupational Exposures*. 4. ed. Falls Church: AIHA, 2015. cap. 26, p. 335 – 348.

STEPHENSON, D. J.; LILLQUIST, D. R.. The effects of temperature and pressure on airborne exposure concentrations when performing compliance evaluations using ACGIH TLVs and OSHA PELs. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 16, n. 4, p. 482 – 486, nov. 2010.

TEIXEIRA, J. C. **A legislação de saúde do trabalhador aplicável e vigente no Brasil**. Ministério Público do Trabalho. Procuradoria Geral. 2003. Disponível em: <<http://www.pgt.mpt.gov.br/publicacoes/pub48.html>>. Acessado em: 27 jan. 2019.

TORLONI, M. (coord.). **Programa de Proteção Respiratória**: recomendações, seleção e uso de respiradores. 4. ed. São Paulo: Fundacentro, 2016. 209 p.

TOXNET. *TOXICOLOGY DATA NETWORK*. **Formaldehyde**. Estados Unidos da América, Maryland, Rockville, 2015. Apresenta os dados toxicológicos e parâmetros físico-químicos do formaldeído. Disponível em: <<https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/a?dbs+hsdb:@term+@DOCNO+164>>. Acessado em: 23 fev. 2019.

TUCKER, W. A.; NELKEN, L. H.. Diffusion coefficients in air and water. LYMAN, W. J.; REEHL, W. F.; ROSENBLATT, D. H. (eds.). *In: Research and Development of Methods for Estimating Physicochemical Properties of Organic Compounds of Environmental Concern*. Massachusetts: McGraw-Hill, 1981. cap. 17, p. 17-1 – 17-25.

USP. UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Escola Politécnica Programa de Educação Continuada. **Higiene do trabalho - Parte C**. EPUSP – EAD / PECE, 2017. 321 p.

VIET, S. M. *et al.* (eds.). **Guideline on Occupational Exposure Reconstruction**. Fairfax: AIHA, 2008. 65 p.

WACHTER, J. K.. Introduction. _____. *In: Ethics for the Safety and Health Professional: approaches and case studies*. Virginia: AIHA, 2014 a. p. 1 – 12.

_____. Using reason: three major philosophical approaches to ethical decision-making. _____. *In: Ethics for the Safety and Health Professional: approaches and case studies*. Virginia: AIHA, 2014 a. p. 13 – 30.

WADDEN, R. A. *et al.* Characterization of emission factors related to source activity for trichloroethylene degreasing and chrome plating processes. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 52, n. 9, p. 349 – 356, set. 1991.

_____. Ethanol emission factors for glazing during candy production. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 55, n. 4, p. 343 – 351, abr. 1994.

_____. VOC emission rates and emission factors for a sheetfed offset printing shop. **American Industrial Hygiene Association Journal**, [S.l.], v. 56, n. 4, p. 368 – 376, abr. 1995.

_____. Characterization of publication rotogravure press emission rates and compositions. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, [S.l.], v. 16, n. 4, p. 471 – 481, abr. 2001.