

Marlon Brancher

**APRIMORAMENTO DE ESTRATÉGIAS
REGULATÓRIAS PARA GESTÃO DE ODOR AMBIENTAL**

*Improvement of regulatory strategies for environmental odour
management*

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Henrique de Melo Lisboa

Coorientador: Prof. Dr. Davide Franco

Florianópolis
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Brancher, Marlon
Aprimoramento de estratégias regulatórias para
gestão de odor ambiental / Marlon Brancher ;
orientador, Henrique De Melo Lisboa, coorientador,
Davide Franco, 2017.
199 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,
2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Odor ambiental. 3.
Critérios de impacto. 4. Modelagem de dispersão. 5.
Distâncias de separação. I. De Melo Lisboa, Henrique
. II. Franco, Davide. III. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. IV. Título.



TERMO DE APROVAÇÃO

“Aprimoramento de Estratégias Regulatórias para Gestão de Odor Ambiental”

Marlon Brancher

A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:

Prof. Henrique de Melo Lisboa, Dr.
(Orientador.)

Prof. Davide Franco, Dr.
(Coorientador.)

Prof.ª Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr.ª

Prof.ª Maria Elza Nagel Hassemer, Dr.ª

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof. Andreas Friedrich Grauer, Dr.

Prof. Reinaldo Haas, Dr.

Prof.ª Maria Elza Nagel Hassemer, Dr.ª
(Coordenadora)

Este trabalho é dedicado a todos os envolvidos na área de poluição do ar relacionada a odor ambiental: profissionais, empresários e comunidades.

This work is dedicated to all stakeholders in the field of environmental odour-related air pollution: professionals, entrepreneurs and communities.

AGRADECIMENTOS

Devido a este tópico ser possivelmente minha única oportunidade de agradecer por escrito a estes indivíduos/organizações, talvez eu seja um pouco mais prolixo em meus agradecimentos do que o necessário.

Reconhecimentos especiais e singulares à minha família, Ademar Brancher, Clair Teresinha Brancher e Deyse Brancher, pelo (incondicional) apoio em toda esta jornada sem o qual nada disto teria sequer começado.

Como meu orientador, o Professor Henrique de Melo Lisboa merece diversas gratulações. Notavelmente, por fundar o ambiente de pesquisa, nomeado LCQAr (Laboratório de Controle da Qualidade do Ar), em que realizei meus estudos desde o trabalho de conclusão de curso. Eu procurei permanecer em seu grupo de pesquisa até hoje por três motivos principais: as áreas de pesquisa em que ele estava envolvido, o ambiente enriquecedor de trabalho e a sua personalidade. Ele forneceu orientação em momentos-chave do trabalho, enquanto também me permitiu trabalhar de forma independente na maioria das vezes. Mesmo quando ele tinha total razão sobre determinado assunto, sempre me fez refletir mais com perguntas ou comentários pontuais a tentar empurrar ideias na marra. Agradeço-o também especialmente pelo encorajamento na realização de atividades extras ao doutorado. Tranquilamente, grande parte de minha formação é resultado da sua experiência profissional compartilhada e por tudo isso sou muito grato.

Como meu coorientador, Professor Davide Franco, forneceu orientação contundente em pontos estratégicos que mereciam melhores justificativas, além de conselhos valiosos sobre o formato geral do trabalho e análises estatísticas. Agradeço-o também por aceitar entrar neste barco tempestuoso conosco. Hoje este trabalho está melhor arranjado, seguramente, devido a sua precisão cirúrgica. Obrigado por nossas discussões profissionais calorosas, mesmo que ocorridas involuntariamente. Essas conversas certamente me proporcionaram amadurecimento. *Grazie mille!*

Agradeço à principal fonte patrocinadora desta pesquisa: CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). A CAPES financiou meus estudos com a concessão de uma bolsa durante o doutoramento no Brasil e uma bolsa de doutorado sanduíche no âmbito do programa PGCI (Programa Geral de Cooperação Internacional).

Com a oportunidade de realizar um estágio no exterior em mãos, mudei-me para Viena/Áustria para trabalhar com o ilustríssimo Professor Günther Schauburger. Agradeço-o por ter me aberto as portas

do seu grupo de pesquisa e pela exímia orientação e conselhos. A sua capacidade técnica fora da curva juntamente com a alegria e o entusiasmo pela pesquisa foram contagiosos e motivacionais para mim, mesmo em alguns momentos difíceis longe dos amigos e família. Uma vez em Viena, o Professor Günther Schauburger me apresentou ao Doutor Martin Piringer, motivo pelo qual também sou muito grato a ele. *Dankeschön!*

Pela revisão crítica e impecável de nosso manuscrito e pelo grande suporte do ZAMG (*Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik*), o Doutor Martin Piringer merece reconhecimento patente. Ressalto que mesmo em suas férias em pleno verão europeu arranhou tempo para revisão de nosso manuscrito. Ele não somente oferece críticas construtivas, mas também sabe enaltecer quando algo está bem feito o que é muito motivacional. *Dankeschön!*

Agradeço à UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina) e a VetMedUni (*Veterinärmedizinische Universität Wien*), instituições que me proporcionaram uma formação acadêmica de alto nível.

Um admirável agradecimento ao David Griffiths pela parceria na elaboração do nosso artigo de revisão bibliográfica, além das diversas trocas de conhecimento e discussões técnicas de alto nível no decorrer deste trabalho. *Cheers!*

Os ilustres examinadores desta Tese não poderiam passar despercebidos, obviamente. Agradeço-os por disponibilizarem seu tempo para revisar cuidadosamente os conteúdos e conseqüentemente contribuir para o melhoramento deste trabalho. Sinto-me privilegiado, após este longo caminho, apresentar este trabalho para vocês.

Agradeço pelo suporte do PPGEA (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) em nome do Professor William Gerson Matias, ex-coordenador do PPGEA, e da Professora Maria Eliza Nagel Hassemer, atual coordenadora do PPGEA. Agradeço pelo suporte do ENS (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental) em nome do atual chefe, Professor Flávio Rubens Lapolli.

Aos meus ex-alunos das disciplinas de “Controle da poluição atmosférica” e “Economia ambiental” durante meu período como Professor Substituto no ENS/UFSC, pelo crescimento pessoal e profissional proporcionado nesta fase;

A todos meus amigos, pelos diversos momentos de confraternização, especialmente na degustação de (algumas) cervejas, apreciação de (boas) músicas e (verdadeiras) alegrias compartilhadas. Macgaren, Pecos, Alex, Otcha, Xande, Jaime, Macau, Diego/Herrera, Anderson, Beto, Grant, Stef, Snowdrigo, Marcos, Alessandro, Patricia, Isabel, Valéria, Leonardo, Thiago, Cássia, Mariane, Marina, Krause,

Alvarito, Adriano, Filipe e Grazi, Búrigo, Zeno e Ione, Gicelda e Renato. Em especial, agradeço ao Andy Blanco que sempre me deu conselhos e opiniões muito valiosas durante o desenvolvimento deste trabalho. Meus amigos, sem vocês na equação certamente esta Tese não seria possível. Perdoem-me se eu esqueci de alguém.

Nesta jornada, cruzei caminho com muitas outras pessoas que indiretamente influenciaram esta pesquisa. Meus sinceros agradecimentos também a todos vocês.

Muito obrigado a todos aqueles sonhadores que trabalham diariamente, concretamente e nas dificuldades, para permitir que sonhos se tornam realidade.

Um enorme muito obrigado a todos aqueles que simplesmente entendem o quanto cada mísera gota é essencial para encher um oceano.

Se alguém ainda está lendo até aqui, pode relaxar que eu certamente não esqueceria de mencionar uma das melhores pessoas que eu tive a honra e o prazer de conhecer na minha vida. Querida Agnes F., você é maravilhosa, um amor de pessoa, uma confidente, uma fonte de inspiração para as minhas certezas e incertezas. Eu devo dizer que você é uma força da natureza absolutamente insubstituível. Gostaria de agradecer-lhe pelo que você é e o que faz.

„Es gibt eine treibende Kraft, die stärker ist als
Dampf, Elektrizität und Atomenergie: der Wille“
(Albert Einstein).

RESUMO

A poluição do ar relacionada a odor ambiental pode causar efeitos adversos na saúde humana em exposições agudas e crônicas. Conflitos entre comunidades e fontes de odor são geralmente mediados por órgãos ambientais através de legislações. No entanto, disparidades são encontradas nas estruturas utilizadas para gerenciar emissões e impactos de odor. Essa falta de harmonização e padronização cria lacunas que urgentemente necessitam ser estreitadas. Deste modo, o objetivo geral desta Tese é colaborar com o aprimoramento de estratégias regulatórias para gestão de odor ambiental. Para tanto, dois trabalhos foram conduzidos: (i) legislações de odor em 28 países ao redor do mundo foram organizadas e revisadas, e (ii) a variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção foi avaliada. A coleção abrangente de regulamentos de odor identificou e categorizou as abordagens utilizadas para legislar sobre odor: padrão de impacto máximo, padrão de distância de separação, padrão de emissão máxima, padrão máximo de incômodo, padrão tecnológico. A associação de uma série temporal de concentração de odor em ar ambiente, calculada por modelos de dispersão, com os chamados critérios de impacto de odor (CIO) foi identificada como um dos instrumentos mais utilizados para avaliar impactos de odor. Os diferentes componentes dos CIO (i.e. concentração de odor limite, percentil e tempo de média) foram sintetizados, comparados e discutidos. O estudo de revisão contemplou por que a legislação de odor é desafiadora de ser estabelecida, como foram coletadas evidências para determinar limites de odor em ar ambiente, consideração sobre distâncias de separação, melhores tecnologias disponíveis e aplicação dos CIO. Além disso, foi demonstrado por que podem ocorrer diferenças na concentração de odor medida entre todas as unidades de odor, apesar das unidades serem consideradas teoricamente equivalentes. Elementos mútuos de legislações bem-sucedidas foram capturados, e uma estratégia multi-ferramenta integrada foi recomendada para gerenciar odor ambiental. Os métodos e ferramentas que contemplam a estratégia integrada são abrangidos em preditivos, observacionais/empíricos e mitigação/controle. Essa estratégia tem potencial para ser uma contribuição chave, em âmbito mundial, de importância expressiva na busca por maior harmonização entre leis de odor através de uma base sólida comum. A avaliação da variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção investigou se um único ano meteorológico é suficiente para obter padrões de impactos de odor representativos. O modelo de dispersão AERMOD foi aplicado para

calcular distâncias de separação para evitar incômodos de odor em duas localidades. Os cálculos foram realizados para São José dos Pinhais (Brasil, perto de Curitiba) e Groß-Enzersdorf (Áustria, perto de Viena) utilizando 5 anos de observações meteorológicas horárias para cada local. Confirmou-se que séries temporais de dados meteorológicos mais longas fornecem uma compreensão das condições "médias" e de longo prazo de como distâncias de separação são moldadas no entorno de fontes de odor. No entanto, tais dados não estão sempre disponíveis, e processar séries temporais meteorológicas mais longas demanda mais tempo. Determinou-se um baixo grau de variação ano-a-ano das distâncias de separação (valores médios do coeficiente de variação de 8% a 21%). Portanto, um único ano de dados meteorológicos é um adequado compromisso para alcançar uma precisão confiável. Esse achado pode aperfeiçoar a relação entre tempo/recursos financeiros e precisão em estudos de modelagem de dispersão de odor. Por fim, esta Tese apresenta potencialidade notória para aprimorar legislações de odor atualmente em vigor, além de promover o desenvolvimento de novas regulamentações em países sem instrumentos para atuar sobre incômodos olfativos de odor ambiental.

Palavras-chave: Poluição do ar. Odor ambiental. Regulamentação. Critérios de impacto de odor. AERMOD. Modelagem de dispersão atmosférica. Variabilidade interanual. Distâncias de separação.

ABSTRACT

Environmental odour-related air pollution can cause adverse effects on human health in acute and chronic exposures. Conflicts between communities and odour sources are usually mediated by environmental agencies through regulations. However, disparities are found in the frameworks used to manage emissions and impacts of odour. This lack of harmonization and standardization creates gaps that urgently need to be narrowed. Accordingly, the objective of this Thesis is to contribute with the improvement of regulatory strategies for environmental odour management. To this end, two works were conducted: (i) odour regulations in 28 countries around the world were organized and revised, and (ii) the inter-annual variability of direction-dependent separation distances was evaluated. The comprehensive collection of regulatory instruments identified and categorized the approaches used to legislate on odour: maximum impact standard, separation distance standard, maximum emission standard, maximum annoyance standard, technology standard. The association of a time series of odour concentration in ambient air, calculated by dispersion models, with the so-called odour impact criteria (OIC) was identified as one of the tools most used to evaluate odour impacts. The different components of the OIC (i.e. odour concentration threshold, percentile and averaging time) were synthesized, compared and discussed. The review study contemplated why odour legislation is challenging to establish, how evidence was collected to determine odour thresholds in ambient air, consideration of separation distances, best available technologies, and application of OIC. Moreover, it has been demonstrated that differences in the measured odour concentration may occur across all odour units, although these units are considered theoretically equivalent. Mutual elements of successful legislations were captured, and an integrated multi-tool strategy was recommended to manage on environmental odour. The methods and tools that comprise the integrated strategy are encompassed into predictive, observational/empirical and mitigation/control. This strategy has the potential to be a worldwide-key contribution of significant importance in the search for greater harmonization among odour laws through a solid common basis. The evaluation of inter-annual variability of direction-dependent separation distances investigated whether a single meteorological year is sufficient to obtain representative odour impact patterns. The AERMOD dispersion model was applied to calculate separation distances to avoid odour conflicts at two sites. The calculations were conducted for São José dos Pinhais (Brazil, near Curitiba) and Groß-

Enzersdorf (Austria, near Vienna) using 5 years of hourly meteorological observations for each site. It was confirmed that longer time series of meteorological data provide an understanding of the "average" and long-term conditions of how the separation distances are shaped around the odour sources. However, these data are not always available, and processing longer meteorological time series requires more time. A low degree of year-to-year variation of the separation distances was determined (mean coefficient of variation from 8% to 21%). Thus, a single year of meteorological data is an adequate compromise to achieve reliable accuracy. This finding can improve the relationship between time/financial resources and accuracy in odour dispersion modeling studies. Finally, this Thesis has the potential to effectively improve odour legislations currently in force, in addition to promoting the development of new regulations in countries with no instruments to deal with environmental odour.

Keywords: Air pollution. Environmental odour. Regulation. Odour impact criteria. AERMOD. Atmospheric dispersion modelling. Inter-annual variability. Separation distances.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Modelo de impacto Fonte-Caminho-Receptor.....	65
Figura 2.2. Da geração do odor à queixa.	73
Figure 3.1. Timeplot of odour concentrations ($ou_E m^{-3}$) for three intervals: (a) hourly mean concentration; (b) 12-min mean concentrations (c) 12-s mean concentration observed at a single receptor during a field inspection. The 12-s mean concentrations values were recorded and then used to calculate the 12-min mean and the hourly mean concentrations.	109
Figure 4.1. Elevations at (top) São José dos Pinhais/Brazil and (bottom) Groß-Enzersdorf/Austria. Modelling domains are within the circular areas of 750 m radius centered on the source (red star marker). Legends denote elevations in meters and their associated colors; scale bars in meters.	170
Figure 4.2. Wind roses at São José dos Pinhais (SBCT, Brazil). Legend denotes wind speed categories and their associated colors.	177
Figure 4.3. Wind roses at Groß-Enzersdorf (GE station, Austria). Legend denotes wind speed categories and their associated colors.	178
Figure 4.4. Atmospheric stability estimated by AERMET against wind direction and speed at (top) São José dos Pinhais/Brazil and (bottom) Groß-Enzersdorf/Austria. Meteorological years: 2004, 2008, 2013, 2014, 2015.....	180
Figure 4.5. Direction-dependent separation distances at the Brazilian and Austrian sites. Legend denotes the meteorological years used for the model calculations and their associated colors and markers.....	181
Figure 4.6. Inter-annual variability of the direction-dependent separation distances at the Brazilian and Austrian sites. Legend denotes the metrics used for the evaluation.....	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Visão geral dos conteúdos de pesquisa da Tese.	36
Tabela 2.1 – Preditores de sensibilidade ao incômodo de odores.	50
Tabela 2.2 – Sensibilidade de receptores a odores ambientais.....	56
Tabela 2.3 – Comparação de métodos de controle de odor.....	67
Table 3.1 – Numeric scales of odour offensiveness.....	103
Table 3.2 – Summary description of the FIDOL factors.....	105
Table 3.3 – International regulatory framework on odour impact criteria (maximum impact standard) based on time series of ambient air odour concentration calculated by dispersion models. C_t : odour concentration threshold; P : percentile (compliance frequency); A_t : averaging time; F : peak-to-mean factor. When F is equal to one (1), short-term concentrations are not considered, no recommendations for calculating short-term values were established in the regulations or F is embedded in the hourly mean value.	124
Table 3.4 – Examples of jurisdictions that use one or more of the five approaches for odour assessment.....	138
Table 4.1 – Characteristics of odour source assumed for dispersion calculations.	167
Table 4.2 – Meteorological stations selected for the modeling applications. Brazilian site: Afonso Pena International Airport <i>SBCT</i> . Austrian site: Groß-Enzersdorf <i>GE</i> , Schwechat Vienna International Airport <i>LOWW</i> , Wien-Hohe Warte <i>WHW</i> . Weather years used are 2004, 2008, 2013, 2014, 2015.....	173
Table 4.3 – Descriptive statistics for hourly meteorological surface observations at São José dos Pinhais (SBCT station, Brazil) and Groß-Enzersdorf (GE station, Austria) used for the model calculations according to the period of data collection.	176

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A_{base}	Área da base do equipamento
ADJ_U*	<i>Adjusted surface friction velocity technique</i>
AERMAP	Pré-processador de terreno do AERMOD
AERMET	Pré-processador meteorológico do AERMOD
AERMIC	<i>American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model Improvement Committee</i>
AERMOD	<i>AERMIC Model</i>
AFNOR	Associação Francesa de Normalização
A_{fonte}	Área da superfície emissora da fonte de odor
AODM	<i>Austrian Odour Dispersion Model</i>
asl	<i>Above sea level</i>
ASTM	Sociedade Americana para Testes de Materiais
AUSPLUME	<i>Australian plume dispersion model</i>
AUSTAL2000	Modelo regulatório alemão
BimSchG	<i>Bundes Immissionsschutz Gesetz</i>
BREFs	<i>BAT Reference Documents</i>
CALPUFF	<i>California Puff Model</i>
CASA	<i>Clean Air Strategic Alliance</i>
CBL	<i>Convective boundary layer</i>
CC	Cobertura de nuvens
CEN	Comissão Europeia de Normalização
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CG	Cromatografia Gasosa
CICOP	Concentração, Intensidade, Caráter; Ofensividade; e Persistência
CIO / OIC	Critérios de impacto de odor
CLP / PBL	Camada limite planetária
C_m	Concentração de odor de média
C_{od}	Concentração de odor
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina
C_p	Concentração de odor de pico
C_t	Concentração de odor limite
CV	Coefficiente de variação
DEFRA	<i>Department for Environment, Food and Rural Affairs</i>

DEM	Modelo digital de elevação
E	Valor hedônico
EA	<i>Environment Agency</i>
e.g.	<i>Exempli gratia</i> (por exemplo)
EM	Espectrometria de Massas
EN	Norma Europeia
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
EO	Odor ambiental
EROM	Massa de odor de referência europeia
et al.	<i>Et alii</i> (e outros, e colaboradores)
etc.	<i>Et cetera</i> (e outras coisas, e assim por diante)
ETE / WWTP	Estações de tratamento de esgoto
EU	União Europeia
EUA / U.S.	Estados Unidos da América
EXP _{add}	<i>Expected additional odour exposure</i>
EXP _{exist}	<i>Characteristic value of the existing odour exposure</i>
EXP _{lim}	<i>Exposure limit value</i>
EXP _{tot}	<i>Total odour exposure</i>
EXP _{tot,nr}	<i>Nuisance-relevant characteristic value</i>
F	Fator de pico/média
f	<i>Weighting factors</i>
FIDOL	Frequência, Intensidade, Duração, Ofensividade e Localização
f _{tot}	<i>Factor of Section 4.6 of GOAA</i>
GE	Groß-Enzersdorf
GOAA	Guia sobre Odor em Ar Ambiente
GUM	<i>Guide to the expression of Uncertainty in Measurement</i>
H	Hedonicidade, tom hedônico, ofensividade
i.e.	<i>Id est</i> (isto é, ou seja)
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IPPC	<i>Integrated Pollution Prevention and Control</i>
ISC3	<i>Industrial Source Complex</i>
ISCST3	<i>Industrial Source Complex Short-Term</i>
L	Comprimento de Obukhov
LCQAr	Laboratório de Controle da Qualidade do Ar
LOWW	Aeroporto Internacional de Viena
LPO / OPT	Limite de Percepção de Odor
MFE	<i>New Zealand Ministry of the Environment</i>
MTD / BAT	Melhores Tecnologias Disponíveis

n	Expoente empírico adimensional
n	Constante da Lei de Stevens
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NEN	<i>Nederlands Normalisatie-instituut</i>
NSW	<i>New South Wales</i>
OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Percentil
P_{atm}	Pressão atmosférica
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Q_{ar}	Vazão volumétrica do efluente gasoso
SBCT	Aeroporto Internacional Afonso Pena
SBL	<i>Stable boundary layer</i>
SEMA	Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná
SEMA	Secretária de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SepD	Distâncias de separação
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
T	Temperatura
T_d	Direção de transporte
TEO / OER	Taxa de emissão de odor
TEOE	Taxa de emissão de odor específica
T_m / A_t	Tempo de média
TOFMS	Espectrometria de massas por tempo de voo
T_p	Tempo de pico
U.S. EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UBA	<i>German Federal Environmental Agency</i>
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
VDI	Associação de Engenheiros da Alemanha
W_d	Direção do vento
WHW	<i>Wien-Hohe Warte</i>
W_s	Velocidade do vento
ZAMG	<i>Central Institute for Meteorology and Geodynamics</i>

LISTA DE UNIDADES

%	Porcentagem
μg	Micrograma
atm	Atmosfera
cm	Centímetro
D/T	<i>Dilution-to-Threshold</i>
g	Gramma
ge m^{-3}	Unidade de odor por metro cúbico
h	Hora
Hz	Hertz
K	Kelvin
km	Quilômetro
hPa	Hecto Pascal
l min^{-1}	Litros por minuto
LE m^{-3}	Unidade de odor por metro cúbico
m	Metro
m s^{-1}	Metro por segundo
m^2	Metro quadrado
m^3	Metro cúbico
$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	Metro cúbico por segundo
nº	Número
º	Graus
°C	Graus Célsius
$\text{ou}_E(\text{H}) \text{m}^{-3}$	Unidades de odor europeia por metro cúbico associada a um valor de tom hedônico
ppb _v	Partes por bilhão em volume
ppm _v	Partes por milhão em volume
s	Segundo
UO / ou	Unidades de odor
UO m^{-3} / ou m^{-3}	Unidades de odor por metro cúbico
UO s^{-1} / ou s^{-1}	Unidades de odor por segundo
$\text{OU}_E \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ / $\text{ou}_E \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	Unidades de odor europeia por metro quadrado por segundo
$\text{OU}_E \text{m}^{-3}$ / $\text{ou}_E \text{m}^{-3}$	Unidades de odor europeia por metro cúbico
$\text{OU}_E \text{s}^{-1}$ / $\text{ou}_E \text{s}^{-1}$	Unidades de odor europeia por segundo

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO.....	31
1.1. Contextualização e justificativa	31
1.2. Perguntas da pesquisa	33
1.3. Objetivos.....	34
1.3.1. Objetivo Geral.....	34
1.3.2. Objetivos Específicos.....	34
1.4. Estrutura e organização.....	35
CAPÍTULO 2: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	39
2.1. Entendendo o que é odor.....	39
2.2. O olfato	39
2.3. Estímulos olfativos	40
2.4. Interações de mistura	41
2.5. Limites de odor	42
2.6. Fatores que afetam a percepção de odor	46
2.7. Efeitos adversos na saúde humana.....	50
2.8. Dimensões CICOP.....	54
2.9. Fatores FIDOL.....	55
2.10. Critérios de impacto odor e sua relação com o FIDOL	55
2.11. Responsabilidade legal e competência	56
2.12. Exemplos de fontes de odor	57
2.13. Tipologias de fontes de odor	58
2.14. Taxa de emissão de odor	60
2.15. Métodos de controle de odor.....	64
2.16. Exposição	72
2.17. Modelagem de dispersão de odor.....	74
2.18. Visão geral do sistema de modelagem AERMOD	78

CAPÍTULO 3: A REVIEW OF ODOUR IMPACT CRITERIA IN SELECTED COUNTRIES AROUND THE WORLD91

3.1. Introduction	96
3.2 CICOP dimensions	98
3.2.1 Concentration.....	98
3.2.2 Intensity	101
3.2.3 Character.....	102
3.2.4 Offensiveness.....	103
3.2.5 Persistency	104
3.2 FIDOL factors.....	104
3.3 Atmospheric dispersion modelling	105
3.4 Basic peak-to-mean theory	108
3.5. Odour regulations	110
3.5.1 Brazil	110
3.5.2 United Kingdom	113
3.5.2 Germany	115
3.6. Synthesis of odour impact criteria	117
3.6.1. Odour concentration units.....	118
3.6.2. Application of OIC	120
3.6.3. Summary of OIC.....	123
3.7. Summary of regulatory approaches and critical discussion	133
3.7.1. Why has odour regulation proved so challenging to establish and match with community expectations?.....	133
3.7.2. How have different regulatory regimes drawn evidence from communities, regulators and other countries to determine acceptable limits?	136
3.7.3. Summary of approaches used by jurisdictions	137
3.7.4. Integrated multi-tool strategy for odour assessment	139
3.8. Conclusion	144

CAPÍTULO 4: INTER-ANNUAL VARIABILITY OF SEPARATION DISTANCES TO AVOID ODOUR ANNOYANCE AT TWO SITES CALCULATED BY THE AERMOD DISPERSION MODEL..... 161

4.1.	Introduction.....	165
4.2.	Material and methods.....	166
4.2.1.	Description of sites.....	166
4.2.2.	Characterization of the odour source.....	167
4.2.3.	Modelling set-up	168
4.2.4.	Meteorology	171
4.2.5.	Selection of odour impact criteria	173
4.2.6.	Statistics of the separation distance	174
4.3.	Results	175
4.3.1.	Surface meteorological conditions	175
4.3.2.	Atmospheric stability	179
4.3.3.	Direction-dependent separation distances	180
4.4.	Discussion.....	184
4.5.	Conclusion	188

CAPÍTULO 5: PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES, CONCLUSÃO E TRABALHOS FUTUROS..... 191

5.1.	Principais contribuições	191
5.2.	Conclusão.....	193
5.3.	Trabalhos futuros	194

APÊNDICE 1: TERMINOLOGIA..... 197

APÊNDICE 2: OUTRAS PUBLICAÇÕES 199

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização e justificativa

A poluição do ar é uma das principais preocupações dos tempos modernos. Apesar de uma série de fenômenos naturais lançarem poluentes na atmosfera, as atividades antropogênicas são a principal fonte de poluição. Especialmente a poluição do ar relacionada à emissão antrópica de gases odoríferos é grande interesse recente. Estatísticas de órgãos ambientais comprovadamente apontam que a principal causa de reclamações do público às autoridades, em relação à qualidade do ar, é devido a incômodos ocasionados por odor ambiental. De fato, emissões de odor apresentam o potencial de interagir de uma forma tipicamente negativa com indivíduos expostos. Conflitos são frequentemente encarados por setores relevantes da economia: criação intensiva de animais, parques petroquímicos, fábricas de papel e celulose, indústrias alimentícias, fábricas de processamento de subprodutos de origem animal, plantas de biogás, fundições, matadouros, usinas de compostagem, estações de tratamento de esgoto (ETE), aterros sanitários.

Devido à expansão de áreas urbanas, comunidades e fontes de odor estão mais próximos. Como complicador, o resultado dessa aproximação é imprevisível e complexo e, portanto, difícil de ser abordado. Um odor ambiental que é emitido por uma atividade antrópica e que pode causar efeitos adversos na saúde humana é geralmente classificado como poluente atmosférico. Devido às suas particularidades, os odores estão sujeitos à legislação específica. A regulamentação é, portanto, uma maneira pela qual as autoridades podem atuar sobre episódios de odor.

A modelagem matemática de dispersão atmosférica é um dos métodos e ferramentas disponíveis para auxiliar na realização de estudos de impacto de odor. Os modelos têm uma longa história de ajudar a explicar fenômenos científicos e de prever resultados e comportamentos em ambientes onde as observações empíricas são limitadas ou não estão disponíveis. O uso de modelos resultou em grandes avanços no entendimento científico e em melhorias em uma ampla gama de questões. No entanto, todos os modelos são simplificações e aproximações do mundo real. Relações complexas são muitas vezes simplificadas, e as relações vistas como sem importância são às vezes eliminadas da consideração para reduzir as dificuldades computacionais. É importante que a modelagem de dispersão não seja mal utilizada em casos não recomendados e os profissionais não escondam as limitações inerentes aos estudos de modelagem. Os modelos sempre serão restringidos por

limitações computacionais, premissas e lacunas de conhecimento. Eles devem ser vistos como ferramentas para ajudar no processo de tomada de decisão e não como máquinas para gerar verdade absoluta. É provável que mesmo os avanços científicos mais modernos nunca permitirão construir um modelo perfeito, que atenda a todos os aspectos da realidade (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2007).

Além da modelagem de dispersão, outro mecanismo regulatório para gestão de odor ambiental faz uso de distâncias de separação. O objetivo de estabelecer distâncias de afastamento é definir áreas de amenidade entre as fontes de odor e a população. Portanto, as distâncias de separação podem fornecer orientações de zoneamento urbano para as autoridades. As distâncias de separação são classificadas em fixas, dadas por distâncias pré-estabelecidas, ou variáveis, determinadas caso a caso, como distâncias dependentes da direção. Cabe ressaltar que as distâncias de separação dependente da direção podem ser calculadas utilizando modelos de dispersão.

A complexidade da questão dos odores nasce essencialmente da natureza subjetiva do olfato humano. Isso promove limitações aos métodos e ferramentas atualmente disponíveis para conduzir processos de avaliação e suportar tecnicamente as legislações. As limitações estão presentes em todas as fases, desde a formação de odor até a manifestação do incômodo e perda de conforto e bem-estar em comunidades impactadas. Desta forma, são necessárias estruturas mais maduras e harmoniosas para reduzir as lacunas e aumentar a eficiência da gestão.

Este trabalho tem como objetivo colaborar com o aprimoramento de aspectos relacionados as estratégias regulatórias utilizadas na gestão de odor ambiental. O desenvolvimento deste trabalho foi motivado tendo como base os pilares para o desenvolvimento das sociedades modernas: o social, o jurídico e o científico. Do ponto de vista social, a problemática do odor ambiental está diretamente ligada a efeitos adversos na saúde humana, podendo ser considerada uma questão de saúde pública. Do ponto de vista legal, é necessário promover o desenvolvimento de legislações ou o melhoramento de estruturas regulatórias existentes, no Brasil e no mundo. Do ponto de vista científico, o trabalho traz conteúdos inovadores para a ciência em duas vertentes: (i) os resultados apresentam ampla aplicação não sendo um estudo puramente local; (ii) a Tese contribui significativamente para o aumento do conhecimento sobre o tema, com novos resultados e métodos. Os pilares (social, jurídico e científico) se entrelaçam quando a ciência ataca pontos a serem melhorados, jurisdições promovem legislações/regulamentos eficazes

para gerenciar episódios de odor ambiental, e os efeitos adversos são mitigados/controlados.

O escopo deste trabalho não compreende oferecer fluxogramas de modelo de avaliação de impacto ou instruções de requisitos regulamentares em processos de avaliação de impacto ambiental. Este trabalho fornece informações e recomendações que podem orientar o desenvolvimento de tais requisitos. As autoridades devem ser responsáveis por conhecer os mecanismos legais de sua jurisdição e as peculiaridades que afetam suas operações. Ademais, também não é foco deste trabalho promover um guia explicativo de utilização de ferramentas de gerenciamento de odor, apesar de ser fornecida orientação sobre algumas situações e circunstâncias em que as ferramentas podem ser mais eficazes.

Para que a aplicação da lei possa efetivamente resolver ou prevenir problemas de odor, o primeiro passo é definir uma estratégia de regulamentação. Com uma estratégia acertada em mãos, as agências ambientais devem ser capazes de selecionar os métodos e ferramentas apropriados e definir suas aplicações, onde adaptações a contextos locais são esperados.

Esta Tese foi desenvolvida no Laboratório de Controle da Qualidade do Ar (LCQAr), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O LCQAr desenvolve pesquisas e trabalhos voltados à avaliação e monitoramento da qualidade do ar, e contribui para a formação de recursos humanos especializados em poluição do ar. A linha de pesquisa deste trabalho se enquadra em uma área consolidada do LCQAr, a qual visa a gestão de odor ambiental. Consequentemente, este trabalho também está em conformidade com as linhas de pesquisa de interesse do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA/UFSC).

1.2. Perguntas da pesquisa

Esta Tese foi elaborada a partir dos seguintes questionamentos norteadores:

- Quais as abordagens utilizadas para legislar sobre odor ambiental e como elas podem ser categorizadas?
- Por que a regulamentação de odor ambiental é desafiadora de ser estabelecida?

- Como foram coletadas evidências para determinar limites de odor em ar ambiente?
- Como auxiliar no melhoramento da gestão de odor ambiental?
- Um único ano de observações meteorológicas é suficiente para derivar padrões de impacto de odor representativos?
- Qual a quantidade de variabilidade interanual em distâncias de separação?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo Geral

Colaborar com o aprimoramento de estratégias regulatórias para gestão de odor ambiental.

1.3.2. Objetivos Específicos

- Organizar e revisar legislações de odor em países selecionados ao redor do mundo;
- Sintetizar, comparar e discutir critérios de impacto de odor;
- Recomendar uma estratégia para gestão de odor ambiental;
- Avaliar se um único ano de observações meteorológicas é suficiente para derivar padrões de impacto de odor representativos;
- Determinar a variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção.

1.4. Estrutura e organização

Capítulo 1 | Apresenta a introdução do trabalho com contextualização e justificativa, perguntas da pesquisa, objetivo geral e objetivos específicos, e esta própria estrutura e organização aqui descrita.

Capítulo 2 | Oferece uma fundamentação teórica com informações de base suficientemente necessárias para o entendimento do restante do trabalho. Adicionalmente, o Capítulo 3 oferece um artigo científico de revisão bibliográfica, onde, em suas primeiras seções, também são apresentados aspectos essenciais sobre o tema da pesquisa

Capítulos 3 e 4 | Estes capítulos exploram artigos científicos. A compreensão de tais capítulos isoladamente é possibilitada sem a necessidade de informações adicionais, pois apresentam seções individuais de resumo, introdução, desenvolvimento, conclusão, discussão e referências. No entanto, apesar de tais conteúdos serem autossuficientes em seu entendimento, eles estão inter-relacionados no domínio deste trabalho de forma a contribuir para o atendimento do objetivo geral. Os Capítulos 3 e 4 são escritos em língua inglesa, sendo acompanhados de seus respectivos resumos em língua portuguesa. Uma visão geral dos conteúdos desses capítulos é apresentada na Tabela 1.1, onde as principais contribuições do trabalho são introduzidas ao leitor.

Capítulo 5 | Para o fechamento deste trabalho, as principais contribuições, conclusão geral e caminhos potenciais para trabalhos futuros são apresentados.

Tabela 1.1 – Visão geral dos conteúdos de pesquisa da Tese.

Capítulo da Tese	Perguntas da pesquisa	Objetivos específicos	Metodologia resumida	Principais contribuições
Capítulo 3	Quais as abordagens utilizadas para legislar sobre odor ambiental e como elas podem ser categorizadas?	Organizar e revisar legislações de odor em países selecionados ao redor do mundo	Revisão bibliográfica	Identificação e categorização das estratégias regulatórias de odor em 5 principais abordagens
	Por que a regulamentação de odor ambiental é desafiadora de ser estabelecida?	Sintetizar, comparar e discutir critérios de impacto de odor	Pesquisa documental	Sumarização de critérios de impacto de odor de acordo com o nível de proteção requerido e suas aplicações
	Como foram coletadas evidências para determinar limites de odor em ar ambiente?	Recomendar uma estratégia para gestão de odor ambiental	Análise crítica	Apresentação das fontes de incerteza envolvidas em estudos de odor ambiental
	Como auxiliar no melhoramento da gestão de odor ambiental?			Recomendação de uma estratégia multi-ferramenta integrada

Fonte: próprio autor.

Tabela 1.1 – [Continuação].

Capítulo da Tese	Perguntas da pesquisa	Objetivos específicos	Metodologia resumida	Principais contribuições
Capítulo 4	Um único ano de observações meteorológicas é suficiente para derivar padrões de impacto de odor representativos?	Avaliar se um único ano de observações meteorológicas é suficiente para derivar padrões de impacto de odor representativos	Coleta e processamento de dados meteorológicos em 2 locais	Um único ano de meteorologia é um bom compromisso para obter uma precisão confiável
	Qual a quantidade de variabilidade interanual em distâncias de separação?	Determinar a variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção	Modelagens de dispersão de odor Análises estatísticas	Observou-se um baixo grau de variabilidade interanual das distâncias de separação (valores médios do coeficiente de variação de 8% a 21%)

Fonte: próprio autor.

CAPÍTULO 2: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Entendendo o que é odor

A norma de olfatométrica da União Europeia, EN 13725:2003, define odor como um atributo organoléptico perceptível pelo órgão olfatório ao inspirar determinadas substâncias voláteis. Odorante, por sua vez, é o composto químico que estimula o sistema olfativo humano para que se perceba um odor (CEN, 2003).

Uma distinção deve ser feita entre o ar livre de odor (ar inodoro), que não contém substâncias odoríferas; e ar fresco (ar com cheiro de “limpo”), geralmente percebido como não contendo contaminantes que são desagradáveis e podem causar efeitos adversos. O ar fresco pode conter odorantes, no entanto, geralmente é agradável ao olfato humano (FREEMAN; CUDMORE, 2002; BULL *et al.*, 2014).

2.2. O olfato

O olfato é um extraordinário sentido em animais. A detecção de compostos químicos voláteis é um atributo importante para qualquer animal sobreviver e se reproduzir no ambiente natural. Diferentes animais utilizam diferentes tipos de órgãos olfatórios. Por exemplo, os seres humanos detectam odores através do epitélio olfatório do nariz, enquanto a maioria dos insetos detecta odores através de suas antenas (MORI, 2013).

O olfato humano é capaz de detectar entre potenciais estímulos sinais de interesse e ajuda a interpretar uma resposta adequada. Em particular, os odores podem colorir as percepções sobre o mundo tanto positivamente como negativamente através de processos de emoção e, portanto, podem modular o humor e o comportamento (BILLOT *et al.*, 2017). Durante o processamento de informações olfativas, misturas de odorantes são frequentemente tratadas como uma das áreas de estudo mais intrigantes devido às complexidades envolvidas na identificação do produto resultante ou aos atuais limites presentes em nosso conhecimento para oferecer uma descrição quantitativa de tal fenômeno (KIM, 2011).

Basicamente, o sistema olfativo humano é composto por três subsistemas principais: a mucosa olfativa; o bulbo olfatório; e o córtex olfativo. Os receptores sensoriais do nariz ao entrar em contato com o(s) odorante(s) enviam um sinal para o cérebro que interpreta esse sinal como um odor. As células nervosas olfativas em humanos são instrumentos altamente sensíveis, capazes de detectar concentrações extremamente

baixas de uma vasta gama de odores (na ordem de 10 mil diferentes tipos). Durante o processamento do sinal enviado para o cérebro, o tipo e quantidade (ou intensidade) de odor são parâmetros relevantes (PEARCE, 1997; MCGINLEY; MCGINLEY; MANN, 2000; FREEMAN; CUDMORE, 2002). O sentido do olfato em seres humanos pode ser resumido pragmaticamente por dois processos:

- i. Odorantes se ligam a receptores olfativos que são sensíveis às suas estruturas químicas específicas;
- ii. Receptores olfativos enviam um sinal para o cérebro, que faz associações e determina a reação ou sensação de uma pessoa formando o que chamamos de “odor”.

2.3. Estímulos olfativos

A literatura científica tipicamente afirma que o nariz humano pode identificar aproximadamente 10.000 odores. Durante testes psicofísicos de discriminação de misturas de odor, Bushdid *et al.* (2014) afirmam que os seres humanos podem distinguir entre mais de 1 trilhão de diferentes cheiros.

O estudo Bushdid *et al.* (2014) determinou a resolução do sentido olfatório humano, testando a capacidade de seres humanos em discriminar misturas de odor com um número variável de componentes compartilhados. Bushdid *et al.* (2014) reduziram a complexidade do experimento investigando apenas misturas de 10, 20 ou 30 componentes retirados de um conjunto de 128 moléculas odoríferas; este número surpreendentemente grande é provavelmente o limite inferior do número potencial de estímulos olfativos que os humanos podem diferenciar. Os participantes do experimento (i.e., 26 pessoas) deveriam identificar um aroma a partir de três amostras. Basicamente, os envolvidos deveriam afirmar qual frasco não era igual aos outros dois. Em seguida, análise combinatória foi utilizada para deduzir matematicamente o número de diferentes odores percebidos. O trabalho de Bushdid *et al.* (2014) demonstrou que o olfato humano, com suas centenas de diferentes receptores olfativos, de longe supera os outros sentidos no número de diferentes estímulos físicos que pode distinguir. Por exemplo, os seres humanos podem discriminar várias milhões de cores diferentes, enquanto que o ouvido pode ouvir quase meio milhão de tons.

No entanto, duas publicações (GERKIN; CASTRO, 2015; MEISTER, 2015) demonstram o contrário. Gerkin; Castro (2015) mostram que esta alegação é resultado de uma estimativa frágil capaz de

produzir quase qualquer resultado a partir dos dados relatados, incluindo valores de dezenas de ordens de magnitude maior ou menor do que o originalmente reportado em Bushdid *et al.* (2014). Meister (2015), por sua vez, afirma categoricamente que a alegação é desacertada e que a falha reside no método matemático utilizado para inferir o tamanho do espaço de odor a partir de uma amostra experimental limitada. De acordo com Meister (2015) e Gerkin; Castro (2015), ainda não há evidências concretas para afirmar que 1 trilhão seja o número de diferentes odores que humanos podem discriminar.

Independentemente do número de estímulos olfativos que seres humanos são capazes de discriminar, ressalta-se que, durante o processo de evolução, humanos desenvolveram uma resposta incrivelmente sensível a odorantes (na ordem de partes por trilhão). Nosso nariz é um poderoso e sofisticado sensor de gases ambulante que através da detecção de odorantes nos proporciona experiências formidáveis como mecanismos de autodefesa, resgate de memórias passadas, desfrute de alimentos e bebidas.

2.4. Interações de mistura

A percepção de odor pode ocorrer quando um ou mais odorantes estão presentes em uma mistura gasosa (MCGINLEY; MAHIN; POPE, 2000). No entanto, a maior parte dos odores resulta de uma combinação complexa de odorantes (FREEMAN; CUDMORE, 2002).

Misturas gasosas de odorantes podem interagir de muitas maneiras distintas e inesperadas. Existem evidências suficientes para sustentar que os efeitos de mistura de odorantes podem ter resultados em todas as possíveis direções imagináveis (KIM; KIM, 2014). De fato, diversos efeitos são observados para odores ambientais (WU *et al.*, 2016). Este é mais um dos aspectos que torna a gestão de odor um desafio.

Os efeitos decorrentes de interações de mistura podem ser categorizados da seguinte forma: supressão, hipo-aditividade, sinergismo e adição linear (KUEBLER *et al.*, 2011; CAPURRO *et al.*, 2012). O primeiro tipo de interação de mistura é a supressão, em que a resposta à mistura é inferior a pelo menos um dos componentes isolados. Outra categoria relacionada, na qual a mistura desencadeia uma resposta que é equivalente ao componente único mais eficaz, é conhecida como hipo-aditividade (*hypoadditivity*). Quando a interação é por sinergismo, a mistura induz uma resposta que é maior do que a adição das respostas aos componentes individuais. Já na adição linear, não há interação entre os componentes de modo que a mistura provoca uma resposta que é igual à

soma dos componentes (CAPURRO *et al.*, 2012). Em outras palavras, considere uma resposta neuronal (em Hz) a duas substâncias voláteis x e y , sendo que o padrão de resposta de x é maior que y (KUEBLER *et al.*, 2011):

- Se não houver interações entre os componentes, a mistura de x e y será percebida como a soma da resposta a x e y isoladamente. Esse tipo de interação de mistura é conhecido como **adição linear**;
- Alternativamente, caso ocorra **sinergismo** entre os dois compostos, a mistura de x e y produzirá uma resposta maior do que a resposta máxima dos componentes individuais da mistura (neste caso, $x + y$);
- A **supressão** provoca uma resposta de mistura que é inferior a pelo menos um dos componentes individuais;
- A **hipo-aditividade** ocorre quando pelo menos um dos componentes da mistura é ignorado e a resposta da mistura é comparada a resposta do componente único mais poderoso.

Devido às complexidades envolvidas nestes fenômenos não estequiométricos, descrever ou demonstrar os resultados/efeitos de uma mistura de odorantes sistematicamente e previsivelmente não é algo ainda rotineiro (KIM, 2011).

2.5. Limites de odor

Fundamentalmente, três diferentes tipos de limites de odor podem ser categorizados: limite de percepção/detecção, limite de discriminação e limite de reconhecimento/identificação.

Os valores de limites de odor reportados na literatura são essencialmente relacionados a estímulos olfativos, os quais são fornecidos a um painel de avaliadores principalmente em condições laboratoriais.

Os limites de odor são frequentemente expressos em unidades de odor (UO). Entretanto, os limites de odor para compostos químicos individuais podem ser expressos em unidades mássicas como microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g m}^{-3}$), ou em proporção de volume como partes por milhão (ppm_v) e partes por bilhão (ppb_v). Mais informações sobre limites de odor são apresentadas a seguir.

Limite de percepção

Os limites de percepção de odor (LPO) encontrados na literatura são caracterizados por variância extrema, tanto dentro como entre laboratórios. Essa variação é, sobretudo, produto de diferenças nos métodos de apresentação de odorantes e na aplicação de critérios estatísticos. Entretanto, existe um consenso geral de que LPO de humanos são muito baixos. Por exemplo, se apenas três gotas de etilmercaptana fossem adicionadas em uma de duas piscinas olímpicas, uma pessoa comum seria capaz de detectar ou perceber qual piscina apresentava a etilmercaptana adicionada (JOHNSON; KHAN; SOBEL, 2008).

O sulfeto de hidrogênio (H_2S) é um exemplo clássico de odorante. Esse poluente destaca-se por ser um gás incolor, inflamável, tóxico, corrosivo e com cheiro de ovo podre característico (TOMAR; ABDULLAH, 1994; GODISH, 2004; OSHA, 2005). Diversos valores de LPO para o H_2S são reportados, variando de 0,0005–0,3 ppm_v (ATSDR, 2006). Os valores típicos estão na faixa de 0,4–0,5 ppb_v (MILLS, 1995; GOSTELOW; PARSONS, 2001; GODISH, 2004).

Mais informações sobre LPO no âmbito da olfatométrica de diluição dinâmica e da norma EN 13725:2003 são fornecidas no Capítulo 3. Brevemente, o LPO é a mínima concentração na qual 50% de um painel de assessores é capaz de detectar a amostra gasosa diluída de odor em condições laboratoriais (CEN, 2003).

Limite de discriminação

Em relação à discriminação olfatória, humanos podem discriminar diferenças muito pequenas na concentração ou estrutura molecular entre diferentes estímulos olfativos. Por exemplo, aumentos na concentração de odorante são percebidos como aumentos na intensidade odorante. Quando se utiliza uma concentração supraliminar (*suprathreshold*) de álcool *n*-butílico como padrão, os seres humanos podem discriminar alterações de concentração tão pequenas como 7%. Do mesmo modo, a menor alteração na estrutura molecular do odorante, tal como a adição de um único carbono a uma cadeia de carbono, resulta em estímulos claramente discrimináveis (JOHNSON; KHAN; SOBEL, 2008). Segundo NICELL (1986), o limite de discriminação representa o primeiro nível de diluição (i.e., concentração) a partir do qual 50% de um painel continuam a estar certos da presença de um odor. Portanto, após ter detectado ou percebido o odor.

Limite de reconhecimento

Em relação à identificação olfatória, a percepção de odor sugere que o sistema olfativo identifica “objetos de odor” cuja formação depende das associações anteriores. As regras subjacentes à ligação entre propriedades odorantes estruturais particulares e identidade de odor estão sendo difíceis de demonstrar, devido em parte à variabilidade no uso da linguagem para descrever o odor. Entender essas regras continua sendo a maior questão na psicofísica olfatória, e sem dúvida no olfato em geral (JOHNSON; KHAN; SOBEL, 2008). Tecnicamente, a norma EN 13725:2003 define limite de reconhecimento ou identificação como a concentração de odor que apresenta uma probabilidade de 0,5 de ser reconhecida ou identificada nas condições do ensaio (CEN, 2003). Reconhecer ou identificar significa descrever qualitativamente o odor através do seu caráter (i.e., tipo do odor).

Um único estímulo odorante (e.g. H₂S, Cl) pode ser prontamente reconhecível e fácil de descrever. Contudo, o sistema olfativo de uma pessoa pode não reconhecer os odorantes individuais numa mistura de vários odorantes (e.g. odor de um aterro sanitário). No entanto, as pessoas podem descrever o odor de uma maneira geral, por exemplo, como peixe (para aminas), ou ovo podre ou repolho (para compostos de enxofre) (CASA, 2015a).

Visão geral sobre limites de odor

Vasta literatura reportando limites de odor pode ser encontrada (e.g. USEPA (1992), VAN GEMERT (2011)). No trabalho de Van Huffel *et al.* (2016) é fornecida uma compilação abrangente de LPO para 21 odorantes de interesse em processos de criação de suínos. Um trabalho clássico e pioneiro da década de 60 (LEONARDOS; KENDALL; BARNARD, 1969) determinou limites de reconhecimento para 53 odorantes de interesse em atividades de fabricação de produtos químicos. No entanto, o protocolo adotado nesse trabalho considerou limite de reconhecimento como a mínima concentração na qual 100% do painel era capaz de reconhecer o odor. Além disso, o método utilizado para apresentação de odorantes foi baseado na inserção de líquidos de compostos puros em uma sala de ensaio utilizando seringas cromatográficas. Esse método é atualmente considerado obsoleto quando comparado a apresentação de odorantes por olfometria dinâmica, o que pode ter resultado em valores imprecisos de LPO. Nagata (2003), por sua vez, determinou limites de detecção para 223 substâncias. Esses valores

foram medidos utilizando o método olfatométrico para apresentação de odorantes conhecido como *Japanese triangular odour bag method*.

No passado, as limitações nos ensaios de determinação de valores de limites de odor eram várias. Por exemplo, os indivíduos que formavam o painel de teste não eram selecionados por métodos padronizados; os limites de odor provavelmente não foram obtidos nas mesmas condições de precisão metodológica que atualmente são adequadas; os limites de odor não eram rastreáveis para uma unidade mássica definida (RUIJTEN; VAN DOORN; VAN HARREVELD, 2009). Destaca-se que, em 1980, Dravnieks e Jarke apontaram parâmetros relevantes de operação para a determinação de LPO utilizando olfatometria dinâmica, além de comparar esse método com as tecnologias da época (DRAVNIKS; JARKE, 1980). Os parâmetros de operação investigados foram a vazão de ar para apresentação da mistura odorante, seleção do painel e procedimento estatístico de cálculo. Os principais fatores identificados foram posteriormente confirmados como pontos essenciais para a melhoria da reprodutibilidade dos resultados de testes olfatométricos (RUIJTEN; VAN DOORN; VAN HARREVELD, 2009). Um exemplo de trabalho que utilizou os conceitos atuais e padronizados da norma EN 13725:2003 para a determinação do LPO pode ser encontrado em Bokowa; Bokowa (2014).

Síntese dos principais limites de odor

Os três principais limites de odor (*odour thresholds*) podem ser sumarizados da seguinte forma:

- Limite de percepção (ou detecção): mínima concentração a partir da qual 50% de um painel percebe ou detecta um odor;
- Limite de discriminação: mínima concentração a partir da qual 50% de um painel continua a estar certo da presença de um odor;
- Limite de reconhecimento (ou identificação): mínima concentração a partir da qual 50% de um painel é capaz de descrever qualitativamente o estímulo olfativo através do seu caráter.

Deste modo, para um mesmo odor é esperado fundamentalmente que os valores de limites de reconhecimento sejam maiores que valores de limites de discriminação, os quais, por sua vez, deverão ser maiores que os valores de LPO. De fato, para reconhecer o caráter de um odor,

uma concentração mais elevada é necessária, tipicamente na faixa de 1,5 a 10 vezes maior (DRAVNIIEKS; JARKE, 1980).

Outros limites de odor

Outras métricas que podem ser utilizadas para caracterizar a concentração de odor são descritas a seguir (BOKOWA, 2008):

- Limite de ofensividade: mínima concentração na qual 50% de um painel indica que o odor detectado é ofensivo. Um odor pode ser agradável ou desagradável, o que significa que odores agradáveis podem se tornar ofensivos após exposição frequente ou longa;
- Limite de queixa: mínima concentração na qual 50% de um painel registra uma queixa para o odor detectado.

Outro limite de odor é o nível de limite de incômodo (*nuisance threshold level*) que a Organização Mundial da Saúde (OMS) define como a concentração em que não mais do que uma pequena proporção da população (menos de 5%) sofre incômodos em uma pequena parte do tempo de exposição (menos de 2%) a um odor (CASA, 2015a). Portanto, de acordo com a OMS, uma avaliação de impacto de odor utilizando o percentil 98 é um indicador de nível de limite de incômodo em receptores.

2.6. Fatores que afetam a percepção de odor

Apesar das regiões gerais do cérebro envolvidas no sentido do olfato terem sido identificadas, ainda não é totalmente compreendido como o cérebro humano descodifica os odores. Complicações adicionais ainda existem: diferentes áreas do cérebro podem estar envolvidas na decodificação dos sinais dependendo das propriedades do odor (e.g. ofensividade) ou da realização de um trabalho específico (e.g. identificar um odor específico ou discriminar entre cheiros) (CASA, 2015b). Devido ao olfato humano e a resposta emocional à odores serem sintetizados pelo cérebro, experiências de vidas distintas e variações naturais na população podem resultar com que indivíduos apresentem diferentes sensações e reações emocionais para um mesmo odor. Além disso, outras informações sensoriais, como visão e paladar, podem influenciar a sensação particular de um odor que o cérebro humano cria, mesmo quando estímulos químicos não estão presentes (FREEMAN; CUDMORE, 2002).

A seguir são listados fatores que podem afetar o olfato e a capacidade de perceber o odor. Esta listagem foi elaborada a partir de uma revisão de literatura de publicações entre 1950 e 2012 (GREENBERG; CURTIS; VEARRIER, 2013, CASA, 2015b):

- Genética/população: a origem étnica está associada a limites de detecção de odor muito abrangentes;
- Gênero: as mulheres geralmente apresentam desempenho melhor do que os homens em avaliações de odor;
- Idade: o olfato geralmente diminui com a idade. Pessoas idosas são tipicamente menos capazes de detectar ou identificar odores do que adultos mais jovens;
- Condições médicas: uma variedade de condições médicas pode reduzir ou eliminar o sentido do olfato, incluindo doenças no nariz e sinusites, esclerose múltipla e esquizofrenia;
- Alcoolismo e tabagismo: o abuso de álcool resulta em um olfato deficiente e os produtos da combustão de tabaco alteram o LPO de uma forma relacionada com a dose;
- Fatores ocupacionais e ambientais: a inalação repetida de qualquer composto químico resulta em fadiga olfativa durante períodos de tempo relativamente curtos, o que leva a uma diminuição da capacidade de detectar e identificar com precisão um odor. A exposição recente a concentrações relativamente elevadas de uma substância demonstrou afetar a sensibilidade a esse odorante particular, alterando os limites de detecção subsequentes em até três ordens de grandeza.
- Aplicabilidade dos limites de odor propostos: os humanos só conseguem identificar de três a quatro componentes de misturas olfativas complexas e os odorantes presentes na mistura afetam os componentes individuais que são detectados. Os odorantes presentes em concentrações supraliminares numa mistura podem efetivamente mascarar a presença de odorantes presentes em concentrações periliminares (*perithreshold concentrations*).

Além disso, o trabalho de Greenberg; Curtis; Vearrier (2013) reuniu importantes achados:

- A autoavaliação da função olfatória pode não se correlacionar com a capacidade olfativa real. É ainda mais difícil determinar com precisão a intensidade de um odor de uma forma quantificável. Por exemplo, sob condições de estimulação

- constante com H₂S, a intensidade de percepção diminui exponencialmente com o tempo de fornecimento do estímulo;
- A concomitante estimulação visual também afeta a intensidade do odor;
 - Algumas substâncias químicas, como o H₂S, podem induzir reações nos seres humanos relacionadas apenas ao seu odor, mesmo quando estão presentes em concentrações substancialmente inferiores aos níveis normalmente associados ao desenvolvimento de efeitos adversos;
 - Há uma vasta literatura que sugere que à intensidade do odor percebido, o grau de incômodo e os efeitos adversos na saúde humana relatados da exposição a um composto químico odorante são afetados pelo estado psicológico e pré-julgamento;
 - O conceito de odor tem sido reportado para ser intrinsecamente e cognitivamente associado com a doença e não com a saúde;
 - Atribuir viés negativo a um odor antes de uma exposição resulta em sintomas de saúde significativamente maiores após essa exposição. Isso sugere que esses sintomas não são mediados pelo odor diretamente, mas sim pelas associações cognitivas de um indivíduo entre odor e saúde.

Greenberg; Curtis; Vearrier (2013) concluíram que as tentativas de verificar a intensidade da exposição com base em um relato de um odor percebido não são confiáveis e não têm aplicação útil em legitimar paradigmas de avaliação de exposição. A detecção de um odor não implica em uma exposição medicamente significativa a um tóxico e, devido ao viés do indivíduo e à dificuldade de detectar odorantes individuais em misturas, pode não constituir uma exposição à substância almejada.

Indivíduos podem considerar diferentes odores ofensivos a diferentes concentrações, uma vez que a resposta a um odor é de natureza subjetiva. Complicações adicionais são decorrentes devido ao fato de emissões de odor consistirem, na maioria das vezes, de uma mistura gasosa formada por múltiplas substâncias. Deste modo, a apreciação de odores constituídos por misturas complexas não é prontamente medido (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001).

Portanto, a percepção fisiológica a odores difere de indivíduo para indivíduo. Apesar de uma variação aleatória na sensibilidade ser inevitável, algumas influências gerais sobre a sensibilidade odorante

foram identificadas (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001). Estudos de exposição a odores no meio ambiente – a diferentes concentrações em diferentes períodos – conduziram a uma série de conclusões sobre a maneira pela qual indivíduos percebem um odor, e como este é estabelecido para, em seguida, ser armazenado na memória (DEFRA, 2010). Enquetes em comunidades demonstraram que onde um incômodo olfativo é atenuado/mitigado, a percepção ao impacto de odor é reportada por períodos prolongados pelos residentes da área impactada, mesmo por anos após o odor não estar mais presente (STEINHEIDER; BOTH; WINNEKE, 1998). Essas observações permitiram concluir que:

- Comumente os incômodos olfativos não são causados por exposição em curtos períodos e da mesma forma não são reduzidos aplicando medidas de mitigação/prevenção passageiras. Incômodos tendem a ser causados por exposição de odores intermitentes em longo prazo;
- A associação entre uma particular fonte de odor e a percepção individual de incômodo de um indivíduo com histórico de reclamação desta mesma fonte é persistente e prolongada. Para estes indivíduos, a exposição ao mesmo odor, em concentrações mais baixas, pode causar maior incômodo do que para os outros sem histórico de exposição;
- O incômodo tende a ser cumulativo e desenvolvido ao longo de longos períodos de tempo. Memórias olfativas de episódios de exposições intensas, aliado a um estado comportamental desfavorável do indivíduo, parecem dominar a percepção global do impacto e histórico de queixas.

Apesar da dificuldade de avaliar a interrelação entre preditores de odor, uma série de fatores individuais que apresentam capacidade de influenciar incômodos olfativos podem ser destacados. Estes parâmetros podem ser tratados como preditores de sensibilidade ao incômodo, conforme apresentado na Tabela 2.1.

Evidentemente, a exposição a odores ofensivos por períodos prolongados, pode afetar negativamente o bem-estar e sensibilizar indivíduos. Onde exposições odorantes ocorrem frequentemente, a percepção do impacto pode ir além do período de exposição direta (DEFRA, 2010). Deste modo, uma exposição prolongada ou frequente pode aumentar a sensibilidade de um indivíduo a esse cheiro e até odores agradáveis, como os de padarias ou de café, podem tornar-se ofensivos. A sensibilidade e a capacidade de distinguir odores, em geral,

enfraquecem rapidamente durante a exposição ou adaptação contínua, porém se recuperam também rapidamente após o estímulo ser removido (CASA, 2015a).

Tabela 2.1 – Preditores de sensibilidade ao incômodo de odores.

Preditor	Descrição
Idade	A probabilidade de sofrer incômodos de emissões de odor diminui com a idade
Ansiedade	Indivíduos que sentem ansiedade a gases odorantes por relacioná-los a riscos de saúde têm maior probabilidade de sofrer incômodos
Estratégia de enfrentamento	Indivíduos que empregam o enfrentamento focalizado no problema apresentam maior probabilidade de sofrer incômodos do que aqueles que utilizam o enfrentamento focalizado na emoção
Dependência econômica	Indivíduos com interesse econômico na atividade associada à fonte de odor estão menos propensos à incômodos olfativos
Histórico de exposição	A sensibilidade ao incômodo aumenta em pessoas com histórico de exposição
Estado de saúde	No mesmo nível de exposição, indivíduos com problemas de saúde têm uma maior probabilidade de sofrer incômodos olfativos do que pessoas mais saudáveis
Personalidade	Indivíduos que acreditam ter controle sobre o ambiente em que vivem estão mais propensos a sofrer incômodos em algumas circunstâncias
Satisfação residencial	Quanto mais um indivíduo está satisfeito com a sua situação residencial, menor a probabilidade de sofrer incômodos olfativos

Fonte: CAVALINI (1992) *apud* EA (2002).

2.7. Efeitos adversos na saúde humana

A extensão em que um odor se torna uma questão estética contra uma ameaça à saúde é um assunto de investigação científica e litígio que tem implicações importantes (WING *et al.*, 2008). Preocupações de saúde pública que os odores podem não simplesmente servir como um aviso de potenciais riscos à saúde, mas que as sensações de odor em si podem causar sintomas de saúde são historicamente crescentes (SCHIFFMAN;

WILLIAMS, 2005). De acordo com a OMS (OMS, 2017), saúde é definido como:

- A saúde é um estado de bem-estar físico, mental e social completo e não meramente a ausência de doença ou enfermidade;
- O grau que um indivíduo ou um grupo é capaz de realizar aspirações e satisfazer necessidades, e mudar ou lidar com o ambiente. A saúde é um recurso para a vida cotidiana, não o objetivo de viver; é um conceito positivo, enfatizando os recursos sociais e pessoais, bem como as capacidades físicas;
- Um estado caracterizado por integridade anatômica, fisiológica e psicológica; capacidade de desempenhar papéis familiares, profissionais e comunitários; capacidade de lidar com o estresse físico, biológico, psicológico e social e uma sensação de bem-estar e livre do risco da doença e da morte prematura;
- Um estado de equilíbrio entre os seres humanos e o ambiente físico, biológico e social, compatível com a plena atividade funcional.

Incômodos olfativos de emissões de odor ambiental apresentam o potencial de afetar negativamente a qualidade de vida causando efeitos físicos, mentais e sociais, caracterizando, portanto, um problema de saúde pública.

Modo de exposição

Exposição aguda é geralmente utilizada para descrever baixa frequência de impactos de intensidade alta. Exposição crônica é utilizada para descrever ambientes com alta frequência de impactos de intensidade baixa (GRIFFITHS, 2014).

Um efeito adverso pode ocorrer mesmo quando há baixas concentrações de odor, geralmente menores que a concentração que possa prejudicar a saúde física: efeito crônico. Quando um odor é causado por elevadas concentrações, os compostos químicos presentes na mistura gasosa podem causar efeitos adversos diretos na saúde humana: efeito agudo (MFE, 2003).

Independentemente do modo de exposição (agudo ou crônico), odores que produzem uma apreciação olfativa negativa induzem

mudanças no comportamento das pessoas. Essa conduta pode desencadear uma resposta mediada pelo estresse e se transformar em um assunto de saúde pública (PETTARIN; CAMPOLO; SOLDATI, 2015). Portanto, exposições de odor tanto de curto como de longo prazo podem causar efeitos adversos na saúde humana, o que inclui o bem-estar e qualidade de vida de uma forma geral. Os efeitos adversos podem ser classificados da seguinte forma (SUCKER; BOTH; WINNEKE, 2009):

- Lamentações gerais de saúde: dificuldades para dormir, dor de cabeça, tosse, sentir-se infeliz;
- Sintomas gástricos: vômito, náusea, perde de apetite;
- Sintomas irritantes: desconforto, irritação nos olhos/nariz.

Assim, odores ambientais podem afetar o humor e apresentam a capacidade de provocar alterações psicológicas e fisiológicas sobre o cotidiano de pessoas (GALLEGO et al., 2008). Outros autores destacam que entre as queixas de saúde mais frequentemente reportadas estão irritação nos olhos, nariz e garganta, dor de cabeça, náuseas, diarreia, rouquidão, dor de garganta, tosse, aperto no peito, congestão nasal, palpitações, falta de ar, estresse, sonolência e alterações no humor (SCHIFFMAN *et al.*, 2000). Normalmente, tais sintomas ocorrem no momento da exposição e desaparecem após um curto período de tempo. No entanto, para indivíduos sensíveis, como os doentes asmáticos, a exposição a odores pode induzir efeitos adversos na saúde que persistem por períodos mais longos de tempo, bem como agravar condições médicas existentes (SCHIFFMAN *et al.*, 2000).

Estes sintomas contribuem para a redução da qualidade de vida em indivíduos expostos a episódios de odor. Mesmo quando a exposição odorante é muito mais baixa do que a normalmente necessária para provocar efeitos de saúde diretos, as pessoas podem desenvolver efeitos fisiológicos. Esta situação é conhecida como preocupação de odor (*odour worry*) e é devida à percepção de que, se houver um cheiro, este deve causar dano físico (MFE, 2003). Destaca-se, finalmente, que odores ofensivos também podem causar danos ambientais como a depreciação de valores de propriedades.

Fontes de odor e efeitos adversos

Diversos trabalhos reportados na literatura estabeleceram ligações de causa entre fontes de odor e efeitos adversos (SUCKER; BOTH; WINNEKE, 2001; SUCKER; BOTH; WINNEKE, 2009; BRANCHER;

DE MELO LISBOA, 2014; BULL *et al.*, 2014; PALMIOTTO *et al.*, 2014; SIRONI *et al.*, 2014). Os compostos odorantes podem afetar a saúde humana através de vários mecanismos (SHUSTERMAN, 1992; SCHIFFMAN *et al.*, 2000). Os mecanismos conhecidos são pelo menos três, os quais são descritos abaixo (SCHIFFMAN; WILLIAMS, 2005; WING *et al.*, 2008):

- i. Primeiramente, em concentrações suficientemente elevadas para estimular o nervo trigêmeo¹, substâncias químicas odoríferas podem provocar irritação dos olhos, nariz e garganta ou outros efeitos toxicológicos. Ou seja, irritação, ao invés do odor, é a causa dos sintomas de saúde, e odor (a sensação) simplesmente serve como um marcador de exposição;
- ii. Através de aversão inata (*innate aversion*), condicionamento ou resposta ao estresse, compostos odorantes podem induzir sintomas como náuseas, vômitos, dores de cabeça, estresse, humor negativo e uma sensação pungente em concentrações superiores ao limiar do nervo olfatório, mas abaixo do limiar do nervo trigêmeo;
- iii. Os sintomas que ocorrem em resposta a misturas de odorantes podem ser devidos a um componente não-odorante parte da mistura tal como endotoxina, que pode induzir inflamação e obstrução do fluxo aéreo.

Atualmente a toxicidade química é melhor entendida para compostos químicos individuais – ainda existe uma compreensão incompleta da toxicologia de misturas de odorantes. Além disso, estudos epidemiológicos são mais escassos que estudos toxicológicos de exposição de odor, sendo que esses dois tipos de estudos apresentam lacunas. Os estudos epidemiológicos são prejudicados principalmente pela aplicação de medidas subjetivas para coletar resultados. Por outro lado, a pesquisa toxicológica é limitada pela falta de métodos de exposição padronizados, pela dificuldade em realizar estudos cegos (*blinded studies*), preconceitos e influência nas respostas causadas por

¹ A cavidade nasal também contém neurônios trigeminiais, que transmitem informações sobre temperatura, pressão e dor, além de responderem a estímulos nocivos. Compostos químicos individuais voláteis podem acionar os neurônios olfativos ou os neurônios trigeminiais, no entanto odores geralmente acionam ambos simultaneamente. Portanto, a estimulação de neurônios trigeminiais por odorantes pode causar efeitos irritantes, enquanto a estimulação de neurônios olfativos por odorantes pode causar efeitos incomodativos (CASA, 2015a).

fatores pessoais, tais como predileções e experiências passadas (CASA, 2015b).

Até que as formas como odores ambientais afetam a saúde humana sejam melhores compreendidas, é importante responder a queixas de odor avaliando, quando viável, a presença de compostos químicos no ar ambiente para identificar potenciais efeitos adversos na saúde humana (CASA, 2015b).

2.8. Dimensões CICOP

As 5 principais dimensões utilizadas para caracterização de gases odorantes são: concentração; intensidade; caráter; ofensividade; e persistência (CICOP). Essas dimensões referem-se as características que podem ser mensuradas através de (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001; CAPELLI *et al.*, 2008):

- Métodos analíticos: análises físico-químicas como cromatografia gasosa;
- Métodos sensoriais: olfatométrica de diluição dinâmica;
- Métodos senso-instrumentais: nariz eletrônico.

A avaliação de odor utilizando a percepção sensorial, juntamente com quantificações analíticas, constitui o conjunto de métodos mais utilizados para caracterizar odores. Ademais, atualmente trabalhos estão sendo desenvolvidos para demonstrar a aplicabilidade de narizes eletrônicos para monitoramento de odor e odorantes (STUETZ; FENNER; ENGIN, 1999; SIRONI *et al.*, 2007; CAMPO *et al.*, 2016; EUSEBIO; CAPELLI; SIRONI, 2016).

Devido à grande variabilidade na ofensividade e no caráter químico de emissões odoríferas, nenhuma técnica analítica pode ser aplicada universalmente para a medição de odor em sistemas de tratamento de gases. As técnicas atualmente utilizadas para caracterizar odor devem ser consideradas como complementares e não excludentes, uma vez que a informação fornecida por cada método irá cobrir diferentes necessidades (MUÑOZ *et al.*, 2010).

Portanto, quando os métodos supracitados são combinados é possível obter uma imagem melhor da situação, i.e., os odores são caracterizados em termos de seus efeitos percebidos e sua composição química (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001). Maiores detalhes sobre cada uma das dimensões CICOP podem ser encontradas no Capítulo 3.

2.9. Fatores FIDOL

Os fatores que englobam o padrão de impacto de odor e do meio receptor onde estes ocorrem são coletivamente conhecidos como FIDOL (WATTS; SWEETEN, 1995; FREEMAN; CUDMORE, 2002; NICELL, 2009): **F**requência; **I**ntensidade; **D**uração; **O**fensividade; **L**ocalização. Os fatores FIDOL influenciam a extensão em que os odores afetam adversamente comunidades e este tipo de informação também pode ser utilizada como base para a realização de estudos de avaliação de impacto (FREEMAN; CUDMORE, 2002; NICELL, 2009). Portanto, os fatores FIDOL fornecem uma base frequentemente aceita para o desenvolvimento de critérios de impacto de odor (GRIFFITHS, 2014). Maiores detalhes sobre os fatores FIDOL podem ser encontrados no Capítulo 3.

2.10. Critérios de impacto odor e sua relação com o FIDOL

Critérios de impacto odor (CIO) estabelecidos em regulamentações seguem, tanto explicitamente como por inferência, a abordagem FIDOL. A frequência é geralmente relacionada através de um percentil (P), que fornece o número permitido de excedências de uma concentração de odor limite (C_t). A duração refere-se ao tempo decorrido durante o qual um odor é percebido. Receptores podem ser expostos a odores intermitentemente por períodos curtos ou por períodos prolongados e contínuos. A ofensividade pode ser designada pelo caráter do odor, usando um fator para reduzir o CIO devido ao tom hedônico. A localização está relacionada com o uso do solo na área circunvizinha a uma fonte de odor; refere-se à localização de um cidadão ou comunidade (fora dos limites da instalação) ou receptores sensíveis (pontos de interesse predeterminados, por exemplo, escolas, hospitais, locais de queixas); o fator localização também pode considerar questões socioeconômicas, de tolerância e de expectativa do receptor (MFE, 2003; DEFRA, 2010; ERM, 2012; BULL *et al.*, 2014). Maiores detalhes sobre a sensibilidade de receptores (L do FIDOL) é apresentada no tópico a seguir.

Sensibilidade de receptores

Receptores são aqui definidos como os usuários (pessoas) do solo adjacente a uma fonte de odor. Os estudos de avaliação de odor devem ser conduzidos considerando os receptores existentes e/ou futuros

prováveis na circunvizinhança da instalação emissora. Basicamente, os receptores podem ser divididos em três categorias dependentes da sensibilidade ao odor, conforme demonstra a Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Sensibilidade de receptores a odores ambientais.

Sensibilidade do receptor	Descrição
Alta sensibilidade	Os indivíduos podem razoavelmente desfrutar de um alto nível de amenidade. Exemplos: áreas com habitações residenciais/comerciais, hospitais, escolas/educação e turismo/cultural.
Média sensibilidade	Os indivíduos esperam razoavelmente desfrutar de um nível intermediário de amenidade. Exemplos: áreas residenciais em conjunto com áreas industriais.
Baixa sensibilidade	A amenidade pública não seria razoavelmente esperada. Exemplos podem incluir áreas industriais e rurais, rodovias públicas.

Fonte: adaptado de MFE (2003); DEFRA (2010); EA (2011).

Por consequência, a sensibilidade de receptores está habitualmente relacionada ao zoneamento urbano e a tolerância/expectativa que um cidadão apresenta a uma exposição de odor dependendo de onde ele se encontra. Consequentemente, uma área residencial ou comercial poderá apresentar maior sensibilidade e uma área industrial ou rural uma sensibilidade menor.

Odores associados a operações industriais, e.g. são mais propensos de serem tolerados em zonas industrializadas, onde há uma expectativa de que tais atividades serão realizadas. Alternativamente, se uma pessoa exposta a um odor associa essa exposição a uma ocorrência natural, como de pântanos, ou com atividades agrícolas rurais, frequentemente ela não considera o odor ofensivo ou censurável. Por outro lado, caso o odor estiver vinculado a uma atividade reconhecível, como tratamento de efluentes, aterro, compostagem, atividade industrial, criação intensiva de animais, é mais provável que acarrete em resposta adversa nos receptores (NICELL, 2009). Dessa forma, ajustes na sensibilidade do receptor para acomodar o fator localização do FIDOL podem ser incluídos no desenvolvimento de regulamentações de odor.

2.11. Responsabilidade legal e competência

As responsabilidades de mediar episódios de odor são endereçadas geralmente à órgãos ambientais. No Brasil, por exemplo, onde odor não é um poluente atmosférico regulamentado por legislações específicas em âmbito federal, problemas de odor são tipicamente mediados por órgãos ambientais municipais e estaduais.

Existem alternativas de gestão integrada entre órgãos ambientais e o foco deve ser na integração de demandas para proporcionar planos e tomada de decisão conjunta. Para garantir que não haja lacunas na gestão de odor ou qualquer duplicação de esforços, um protocolo claro entre autoridades regulatórias sobre seus papéis é recomendado, e o compartilhamento de informações e discussões devem ser realizadas regularmente. Conselhos sobre como lidar com conflitos e sobreposição de funções em áreas rurais devem também ser levados em consideração. Onde existem potenciais funções sobrepostas, conselhos regionais e municipais devem estabelecer um protocolo claro delineando atribuições e responsabilidades para evitar a duplicação de esforços, regras inconsistentes e regulamentação excessiva (MFE, 2003).

2.12. Exemplos de fontes de odor

Exemplos típicos de fontes potencialmente emissoras de odores ofensivos incluem atividades industriais e agrícolas, tais como ETE, indústrias de alimentos, fábricas de processamento de subprodutos de origem animal, aterros sanitários, criação intensiva de animais, fundições, parques petroquímicos, matadouros, fábricas de papel e celulose, usinas de compostagem (BRANCHER *et al.*, 2016; BRANCHER *et al.*, 2017). Os exemplos listados não são exaustivos, contudo ilustrativos, uma vez que outros processos agroindustriais podem também apresentar fontes de odor.

A maior parte das jurisdições não atuam sobre odores ambientais emitidos por tráfego rodoviário, da queima de combustível para aquecimento doméstico, da vegetação, do espalhamento de estrume e de fontes semelhantes (e.g. Alemanha – GOAA (2008)). Portanto, fontes agroindustriais respondem pela maioria dos tipos de fontes passíveis de controle por regulamentações de odor ambiental.

Aspectos relevantes associados a episódios de odor incluem definir a origem de um alegado mau cheiro, e identificar a(s) fonte(s) de odor da instalação emissora, além de utilizar métodos analíticos, sensoriais e senso-instrumentais para determinar concentração e taxas de emissão. A capacidade de reconhecer e discriminar entre potenciais fontes de odor é determinante para, entre outras coisas, identificar as origens de um

problema e a eficácia relativa de medidas de controle e mitigação. No entanto, dificuldades emergem em várias instâncias. Fontes de odor podem apresentar alta variabilidade em termos de concentração, ofensividade e caráter odorante, mesmo para tipos de fontes iguais (DEFRA, 2010).

Destaca-se que fontes de odor podem ser avaliadas utilizando metodologias específicas para determinação de cada umas das dimensões CICOP. Os possíveis impactos em receptores, por sua vez, podem ser avaliados com base nos fatores FIDOL.

2.13. Tipologias de fontes de odor

Tecnicamente, uma fonte de odor pode ser definida como um local ou objeto que emite odorantes. Existem três categorias principais de emissões para a atmosfera (PULLEN; VAWDA, 2007):

- **Emissões controladas:** as emissões são geridas de alguma forma, seja como parte de um processo ou como parte de um mecanismo de controle/redução e as emissões são, portanto, quantificáveis;
- **Emissões difusas:** aquelas com dimensões conhecidas (principalmente fontes superficiais) e que não têm um fluxo de ar definido, tais como aterros sanitários, lagoas, pilhas de compostagem;
- **Emissões fugitivas:** literalmente, são lançamentos que não podem ser capturados. Fontes fugitivas são fontes elusivas ou difíceis de identificar, liberando quantidades indefinidas de odorantes (por exemplo, vazamentos em válvulas e flanges, aberturas de ventilação passivas). Elas não possuem controle e muitas vezes são dependentes de condições externas (e.g. vento) que as tornam difíceis de quantificar com qualquer grau razoável de certeza. Outra definição de uma emissão fugitiva é um lançamento que não é intencional.

As emissões atmosféricas também podem ser subdivididas em termos de suas características espaciais, geralmente como (CASA, 2015a):

- **Fonte pontual:** fonte estacionária discreta de gases residuais na atmosfera através de dutos canalizados de dimensão e vazão de ar definidas como, por exemplo, chaminés. A maioria das emissões controladas são de fontes pontuais;

- **Fonte área:** fonte bidimensional sem altura física. As dimensões de superfície são conhecidas; contudo, a emissão de odor é difusa e pode não ser uniforme ou bem compreendida (e.g. biofiltros aberto, lagoas de tratamento de águas residuárias, decantadores);
- **Fonte volumétrica:** semelhante às fontes área, entretanto apresentam uma dimensão de altura conhecida. O odor que emana de uma fonte volumétrica pode ser difuso, não uniforme e difícil de determinar (e.g. pilhas de compostagem, aberturas em instalações de criação de animais);
- **Fonte linha:** fontes longas e estreitas e este tipo de fonte não é comum para odores. A exaustão de gases pelo escapamento de veículos em estradas pode ser classificada como uma fonte linha.

É importante reconhecer que tais fontes podem possuir emissões controladas, difusas ou fugitivas. Contudo, as fontes pontuais controladas são as mais frequentemente monitoradas e modeladas (PULLEN; VAWDA, 2007).

Outra definição importante para fontes de odor diz respeito a classificação entre fonte ativa ou fonte passiva. Se a velocidade de emissão dos gases é significativamente maior que a velocidade de difusão causada pela difusão atmosférica, a fonte é denominada "fonte ativa". Se não, é uma "fonte passiva" (VDI 3880, 2011).

Para distinguir entre fonte ativa e fonte passiva, a norma Alemã VDI 3880:2011 define um limite, por convenção, para a velocidade do fluxo que emana de uma fonte de odor como sendo igual a 30 m h^{-1} (ou $30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Esse limite deve ser tomado como a média aritmética sobre toda a superfície da fonte. Por conseguinte, as fontes com uma vazão volumétrica superior a este valor devem ser consideradas como fontes ativas, caso contrário são consideradas passivas (VDI 3880, 2011; GUILLOT, 2012; CAPELLI *et al.*, 2013). Essa classificação é especialmente importante para o caso de fontes área e volumétrica, onde as emissões geralmente ocorrem a partir de superfícies sólidas ou líquidas estendidas com a presença ou não de aeração.

A norma VDI 3880:2011 está, no momento da redação deste trabalho, em processo de revisão. Desta forma, em um futuro próximo alterações nas definições de fontes ativa e passiva, entre outras definições apresentadas nesta norma podem ser esperadas.

2.14. Taxa de emissão de odor

A emissão de odorantes ocorre a partir da interface entre a fonte de odor e a atmosfera livre. A estimativa da taxa de emissão de odor (TEO) de uma fonte de odor depende da tipologia da fonte, i.e., diferentes métodos e estratégias de amostragem são necessários dependendo da configuração desta interface (FRECHEN, 2009; CAPELLI *et al.*, 2013). A seguir, o procedimento de determinação da TEO das principais tipologias de fontes de odor é apresentado.

Mais informações envolvendo a amostragem de odor como, por exemplo, materiais, armazenamento, estratégias e planejamento de coleta de amostras podem ser encontrados nas normas EN 13725:2003 (CEN, 2003) e VDI 3880:2011 (VDI 3880, 2011). Atualmente estas normas são consideradas os documentos de referência para amostragem de odor. Um resumo dos aspectos gerais e pontos mais relevantes dessas normas, com destaque para pontos problemáticos atualmente em investigação e que ainda requerem padronização, pode ser encontrado em CAPELLI; SIRONI; ROSSO (2013).

Fontes pontuais

No caso de fontes pontuais, onde o odor é emitido a partir de um único ponto, geralmente de forma controlada através de uma chaminé, a amostragem é realizada extraindo-se volumes adequados de parte do fluxo gasoso de modo que as propriedades típicas da fonte são registradas representativamente.

O fluxo gasoso emitido (i.e., vazão volumétrica) pode ser calculado medindo a velocidade de ar e a seção transversal do duto. Deste modo, a TEO é obtida da seguinte maneira (VDI 3880, 2011; CAPELLI *et al.*, 2013):

$$TEO = Q_{ar} \cdot C_{od} \quad (2.1)$$

Onde:

TEO = Taxa de emissão de odor ($UO_E \text{ s}^{-1}$);

Q_{ar} = Vazão volumétrica do efluente gasoso ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$);

C_{od} = Concentração de odor ($UO_E \text{ m}^{-3}$).

Fontes área

Via de regra, duas abordagens podem ser adotadas para a estimativa dos valores de TEO de fontes área (HUDSON; AYOKO, 2008):

- i. Medições indiretas: utilizando métodos micrometeorológicos, onde as taxas de emissão são derivadas de medições simultâneas de velocidades do vento e de concentrações através do perfil da pluma à sotavento da fonte de odor;
- ii. Medições diretas: utilizando um invólucro para cobertura de uma fração da fonte ou cobertura total da fonte. As taxas de emissão são derivadas de dados relativos à concentração dos compostos de interesse medidos nas amostras coletadas na saída do dispositivo de amostragem combinado com as dimensões do dispositivo e as condições de operação.

Em geral, as medições diretas são as técnicas mais utilizadas para a determinação de TEO principalmente de fontes área (CAPELLI *et al.*, 2013). Por este motivo, abaixo são abordados exemplos de métodos diretos utilizados em fontes ativas e passivas. Ressalta-se que os métodos indiretos podem ser utilizados para qualquer tipologia de fonte. Isso inclui fontes pontuais quando a determinação da TEO pode não ser confiável e precisa (e.g. processos não-contínuos com grande variabilidade nas emissões).

Fontes área ativas

A concentração de odor de fontes área ativas pode ser determinada basicamente de duas maneiras (VDI 3880, 2011):

- Pela cobertura total da fonte;
- Por amostragem seletiva de superfícies parciais da fonte.

A cobertura completa da fonte é preferível à amostragem seletiva se a área for de um tamanho tecnicamente passível de cobertura. Tipicamente para a cobertura deverão ser utilizados materiais livre de odores como, por exemplo, mantas de polietileno. A vantagem de uma cobertura completa é que todo o fluxo gasoso emerge através de uma abertura. Dessa forma, a concentração de odor pode ser estimada coletando amostras em triplicata e a TEO determinada de maneira fidedigna (VDI 3880, 2011).

A amostragem seletiva de partes representativas de uma fonte área não homogênea (velocidade de fluxo, concentração de odor) proporciona uma melhor imagem do estado dessas subáreas e suas regiões. Isto é sempre benéfico se, além da TEO, for necessária uma investigação significativa sobre a condição e conjuntura da fonte (VDI 3880, 2011). Um exemplo de aplicação da amostragem seletiva em um biofiltro aberto utilizado para o tratamento de odor de uma indústria têxtil pode ser encontrado em Brancher; De Melo Lisboa (2014). Para este caso, de fontes área ativa, a amostragem foi conduzida utilizando uma campânula "estática". Esse equipamento isola uma parte da superfície emissora de modo a canalizar o fluxo de gases para o interior do duto de saída de modo a reproduzir uma chaminé. Portanto, a campânula faz uso do mesmo princípio aplicado para fontes pontuais. Consequentemente, a TEO pode ser estimada aplicando a mesma expressão usada para fontes pontuais – Equação 1 (CAPELLI *et al.*, 2013), após a C_{od} ser especificamente determinada para fontes área ativas (com distribuição de fluxo homogêneo ou com distribuição de fluxo não-homogêneo) conforme descrito em VDI 3880:2011 e sumarizado em CAPELLI; SIRONI; ROSSO (2013).

Os métodos de cobertura total da fonte e amostragem seletiva também podem ser aplicados para fontes volumétricas como, por exemplo, pilhas de compostagem com aeração forçada. Entretanto, não devem ser aplicadas para fontes volumétricas como, por exemplo, aberturas para ventilação natural em instalações de criação de animais. A determinação da TEO para este último caso de fonte volumétrica não é aqui abordada e pode ser encontrada em VDI 3880:2011. De fato, outras fontes de odor que profissionais podem se deparar são fontes volumétricas difusas, que são tipicamente encontradas em edifícios de criação de animais dos quais os odores emanam, intencionalmente, através de dutos naturalmente ventilados, bem como involuntariamente, através de portas, janelas ou outras aberturas. Nem sempre é possível caracterizar corretamente as emissões de tais fontes, uma vez que é difícil medir uma concentração de odor representativa e, muitas vezes, não é plausível definir uma vazão volumétrica precisa (CAPELLI *et al.*, 2013).

Fontes área passivas

No caso de uma fonte área passiva, a estimativa da TEO é um processo mais complicado, devido à dificuldade em medir uma concentração de odor representativa e, sobretudo, determinar uma vazão de fluxo de ar bem definida (CAPELLI *et al.*, 2013). Da mesma forma

que fontes área ativas, um dispositivo de amostragem deve ser utilizado para isolar uma parte da fonte e coletar a emissão. Um fator importante para a qualidade do resultado é o número de pontos de amostragem a considerar, de modo a obter representatividade das emissões. Para fontes área não-aeradas (geralmente caracterizadas como passiva), os dispositivos utilizados para amostragem são mais complexos que para fontes área ativas (GUILLOT, 2012). Para esse propósito, os equipamentos conhecidos como câmara de fluxo dinâmica (KIENBUSCH, 1986) e túnel de vento (FRECHEN *et al.*, 2004; HUDSON; AYOKO, 2008; PARKER, D. B. *et al.*, 2013) são usualmente aplicados. Tem havido um debate de longa data sobre a adequação e precisão de túneis de vento portáteis e câmaras de fluxo para quantificar as emissões de odores de fontes área (PARKER, D. *et al.*, 2013) e até o momento não há consenso na literatura científica sobre essa questão.

O procedimento geral para a estimativa da TEO em fontes área passivas requer o cálculo de outro parâmetro significativo: a taxa de emissão de odor específica (TEOE), expressa em unidades de odor emitidas por área e unidade de tempo ($UO_E \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), de acordo com a seguinte equação (CAPELLI *et al.*, 2013):

$$TEOE = \frac{Q_{ar} \cdot C_{od}}{A_{base}} \quad (2.2)$$

Onde:

TEOE = Taxa de emissão de odor específica ($UO_E \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$);
 Q_{ar} = Vazão volumétrica de ar de arraste ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$);
 C_{od} = Concentração de odor ($UO_E \text{ m}^{-3}$);
 A_{base} = Área da base do equipamento (m^2).

A TEO é posteriormente calculada multiplicando a TEOE pela área da superfície emissora da fonte considerada:

$$TEO = TEOE \cdot A_{fonte} \quad (2.3)$$

Onde:

TEO = Taxa de emissão de odor ($UO_E \text{ s}^{-1}$);
TEOE = Taxa de emissão de odor específica ($UO_E \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$);
 A_{fonte} = Área da superfície emissora da fonte de odor (m^2).

A comunidade científica concorda satisfatoriamente sobre a técnica analítica utilizada para a medição de odor: olfatometria de diluição dinâmica para a determinação da concentração de odor (LUCERNONI; CAPELLI; SIRONI, 2016a). A amostragem de odor é ainda muito debatida, especialmente no caso de emissões difusas e fontes área. Por exemplo, a avaliação das emissões de odor em aterros sanitários é ainda mais complicada, devido às características específicas deste tipo de fonte, que certamente não é uma fonte área ativa, mas não é propriamente uma fonte área passiva, pois a superfície do aterro sanitário é tipicamente atravessada por um baixo fluxo (LUCERNONI; CAPELLI; SIRONI, 2016a). Alguns autores, inclusive, classificam os aterros sanitários como fontes área “semi-passivas” (LUCERNONI; CAPELLI; SIRONI, 2016b). Portanto, atualmente não existe um método amplamente aceito para a avaliação de odor em aterros sanitários (LUCERNONI; CAPELLI; SIRONI, 2016b).

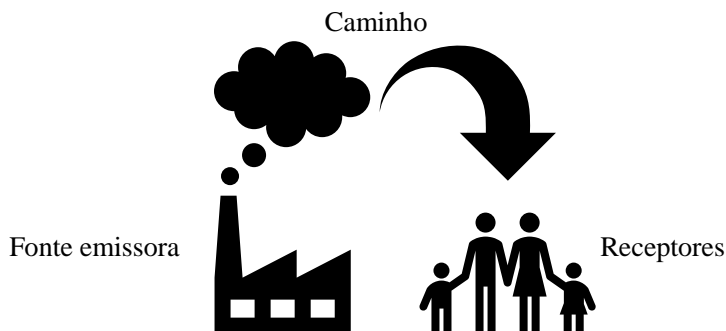
2.15. Métodos de controle de odor

As oportunidades para promover o controle de odor podem ser categorizadas em três componentes: fonte, caminho e receptor (DEFRA, 2010; BULL *et al.*, 2014):

- i. Uma **fonte** de emissão: um meio para o odor entrar na atmosfera após ser gerado ou produzido;
- ii. Um **caminho**: uma via para o odor ser transportado através do ar para locais fora da instalação emissora;
- iii. A presença de **receptores** (pessoas) que podem desenvolver um efeito adverso.

O modelo Fonte-Caminho-Receptor (*Source-Pathway-Receptor*), além de categorizar oportunidades para controle de odor, define o modelo de impacto atual amplamente aceito (Figura 2.1).

Figura 2.1 – Modelo de impacto Fonte-Caminho-Receptor.



Fonte: próprio autor.

Os três componentes devem estar presentes e conectados no momento do evento para resultar em exposição ao odor. Se essa corrente for quebrada por qualquer motivo, conseqüentemente a exposição não ocorrerá e não haverá impacto do odor (DEFRA, 2010). Portanto, os mecanismos de controle de odor dependem da capacidade de intervir eficazmente em uma ou mais etapas do modelo Fonte-Caminho-Receptor.

Conforme apresentado, para reduzir a exposição e, dessa forma, o impacto, medidas de controle são utilizadas para intervir em pelo menos um dos componentes Fonte-Caminho-Receptor. Por exemplo, uma mistura de odorantes pode ser emitida a partir de uma chaminé elevada, aumentando o caminho entre a fonte e o receptor. Isso proporcionará o aumento da diluição e dispersão à medida em que a pluma de odor é transportada na atmosfera e se distancia da fonte emissora. Logo, a concentração de odor que atingirá os receptores será reduzida e, portanto, acarretará em redução da exposição. A prevenção da emissão ou a atuação direta na emissão continua sendo o método mais direto para alcançar o controle. Para muitos processos essa estratégia é administrada sem grandes problemas. No entanto, para fontes difusas e com grandes dimensões podem surgir complicações significativas, além de ser oneroso. Influenciar o caminho de dispersão de odor é habitualmente realizado por enclausuramento dos processos geradores de odor e canalização e dispersão através de chaminé. Impedir que os receptores sejam expostos a um odor é muito mais difícil e desafiador em locais onde as pessoas têm acesso ou vivem dentro do alcance do caminho de exposição (DEFRA, 2010; BULL *et al.*, 2014). Uma abordagem interessante para, por exemplo, zoneamento urbano, é a aplicação de

distâncias de separação. A distância de separação divide a entorno de uma fonte de odor em 2 áreas: (i) uma área que é protegida contra incômodos, e (ii) uma área mais próxima do que a distância de separação, onde a perda de amenidades públicas pode ser esperada e deverá ser tolerada.

Portanto, alternativas de controle de odor conscientes devem visar, em primeira instância, a prevenção seja através da eliminação, redução, segregação. Algumas dessas alternativas são exemplificadas a seguir (DEFRA, 2010):

- Substituição de matérias-primas para minimizar a geração de emissões odoríferas;
- Alteração do processo de produção para reduzir a geração de odorantes;
- Planejamento territorial urbano para segregar zonas industriais e residenciais;
- Otimização da dieta de animais para limitar o odor gerado a partir dos dejetos (e.g. SHARMA *et al.* (2015)).

De fato, prevenir é melhor do que remediar. Portanto, esta é de longe a melhor estratégia, caso puder ser implementada. A prevenção pode ser mais cara que algumas das técnicas de tratamento, mas normalmente resulta em melhor controle e operação do processo, um ambiente de trabalho melhorado e outros benefícios de produto (MILLS, 1995).

No entanto, uma vez gerado, o impacto de odores pode ser reduzido promovendo a diluição e dispersão como, por exemplo, utilizando chaminés elevadas. Essa medida deve ser entendida como uma medida adicional e não a solução para o problema, pois podem existir padrões de emissão a serem respeitados. Por fim, odores podem ser efetivamente removidos ou tratados utilizando os seguintes métodos (DEFRA, 2010):

- Físico: enclausuramento, diluição, adsorção física, mascaramento;
- Químico: lavagem (absorção), ozonização, fotólise, incineração, fotocatalise;
- Biológico: biofiltração, biolavadores.

A Tabela 2.3 apresenta um resumo de métodos de controle de odor aplicáveis a alguns dos processos odoríferos frequentemente encontrados.

Tabela 2.3 – Comparação de métodos de controle de odor.

Fonte de odor	Enclausuramento	Dispersão por chaminés	Adsorção	Lavagem de gases	Bio-filtração	Lavagem biológica	Ozônio-zação & UV	Incine-ração	Plasma	Neutra-lização
Tratamento de águas residuárias	***	**	**	**	**	**	*	*	-	*
Indústrias alimentícias e cozinhas industriais	***	**	***	*	***	*	**	-	-	*
Solventes e tintas	***	**	**	**	*	**	*	**	*	*
Criação intensiva de animais	***	**	**	*	**	*	*	-	-	*
Indústrias químicas	***	***	**	***	***	***	**	**	**	**
Armazenamento de líquidos e derramamentos	***	**	***	*	*	*	*	*	*	***
Fabricação de ração animal	***	**	*	**	**	*	*	*	*	*

* Método mais comum, tipicamente utilizado e estabelecido

** O uso pode estar limitado a escala e processo específico

*** Raramente utilizado

Fonte: Adaptado de DEFRA (2010).

Princípios, vantagens, desvantagens e custo-eficácia dos métodos de remoção de odor estão disponíveis na literatura (MILLS, 1995; SCHLEGELMILCH; STREESE; STEGMANN, 2005; DEFRA, 2010; ESTRADA *et al.*, 2011; ESTRADA *et al.*, 2012; CASA, 2015a).

Destaca-se que os métodos físico-químicos foram amplamente implementados como consequência de sua rápida montagem em campo, tempo de residência geralmente baixo e experiência e *know-how* consolidado na concepção e operação. Estas técnicas são, habitualmente, baseadas na transferência de odorantes da fase gasosa para uma fase sólida (adsorção) ou líquida (absorção). Quando ocorre a transferência de fase do poluente, um novo resíduo é gerado que necessitará de atenção. Além disso, há a possibilidade de formação de subprodutos ainda mais tóxicos que os poluentes originais.

Nas últimas décadas os sistemas biológicos têm sido cada vez mais utilizados devido à sua capacidade de tratar com eficiência emissões de odor com baixos custos operacionais. As principais vantagens dos bioprocessos em relação às suas contrapartes físicas/químicas derivam da sua baixa geração de resíduos secundários e baixa demanda de recursos, tais como produtos químicos ou meios adsorventes. Por outro lado, usualmente os processos biológicos necessitam tempos de residência maiores (ALFONSÍN *et al.*, 2015).

A aplicabilidade dos diferentes métodos de tratamento depende principalmente da composição e quantidade (vazão volumétrica) do efluente gasoso. A temperatura, umidade e o teor de partículas devem também ser considerados. A condição local específica poderá também influenciar na aplicabilidade de cada método. Parâmetros cruciais para a viabilidade do dimensionamento de um projeto são a demanda e disponibilidade de área de terra e o orçamento financeiro. Quase todo sistema de tratamento pode ser projetado de maneira superdimensionada para satisfazer as eficiências requeridas. No entanto, a seleção e concepção de processos de tratamento adequados devem ter por objetivo encontrar um ótimo onde a eficiência de tratamento requerida seja alcançada com a melhor relação custo-eficácia possível, utilizando uma tecnologia adaptada às condições específicas (SCHLEGELMILCH; STREESE; STEGMANN, 2005).

O trabalho de Talaiekhazani *et al.* (2016) apresenta uma visão geral dos princípios de produção, emissão e controle de odor nos sistemas de coleta e tratamento de águas residuárias. Neste trabalho, duas estratégias principais para controlar as emissões de odor deste tipo de fonte são apresentadas: a prevenção de geração de odores e tratamento de

compostos odoríferos. A prioridade é evitar a produção de substâncias odoríferas. Vários métodos foram desenvolvidos para prevenir a produção de odor, como o aumento do potencial de oxidação-redução; inibir a atividade de bactérias redutoras de sulfeto; remoção química de H_2S ; aplicação de formaldeído e paraformaldeído para evitar a produção de H_2S ; utilização de células combustíveis na inibição de H_2S e liberação gradual de oxigênio em fase gasosa usando MgO_2 ou CaO_2 . Além de prevenir compostos odoríferos em ETE, muitos outros métodos foram introduzidos para remover odorantes presentes nas emissões, tais como os métodos biológicos (e.g. biofiltros, biolavadores, filtros percoladores, biorreatores de membrana). Existem muitos métodos para eliminar os compostos causadores de odor, tais como combustão em altas temperaturas, combustão catalítica e adsorção (TALAIKHOZANI *et al.*, 2016).

Diversos métodos para prevenir ou tratar as emissões de compostos odoríferos em ETE enfatizam esse processo em um único composto químico: o H_2S . Novamente, a prioridade estratégica é a prevenção da produção de H_2S . Por exemplo, a prevenção do crescimento de bactérias sulforredutoras é conseguida pela adição de doadores de elétrons, tais como nitrito e nitrato, ou adicionando germicidas ou aumentando o pH do efluente líquido. Estes são os métodos mais importantes para prevenir a geração de H_2S (TALAIKHOZANI *et al.*, 2016).

A adoção de Melhores Tecnologias Disponíveis (MTD) para mitigar emissões de odor não deve ser considerada isoladamente do potencial de efeitos adversos gerados pela atividade. Da mesma forma, os guias de boas práticas de indústrias não devem ser apenas utilizados como prova de que os efeitos de odores são aceitáveis. As MTD devem ser claramente definidas e se relacionar com métodos e tecnologias específicas utilizadas para minimizar as emissões de odor. Deve haver certa flexibilidade para permitir alterações, desde que os efeitos (impactos) permaneçam os mesmos ou reduzam. Os padrões de desempenho relativos as MTD devem ser requeridos nas condições de licenciamento ambiental, incluindo eficiência de remoção de odor e especificação de operações para assegurar que os sistemas de engenharia sejam apropriadamente projetados (MFE, 2003).

Para o tratamento de odor, comumente métodos híbridos ou combinados são utilizados (EA, 2011). Geralmente, uma combinação de diferentes métodos de tratamento é vantajosa em termos de remoção de poluição odorífera (SCHLEGELMILCH; STREESE; STEGMANN, 2005). Por exemplo, tecnologias à base de carvão ativado podem ser impregnadas com TiO_2 , aliando adsorção com fotocatalise (CHEN *et al.*,

2016; SHARMA; LEE, 2016); enclausuramento de fontes de odor seguido de absorção e biofiltração; enclausuramento de fontes de odor seguido de incineração térmica ou catalítica aliado a dispersão por chaminé elevada; processos biológicos combinados como biolavadores seguidos de biofiltros (SCHLEGELMILCH; STREESE; STEGMANN, 2005).

Algumas observações de ordem prática para controle de odor podem ser listadas a seguir (DEFRA, 2010; SEPA, 2010; EA, 2011):

- É tipicamente mais barato e mais eficaz tratar pequenas quantidades de ar altamente odorífero do que tratar grandes volumes de ar menos odorífero;
- É mais viável enclausurar fontes de pequenas dimensões do que fontes grandes e difusas;
- É recomendado utilizar sistemas de pressão negativa para evitar vazamento de odor. Se um edifício de processo é colocado sob pressão negativa, deve-se considerar primeiro a saúde e a segurança dos operadores dentro do edifício;
- Se uma instalação apresenta dois fluxos gasosos odoríferos com características químicas muito diferentes, é frequentemente mais barato e mais eficaz tratá-los separadamente;
- Biofiltros necessitam cuidadosa manutenção da saúde microbiana para manter a sua eficácia;
- Alguns processos contêm particulados, e o odor pode estar associado às partículas. Exemplos incluem alguns processos farmacêuticos, criação intensiva de animais e fábricas de ração animal. Deste modo, a redução de odor pode ser atingida por filtração ou absorção. Determinados equipamentos de controle de odor carecerão de controle preliminar de partículas;
- O tratamento químico de odor pode ser eficaz em lugares confinados, onde há tempo suficiente para a mistura ocorrer. No ar ambiente eles são menos eficazes, pois há um controle limitado sobre a mistura;
- A maioria dos produtos comercializados para “neutralização” de odor inclui alguma forma de “perfume” ou odor artificial (geralmente de origem vegetal – óleos essenciais), de tal modo que existe risco de que, se forem utilizados a uma concentração demasiada elevada e/ou na proximidade imediata de receptores, os próprios produtos poderão causar incômodos olfativos. Há pouca evidência concreta para

demonstrar a eficácia desses produtos e sistemas, mas há relatos anedóticos de muitos operadores de instalações que eles ajudam a controlar o impacto de odor, especialmente em indústrias que lidam com resíduos orgânicos (e.g. usinas de compostagem).

Face ao exposto, os pontos chave a respeito das tecnologias de controle de odor podem ser sumarizados da seguinte forma (DEFRA, 2010):

- Prioridades na mitigação de impacto do odor:
 - i. Evitar a formação de odorantes na fonte, dentro do processo;
 - ii. Evitar o lançamento de gases odoríferos para a atmosfera através de enclausuramento e controle de odor na fonte;
 - iii. Prevenção ou controle do transporte de odorantes provenientes da fonte e que atingem receptores, e.g. dispersão através de chaminés;
 - iv. Influenciar o caráter ou concentração de odor para reduzir a percepção de odores como um impacto nos receptores, i.e., tecnologias de fim de tubo (tratamento).
- Quando os passos (i) e (ii) não são viáveis ou não atendem ao esperado, logo otimizar a altura de chaminés deve ser uma das primeiras decisões de projeto na elaboração de especificações de desempenho de controle de odor;
- Os planos de gestão de odor (também chamados de planos de mitigação de odor) devem ser elaborados pelos responsáveis pelas fontes de odor. Os requisitos mínimos devem ser a identificação das responsabilidades de gestão para controlar as emissões de odor, uma rotina para verificações periódicas de equipamento de controle de odor e planos de contingência para falhas e manutenção dos equipamentos de controle;
- Os responsáveis pelas fontes de odor e órgãos ambientais devem estar cientes de que sistemas de controle de odor raramente fornecem controle total.

2.16. Exposição

Anteriormente a ocorrência de um efeito adverso deve haver, obviamente, exposição ao odor (BULL *et al.*, 2014). A sequência de eventos relacionados à exposição podem ser definidas em 4 etapas (GOSTELOW; PARSONS; LOVELL, 2004):

- i. Geração de gases odorantes na fonte;
- ii. Emissão atmosférica a partir da fonte de odor;
- iii. Transporte e dispersão na atmosfera;
- iv. Percepção e avaliação/julgamento do odor pelos receptores.

Da mesma forma, os processos que começam com a emissão de odor a partir de uma fonte e terminam em queixas são resumidos por PULLEN; VAWDA (2007) como:

- Estimativa da taxa de emissão de odor;
- Modelagem de dispersão para estimar a exposição odorante;
- Correlação da exposição prevista com o grau esperado de incômodo;
- Correlação com comportamentos de enfrentamento negativos (incômodo e queixa).

Fatores que contribuem para dificuldades no estabelecimento de ferramentas preditivas robustas para avaliação de novos empreendimentos surgem em todos os estágios do modelo de impacto Fonte-Caminho-Receptor (BRANCHER *et al.*, 2017). Conforme visto anteriormente, para uma exposição de odor ocorrer, os três elos da cadeia Fonte-Caminho-Receptor devem estar presentes e associados (BULL *et al.*, 2014).

O processo envolvido desde a formação do odor até o estabelecimento de queixas em indivíduos expostos é complexo, envolvendo várias etapas e fatores (VAN HARREVELD, 2001), conforme apresentado na Figura 2.2. Para algumas situações é importante conhecer as diferenças técnicas entre os termos aborrecimento (do inglês, *annoyance*) e incômodo (do inglês, *nuisance*). Aborrecimento representa o efeito adverso que ocorre a partir de uma exposição imediata; já o termo incômodo é o efeito adverso causado cumulativamente, por repetidos eventos de aborrecimento (VAN HARREVELD, 2001).

Figura 2.2 – Da geração do odor à queixa.



Fonte: Adaptado de Van Harreveld (2001).

2.17. Modelagem de dispersão de odor

Os modelos computacionais apresentam capacidade proeminente no processo de tomada de decisão ambiental porque seu valor declaradamente supera suas imperfeições inerentes. A natureza imperfeita da modelagem significa que os modelos sempre terão o potencial de melhoria através da integração de novos entendimentos científicos e dados de entrada. No entanto, é certo que nenhum avanço na ciência, não importa o quão grande, tornará possível construir um modelo perfeito que irá se provar correto em absolutamente todos os aspectos.

Um modelo completo e complexo não é necessariamente a melhor alternativa principalmente para elaboração de políticas públicas, caso dos odores ambientais. Um bom modelo é aquele que alcança o adequado equilíbrio entre simplicidade e complexidade para abordar o problema em questão.

O uso de modelos matemáticos para prever concentrações de odor em ar ambiente no entorno de uma fonte emissora é a ferramenta mais comumente aplicada em estudos de odor (NICELL, 2009). Atualmente, a maioria das regulamentações de odor em todo o mundo são definidas com base na aplicação da modelagem de dispersão para avaliação de impacto (CAPELLI *et al.*, 2013). Modelos de dispersão podem consumir menos tempo e recursos financeiros do que medições de odores em campo (RANZATO *et al.*, 2012).

Diferentes tipos de modelos podem ser utilizados para simular a dispersão de poluentes na atmosfera. Em geral, os modelos mais comumente aplicados para fins de modelagem de dispersão de emissões de odor são os de pluma de gaussiana (e.g. AERMOD) e de *puffs* gaussianos (e.g. CALPUFF) (CAPELLI *et al.*, 2013). Outro programa de computador utilizado para simular a dispersão de odor é o modelo de dispersão Lagrangeano de rastreamento de partículas AUSTAL2000 (VDI 3945 PART 3, 2001). O AUSTAL2000 é o modelo regulatório alemão previsto no Anexo 3 da Instruções Técnicas sobre Qualidade do Ar (TA-Luft, *Technical Instructions on Air Quality*) (TA-LUFT, 2002). Maiores detalhes dos modelos de dispersão regulatórios utilizados em diversas jurisdições são fornecidos no Capítulo 3. Adianta-se que em algumas jurisdições o uso de um modelo de dispersão específico não é obrigatório. Neste caso, o modelo selecionado para as avaliações deve ser justificado caso a caso (BRANCHER *et al.*, 2017).

A aplicação da modelagem de dispersão de odor pode fornecer resultados mais confiáveis e acurados quando (BULL *et al.*, 2014):

- As fontes de odor são claramente identificáveis;
- Quando as características físicas (dimensões) e de emissão (temperatura do fluxo gasoso e velocidade do ar) da fonte estão claramente definidas;
- As taxas de emissão de odor podem ser razoavelmente determinadas;
- As taxas de emissão de odor não estão sujeitas a grandes variações;
- A área não tem outras fontes de odor relevantes que podem ser difíceis de modelar;
- O domínio de modelagem é adequado para a modelagem de dispersão, ou seja, não há extremos de altura do terreno, dados meteorológicos apropriados estão disponíveis, não há características locais que significariam resultados de modelagem de dispersão não confiáveis.

Especificamente com relação a modelagem de dispersão de odor, por exemplo, o Guia de Boas Práticas para Avaliação e Gestão de Odor da Nova Zelândia (MFE, 2003) aconselha:

- Não usar modelagem de dispersão de odor para tentar provar a ausência de um efeito adverso quando dados da comunidade podem ser coletados, ou estão disponíveis para demonstrar o nível atual de efeito;
- Utilizar preferencialmente a modelagem de dispersão de odor para novas atividades em que o efeito predominante de odor é devido a descargas normais do processo que são contínuas ou semi-contínuas e estão disponíveis taxas de emissão de odor confiáveis.

Isso reconhece a dependência de séries temporais de concentrações de poluentes calculadas utilizando modelagem em dados de emissão robustos. Além disso, distingue a força de dados dose-resposta em comparação com previsões de modelagem. No entanto, no Reino Unido, por exemplo, a modelagem de dispersão de odor é frequentemente aplicada em casos que não atendem a esses critérios rigorosos (PULLEN; VAWDA, 2007). Os elementos comentados realçam primariamente a parte técnica de estudos de avaliação de odor. Destaca-se que na prática estudos de campo geralmente demandam mais tempo que estudos de modelagem, além de serem mais onerosos.

Os modelos, por sua vez, podem ser aplicados basicamente de quatro maneiras distintas em avaliações de odor (SHERIDAN *et al.*, 2004):

- Avaliar conformidade de um novo empreendimento ou instalação existente em relação a um determinado CIO;
- Correlacionar os resultados de modelagem de dispersão de odor com queixas (calibração de modelos);
- Hierarquização de fontes de odor;
- Em um modo "reverso", para estimar as emissões de odor máximas que podem ser permitidas a partir de um local, a fim de prevenir queixas.

Para a aplicação de um modelo de dispersão atmosférica tipicamente são necessários três tipos diferentes de dados de entrada: dados meteorológicos, topográficos e de emissão. Informação extensa e detalhada sobre tais dados pode ser encontrada na literatura (DEC (2005); LEDUC, 2005; SAEPA (2007); OMOE (2009); EPA IRELAND (2010); CAPELLI *et al.*, 2013). Além disso, mais informações sobre modelagem de dispersão de poluentes atmosféricos e razão de pico/média são apresentados no Capítulo 3 e não serão aqui detalhados.

A seguir um procedimento que pode ser útil para casos práticos de gestão de odor envolvendo a ação combinada de caracterização de emissões de odor e modelagem de dispersão é apresentado.

Caracterização de fontes e modelagem de dispersão para avaliação de impacto de odor

A olfatométrica e modelagem de dispersão podem ser utilizadas para identificar, caracterizar, priorizar e hierarquizar fontes emissoras de odor. A elaboração de um diagnóstico e estudo de impacto ambiental, por sua vez, permitem avaliar, especificar e testar medidas de controle. Essas metodologias podem ser especialmente úteis de serem aplicadas em instalações com inúmeras fontes de odor. Uma abordagem típica envolvendo olfatométrica e modelagem de dispersão que poderia ser adotada para quantificar emissões e hierarquizar fontes de odor é listada a seguir (DEFRA, 2010):

- Em locais com grande número de instalações emissoras de odores podem ocorrer conflitos sobre a responsabilidade dos incômodos. Relacionar resultados de queixas com o caráter odorante pode fornecer indicativos da fonte de odor.

Alternativamente, a coleta de amostras (em sacos de amostragem) para apresentação aos indivíduos expostos pode ser utilizada para identificação da fonte emissora;

- Identificar as partes mais odoríferas da instalação através de amostragem e análise olfatométrica;
- Comparar as concentrações de odor das fontes emissoras;
- Calcular as taxas de emissão de odor das fontes emissoras através da multiplicação da concentração de odor pela vazão volumétrica;
- Hierarquizar as fontes emissoras através das taxas de emissão de odor;
- Utilizar modelagem de dispersão atmosférica para avaliar o impacto sobre os receptores. Os resultados podem ser comparados com CIO, por exemplo, 1 UO m⁻³ em não mais que 2% do tempo (percentil 98);
- Realizar rodadas de modelagem *screening*² para avaliar a viabilidade de possíveis soluções. Esse tipo de análise fornece respostas rápidas e de baixo custo para perguntas "e se...";
- Realizar modelagens de dispersão completas para demonstrar a eficácia da solução proposta(s). Os resultados devem ser comparados com o cenário originalmente modelado para demonstrar as melhorias potenciais;
- Determinar especificações de desempenho para alterações de processo ou outras melhorias. A modelagem, se bem aplicada, deverá fornecer uma base sólida para a revisão de altura de chaminés, velocidades de saída dos gases e eficiência de equipamentos de controle. Análises físico-químicas (e.g. CG-EM) dos compostos químicos presentes na mistura gasosa podem também ser úteis;
- Definir limites de taxa de emissão de odor para fontes individuais de forma a estabelecer conformidade com os requisitos internos de melhoria e legislações;

² Um estudo de modelagem de dispersão pode ser conduzido em diferentes níveis de sofisticação. O método *screening* é aplicado para condições meteorológicas particulares e por isso pode não ser representativo da meteorologia local. Modelagens *screening* podem ser utilizadas para simular preliminarmente condições e cenários críticos de dispersão de poluentes, além de testar alternativas de redução de impacto na qualidade do ar de cenários previamente modelados.

- Realizar novas medições (monitoramento) para confirmar a eficiência das alterações promovidas, tanto inicialmente como depois periodicamente.

2.18. Visão geral do sistema de modelagem AERMOD

Neste tópico a descrição geral do sistema de modelagem AERMOD é apresentada porque ele foi utilizado como ferramenta para o desenvolvimento do Capítulo 4. Em fevereiro de 1991, a Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (U.S. EPA) em conjunto com a Sociedade Americana de Meteorologia (AMS), formaram o grupo de trabalho *AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee* (AERMIC) com o objetivo de incorporar avanços científicos da década de 1970 e 1980 em um modelo de dispersão atmosférica *state-of-the-art* para aplicações regulatórias. Para aprimorar as parametrizações da camada limite planetária (CLP), outras preocupações, como a interação da pluma com o terreno, emissões de fontes superficiais, decaimento da pluma devido a presença de obstáculos, e a dispersão em ambiente urbano, foram investigados. Tais esforços resultaram no sistema de modelagem conhecido como AERMIC Model, ou melhor, AERMOD (CIMORELLI *et al.*, 2005).

Uma descrição abrangente da formulação básica do modelo de dispersão AERMOD é apresentada em USEPA, 2016a. Inclui-se: 1) uma descrição completa dos algoritmos do AERMET que fornecem parâmetros quantitativos horários da CLP; 2) a forma geral da equação de concentração com ajustes para o terreno; 3) algoritmos de elevação de pluma e dispersão apropriados para as camadas limites convectivas e estáveis; 4) tratamento da falta de homogeneidade da camada limite; 5) algoritmos para o desenvolvimento de perfis verticais dos parâmetros meteorológicos necessários; 6) um tratamento da CLP em ambiente urbano noturno; 7) tratamento do efeito de decaimento da pluma devido a obstáculos, *building downwash*, (incorporação do PRIME); e 8) aumento da dispersão lateral devido ao serpenteamento da pluma, *plume meander*.

Mais conceitos e informações sobre modelagem de dispersão e os principais modelos utilizados até esta data, além de conceitos de turbulência, podem ser encontrados em Hoinaski, 2015. No trabalho de Hoinaski, 2015 também são apresentados mais detalhes sobre coeficientes de dispersão em modelos analíticos e limitações dos modelos na estimativa de concentrações em tempo de média na ordem de segundos.

AERMOD

O AERMOD é um modelo estacionário de pluma gaussiana na medida em que assume que as concentrações previstas em todas as distâncias durante uma hora modelada são regidas pela meteorologia média da hora. O pressuposto de estado estacionário produz resultados úteis porque as estatísticas da distribuição da concentração são a principal preocupação ao invés de concentrações específicas em determinados tempos e locais (USEPA, 2016a). O AERMOD é uma atualização do modelo *Industrial Source Complex* (ISC3) proposto pela U.S. EPA para avaliar o impacto de fontes industriais na qualidade do ar. A abordagem Gaussiana é baseada em uma equação geral que descreve um campo de concentrações tridimensional (CIMORELLI *et al.*, 2004):

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q_s}{u2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left(\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right) \quad (2.4)$$

Onde x é a distância horizontal à fonte emissora; y distância horizontal perpendicular ao eixo central da pluma; z altura em relação ao solo; $C_{(x,y,z)}$ concentração do poluente à sotavento da fonte, no ponto x , y , z ; Q_s vazão mássica de emissão de poluente; u velocidade média do vento na direção do escoamento; H altura efetiva da chaminé; α coeficiente de reflexão; σ_y e σ_z coeficientes de dispersão lateral e vertical em relação ao eixo central da pluma, respectivamente. A dedução matemática da Equação 2.4 pode ser encontrada em Souza (2014).

Na camada limite estável (*stable boundary layer*, SBL), o modelo assume que a distribuição da concentração seja Gaussiana tanto na vertical quanto na horizontal. Na camada limite convectiva (*convective boundary layer*, CBL), a distribuição horizontal também é considerada Gaussiana. No entanto, a distribuição vertical é descrita com uma função de densidade de probabilidade bi-gaussiana. O AERMOD pode estimar concentrações horárias, diárias, mensais e/ou anuais de poluentes em ar ambiente. O modelo oferece a possibilidade de simular a dispersão de diferentes tipologias de fontes emissoras em diversas configurações, como dispersão em ambiente rural e urbano, e terreno plano e complexo (USEPA, 2016a). Usando uma abordagem relativamente simples, o AERMOD incorpora conceitos atuais sobre fluxo e dispersão em terrenos complexos. Quando apropriado, a pluma é modelada como impactando e/ou seguindo o terreno (USEPA, 2016a).

O AERMOD é concebido para funcionar com um mínimo de parâmetros meteorológicos observados. O modelo requer como entradas medições de velocidade do vento, direção do vento e temperatura ambiente, além de cobertura de nuvem. No entanto, se a cobertura da nuvem não estiver disponível, duas medições verticais de temperatura (tipicamente em 2 m e 10 m da superfície) e medição da radiação solar podem ser utilizadas para estimar a cobertura de nuvem. Sondagens da atmosfera (*upper air data*) são necessárias para calcular a altura da camada de mistura (*convective mixing height*) ao longo do dia. Para caracterização da CLP, perfis verticais de variáveis meteorológicas requeridas com base em medições e extrapolações dessas medições utilizando relações de similaridade (escala) são construídos. Os perfis verticais da velocidade do vento, direção do vento, turbulência, temperatura e gradiente de temperatura são estimados usando todas as observações meteorológicas disponíveis (USEPA, 2016a).

O AERMOD é um modelo integrado. O sistema de modelagem consiste em uma estrutura modular de dois pré-processadores e o modelo de dispersão. O pré-processador meteorológico (AERMET) abastece o AERMOD com informações meteorológicas que ele precisa para caracterizar a CLP. O pré-processador de terreno (AERMAP) caracteriza o terreno e gera redes de receptores para o modelo de dispersão (AERMOD).

AERMET

O AERMET usa dados meteorológicos e características de superfície para calcular os parâmetros da camada limite (e.g. altura de mistura, velocidade de fricção). Estes dados, quer sejam medidos fora do local ou no local da fonte, devem ser representativos da meteorologia no domínio da modelagem (USEPA, 2016c). Mais especificamente, as características da superfície (comprimento de rugosidade superficial, albedo e razão de Bowen³), além de observações meteorológicas mínimas

³ O comprimento de rugosidade está relacionado à altura dos obstáculos ao fluxo do vento e é, por definição, a altura em que a velocidade média do vento horizontal é zero com base em um perfil logarítmico. O tamanho da rugosidade de superfície influencia o esforço de cisalhamento superficial e é um fator importante na determinação da magnitude da turbulência mecânica e da estabilidade da camada limite. O albedo é a fração da radiação solar incidente total refletida pela superfície de volta ao espaço sem absorção. A razão de Bowen durante o dia, trabalha como um indicador de umidade superficial, sendo a razão entre calor sensível e o calor latente. A razão de Bowen é usada para determinar

(velocidade do vento, direção do vento, temperatura e cobertura de nuvem), são inseridas no AERMET que calcula os parâmetros da CLP: velocidade de fricção, comprimento de Obukhov, escala de velocidade convectiva, temperatura potencial, altura de mistura e fluxo de calor sensível na superfície.

Um conjunto de rotinas dentro do AERMOD utiliza relações de similaridade com os parâmetros da camada limite, os dados meteorológicos observados e outras informações específicas do local de estudo fornecidas pelo AERMET para calcular perfis verticais de: 1) direção do vento, 2) velocidade do vento, 3) temperatura potencial, 4) gradiente de temperatura potencial, 5) turbulência vertical e 6) turbulência lateral (USEPA, 2016c).

O AERMOD, diferentemente de outros modelos que utilizam classes de estabilidade atmosférica, utiliza a teoria da similaridade de Monin-Obukhov na parametrização da estabilidade atmosférica. A teoria da similaridade de Monin-Obukhov é atualmente a única teoria universalmente aceita para a determinação dos perfis verticais do escoamento médio dentro da camada superficial (TEMEL; VAN BEECK, 2017).

O parâmetro-chave utilizado para estimar a estabilidade atmosférica é conhecido como comprimento de Obukhov (L). O parâmetro foi descrito pela primeira vez por Alexander M. Obukhov em 1946 e, segundo algumas literaturas, não deve ser chamado de comprimento Monin-Obukhov. O comprimento de Obukhov foi utilizado como base para a derivação da teoria da similaridade de Monin-Obukhov em 1954 (FOKEN, 2006). O valor de L é calculado da seguinte forma:

$$L = - \frac{\rho \cdot C_p \cdot T_{ref} \cdot u_*^3}{k \cdot g \cdot H} \quad (2.5)$$

Onde H é o fluxo de calor sensível (proveniente de um balanço de energia de radiação e das propriedades da superfície), k constante de von Kármán, g aceleração da gravidade, T_{ref} temperatura do ar representativa da superfície, ρ densidade do ar e C_p calor específico do ar à pressão constante; u_* velocidade de fricção calculada através do perfil de

parâmetros da CLP para condições convectivas conduzidas pelo fluxo de calor sensível à superfície.

cisalhamento vertical (flutuações verticais e horizontais da velocidade do vento).

O L informa a razão entre geração de turbulência por meios mecânicos (cisalhamento do vento) e convectivos (fluxo de calor na superfície). Conseqüentemente, um valor de L negativo, atmosfera instável, indica que as forças de empuxo se sobressaem as mecânicas (HOINASKI, 2015). Durante o dia, especialmente em dias ensolarados e sem nuvens, o fluxo de calor H é alto. As massas de ar próximas à superfície aquecem-se rapidamente ocasionando um fluxo de ar ascendente quente (mais leve) e um descendente de ar frio (mais pesado), que ocupa o lugar do ar que subiu. Isso significa que há predominância de efeitos convectivos, o que caracteriza uma atmosfera instável. À medida que o fluxo de calor diminui, os efeitos mecânicos passam a predominar, i.e. a velocidade de fricção torna-se a grandeza predominante no cálculo de L (SOUZA, 2014). À noite, o processo inverso é observado, o fluxo de calor H é negativo pois a terra agora libera a energia que absorveu durante o dia para a superfície, e o valor de L na Equação 2.5 se torna positivo, o que caracteriza atmosfera estável. Em outras palavras, quando o gradiente de temperatura normal para a superfície é negativo, o fluxo de calor da superfície torna-se positivo e o termo de produção/destruição de flutuação (empuxo) dentro da equação de transporte atua como fonte de turbulência: a CLP é instável. Quando o fluxo de calor da superfície é negativo, a turbulência está sendo amortecida pela flutuabilidade negativa: a CLP torna-se estável (TEMEL; VAN BEECK, 2017). Em suma, tipicamente, L é positivo para atmosfera estável e negativo para atmosfera instável, e tende a se tornar infinito em atmosfera neutra.

AERMAP

O AERMAP usa dados de terreno por gradeamento para a área de modelagem para calcular uma altura representativa de influência do terreno associada a cada local receptor. O pré-processador de terreno também pode ser usado para calcular elevações tanto para receptores discretos como para redes de receptores. Geralmente, em fluxos estáveis, desenvolve-se uma estrutura de duas camadas em que a camada inferior permanece horizontal enquanto a camada superior tende a subir sobre o terreno. Essas camadas são distinguidas, conceitualmente, pela *dividing streamline*. Em condições neutras e instáveis, a camada inferior desaparece e todo o fluxo (com a pluma) tende a subir ao longo do terreno. Esta abordagem foi concebida para ser fisicamente realista e simples de

implementar, onde o terreno é manuseado de forma consistente e contínua. O AERMAP calcula uma altura representativa de influência do terreno, também conhecida como a escala de altura do terreno (*terrain height scale*). A escala de altura do terreno (*hc*), que é definida de forma exclusiva para cada receptor, é usada para calcular a *dividing streamline height* (*Hc*) (USEPA, 2016b).

Os dados de grade necessários para o AERMAP são selecionados a partir dos dados de um modelo digital de elevação (DEM). O AERMAP também é usado para criar grades receptoras. A elevação para cada receptor especificado é automaticamente atribuída através do AERMAP. Para cada receptor, o AERMAP passa as seguintes informações para o AERMOD: a localização do receptor, a altura acima do nível médio do mar e a *dividing streamline height* *Hc* específica do receptor.

Referências

- ALFONSÍN, C. *et al.* Selection of odour removal technologies in wastewater treatment plants: A guideline based on Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 77-84, 2015.
- ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological profile for hydrogen sulfide**. Atlanta, Georgia U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, 2006. 253 Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp114.pdf>>.
- BILLOT, P.-E. *et al.* Cerebral bases of emotion regulation toward odours: A first approach. **Behavioural Brain Research**, v. 317, p. 37-45, 2017.
- BOKOWA, A. H. What is offensiveness threshold value and complaint threshold value and what is their correlation with detection threshold value. **Chemical Engineering Transactions**, v. 15, p. 115-121, 2008.
- BOKOWA, A. H.; BOKOWA, M. Estimation of odour detection threshold values for selected pure compounds. Proceedings of the WEF Odors and Air Pollutants 2014 Conference, 2014. Miami, FL. Water Environment Federation.
- BRANCHER, M.; DE MELO LISBOA, H. Odour Impact Assessment by Community Survey. **Chemical Engineering Transactions**, v. 40, p. 139-144, 2014.
- BRANCHER, M.; DE MELO LISBOA, H. Avaliação das emissões odorantes de um biofiltro aberto. **Tecno-Lógica**, v. 18, n. 2, p. 77-83, 2014.
- BRANCHER, M.; GRIFFITHS, K. D.; FRANCO, D.; DE MELO LISBOA, H. A review of odour impact criteria in selected countries around the world. **Chemosphere**, v. 168, p. 1531-1570, 2017.
- BRANCHER, M.; SCHAUBERGER, G.; FRANCO, D.; DE MELO LISBOA, H. Odour Impact Criteria in South American Regulations. **Chemical Engineering Transactions**, v. 54, p. 169-174, 2016.

BULL, M. *et al.* **Guidance on the assessment of odour for planning**. London: Institute of Air Quality Management (IAQM), 2014.

BUSHDID, C.; MAGNASCO, M. O.; VOSSHALL, L. B.; KELLER, A. Humans Can Discriminate More than 1 Trillion Olfactory Stimuli. **Science**, v. 343, n. 6177, p. 1370-1372, 2014.

CAMPO, F. *et al.* Application of an electronic nose coupled to a gas analyser for measuring ammonia. **Chemical Engineering Transactions**, v. 54, p. 127-132, 2016.

CAPELLI, L.; SIRONI, S.; DEL ROSSO, R.; CÉNTOLA, P.; IL GRANDE, M. A comparative and critical evaluation of odour assessment methods on a landfill site. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 30, p. 7050-7058, 2008.

CAPELLI, L.; SIRONI, S.; DEL ROSSO, R.; GUILLOT, J.-M. Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. **Atmospheric Environment**, v. 79, n. 0, p. 731-743, 2013.

CAPELLI, L.; SIRONI, S.; ROSSO, R. D. Odor Sampling: Techniques and Strategies for the Estimation of Odor Emission Rates from Different Source Types. **Sensors (Basel, Switzerland)**, v. 13, n. 1, p. 938-955, 2013.

CAPURRO, A. *et al.* Non-linear blend coding in the moth antennal lobe emerges from random glomerular networks. **Frontiers in Neuroengineering**, v. 5, p. 6, 2012.

CASA. Clean Air Strategic Alliance. **Good practices guide for odour management in Alberta. From prevention and mitigation to assessment and complaints**. CASA: Edmonton: 92 p. 2015a.

CASA. Clean Air Strategic Alliance. **Health Task Group Final Report**, 2015b.

CAVALINI, P. M. **It's an ill wind that brings no good: studies on odour annoyance and the dispersion of odorant concentrations from industries**. 1992. 171 p. (Doctoral Thesis). University of Groningen.

CEN. European Committee for Standardization. **EN 13725: Air Quality: Determination of odour concentration by dynamic olfactometry**. Brussels: CEN 2003.

CHEN, J. *et al.* Gas circulating fluidized beds photocatalytic regeneration of I-TiO₂ modified activated carbons saturated with toluene. **Chemical Engineering Journal**, v. 293, p. 281-290, 2016.

CIMORELLI, A. *et al.* **AERMOD: Description of Model Formulation (Version 02222)**. EPA 454/R-02-002d. United States Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, North Carolina, p.91, 2004.

CIMORELLI, A. J. *et al.* AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization. **Journal of Applied Meteorology**, v. 44, n. 5, p. 682-693, 2005.

DEC. Department of Environment and Conservation. **Approved Methods for the Modelling and Assessment of Air Pollutants in New South Wales**. Sydney: Department of Environment and Conservation, p.63, 2005.

- DEFRA. Department for Environment, Food and Rural Affairs. **Odour Guidance for Local Authorities**. London: DEFRA, p.110, 2010
- DRAVNIKS, A.; JARKE, F. Odor Threshold Measurement by Dynamic Olfactometry: Significant Operational Variables. **Journal of the Air Pollution Control Association**, v. 30, n. 12, p. 1284-1289, 1980.
- EA. Environment Agency. **Assessment of Community Response to Odorous Emissions**. R&D Technical Report P4- 095/TR. Bristol: EA, p.125, 2002
- EA. Environment Agency. **Additional Guidance for H4 Odor Management: How to Comply with Your Environmental Permit**. Bristol: EA, p.43, 2011.
- EPA IRELAND. Environmental Protection Agency. **Air Dispersion Modelling from Industrial Installations Guidance Note (AG4)**. Wexford: EPA, p.76, 2010
- ERM. Environmental Resources Management. **Broiler Farm Odour Environmental Risk Assessment - Background to Technical Guidance**. Docklands: ERM, Reference: 0164677, p.65, 2012
- ESTRADA, J. M.; KRAAKMAN, N. J. R.; LEBRERO, R.; MUÑOZ, R. A sensitivity analysis of process design parameters, commodity prices and robustness on the economics of odour abatement technologies. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1354-1363, 2012.
- ESTRADA, J. M.; KRAAKMAN, N. J. R. B.; MUÑOZ, R.; LEBRERO, R. A Comparative Analysis of Odour Treatment Technologies in Wastewater Treatment Plants. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 3, p. 1100-1106, 2011.
- EUSEBIO, L.; CAPELLI, L.; SIRONI, S. Electronic Nose Testing Procedure for the Definition of Minimum Performance Requirements for Environmental Odor Monitoring. **Sensors**, v. 16, n. 9, 2016.
- FOKEN, T. 50 Years of the Monin–Obukhov Similarity Theory. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 119, n. 3, p. 431-447, 2006.
- FRECHEN, F. B. **Odours and VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques**. Kassel University Press, 2009. ISBN 9783899586091. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?id=vyb7yauJOkC>>.
- FRECHEN, F. B.; FREY, M.; WETT, M.; LOSER, C. Aerodynamic performance of a low-speed wind tunnel. **Water Science & Technology**, v. 50, n. 4, p. 57-64, 2004.
- FREEMAN, T.; CUDMORE, R. **Review of Odour Management in New Zealand**. Wellington: New Zealand Ministry of Environment, p.163, 2002
- GALLEGO, E. *et al.* Identification of the origin of odour episodes through social participation, chemical control and numerical modelling. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 35, p. 8150-8160, 2008.
- GERKIN, R. C.; CASTRO, J. B. The number of olfactory stimuli that humans can discriminate is still unknown. **eLife Research article, Neuroscience**, p. 1-15, 2015.

GOAA. Guideline on Odour in Ambient Air GOAA. **Detection and Assessment of Odour in Ambient Air**. Second Version, Berlin, Germany. 2008

GODISH, T. **Air quality**. 4 ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2004. 480 p.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A. Hydrogen sulphide measurement. In: STUETZ, R. e FRECHEN, F.-B. (Ed.). **Odours in Wastewater Treatment: Measurement, Modelling and Control**. London, UK: IWA Publishing, 2001. p.120-129. ISBN 1 900222 46 9 .

GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A.; LOVELL, M. Integrated odour modelling for sewage treatment works. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 4, p. 169-176, 2004.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A.; STUETZ, R. M. Odour measurements for sewage treatment works. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 579-597, 2001.

GREENBERG, M. I.; CURTIS, J. A.; VEARRIER, D. The perception of odor is not a surrogate marker for chemical exposure: a review of factors influencing human odor perception. **Clinical Toxicology**, v. 51, n. 2, p. 70-76, 2013.

GRIFFITHS, K. D. Disentangling the frequency and intensity dimensions of nuisance odour, and implications for jurisdictional odour impact criteria. **Atmospheric Environment**, v. 90, n. 0, p. 125-132, 2014.

GUILLOT, J.-M. Odour measurement: focus on main remaining limits due to sampling. **Chemical Engineering Transactions**, v. 30, p. 295-300, 2012.

HOINASKI, L. **Parametrização de coeficientes de dispersão lateral em modelos de qualidade do ar para previsões em tempos de média curtos**. 2015. 141 p. (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

HUDSON, N.; AYOKO, G. A. Odour sampling 1: Physical chemistry considerations. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 3982-3992, 2008.

JOHNSON, B.; KHAN, R. M.; SOBEL, N. 4.45 - Human Olfactory Psychophysics A2 - Masland, Richard H. In: ALBRIGHT, T. D.; ALBRIGHT, T. D., *et al* (Ed.). **The Senses: A Comprehensive Reference**. New York: Academic Press, 2008. p.823-857. ISBN 978-0-12-370880-9.

KIENBUSCH, M. R. **Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission flux chamber. User's guide**. EPA/600-8/8-86/008, Las Vegas: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.

KIM, K.-H. The Averaging Effect of Odorant Mixing as Determined by Air Dilution Sensory Tests: A Case Study on Reduced Sulfur Compounds. **Sensors (Basel, Switzerland)**, v. 11, n. 2, p. 1405-1417, 2011.

KIM, K.-H.; KIM, Y.-H. Composition of key offensive odorants released from fresh food materials. **Atmospheric Environment**, v. 89, p. 443-452, 2014.

KUEBLER, L. S.; OLSSON, S. B.; WENIGER, R.; HANSSON, B. S. Neuronal Processing of Complex Mixtures Establishes a Unique Odor Representation in the Moth Antennal Lobe. **Frontiers in Neural Circuits**, v. 5, p. 7, 2011.

- LEDUC, R. **Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique**. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Direction du suivi de l'état de l'environnement., p.38, 2005
- LEONARDOS, G.; KENDALL, D.; BARNARD, N. Odor Threshold Determinations of 53 Odorant Chemicals. **Journal of the Air Pollution Control Association**, v. 19, n. 2, p. 91-95, 1969.
- LUCERNONI, F.; CAPELLI, L.; SIRONI, S. Comparison of different approaches for the estimation of odour emissions from landfill surfaces. **Waste Management**, 2016a.
- LUCERNONI, F.; CAPELLI, L.; SIRONI, S. Odour sampling on passive area sources: principles and methods. **Chemical Engineering Transactions**, v. 54, p. 55-60, 2016b.
- MCGINLEY, C. M.; MAHIN, T. D.; POPE, R. J. Elements of successful odor / odour laws. Proceedings of the WEF Odor / VOC 2000 Specialty Conference, 2000. Cincinnati, OH. Water Environment Federation.
- MCGINLEY, M. A.; MCGINLEY, C. M.; MANN, J. Olfactomatics: Applied Mathematics For Odor Testing. Proceedings of the Odors And VOC Emissions, 2000. Cincinnati, OH. Water Environmental Federation.
- MEISTER, M. On the dimensionality of odor space. **eLife** **2015;4:e07865**. DOI: **10.7554/eLife.07865**, p. 1-12, 2015.
- MFE. New Zealand Ministry of the Environment. **Good Practice Guide for Assessing and Managing Odour in New Zealand**. Wellington: MFE, Air Quality Report 36, p.67, 2003
- MILLS, B. Review of methods of odour control. **Filtration & Separation**, v. 32, n. 2, p. 147-146, 1995.
- MORI, I. Olfaction A2 - Maloy, Stanley. In: HUGHES, K. (Ed.). **Brenner's Encyclopedia of Genetics (Second Edition)**. San Diego: Academic Press, 2013. p.161-163. ISBN 978-0-08-096156-9.
- MUÑOZ, R. *et al.* Monitoring techniques for odour abatement assessment. **Water Research**, v. 44, n. 18, p. 5129-5149, 2010.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Models in Environmental Regulatory Decision Making**. Washington, DC: The National Academies Press, 2007. 286 p. ISBN 978-0-309-11000-6.
- NAGATA, Y. Measurement of odor threshold by Triangle Odor Bag Method. In: **Odor measurement review. Office of Odor, Noise and Vibration. Government of Japan. Ministry of the Environment. Tokyo, Japan**, p. 118-127, 2003.
- NICELL, J. **Preliminary assessment of the odour impact model as a regulatory**. 1986. 297 p. (Dissertação. Master of Applied Science). Department of Chemical Engineering, University of Windsor, Windsor, 1986.
- NICELL, J. A. Assessment and regulation of odour impacts. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 1, p. 196-206, 2009.

OMOE. Ontario Ministry of the Environment. **Air Dispersion Modelling Guideline For Ontario. Version 2.0.** Toronto: OMOE, p.151. 2009

OMS. Organização Mundial da Saúde. Definitions: Health. Available at <<http://www.who.int/hac/about/definitions/en/>>. Accessed in 08 march 2017, 2017.

OSHA. Occupational Safety and Health Administration. **Fact Sheet: Hydrogen Sulfide (H₂S)**: U.S. Department of Labor, 2005.

PALMIOTTO, M. *et al.* Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. **Environment International**, v. 68, n. 0, p. 16-24, 2014.

PARKER, D. *et al.* Standardization of flux chamber and wind tunnel flux measurements for quantifying volatile organic compound and ammonia emissions from area sources at animal feeding operations. **Atmospheric Environment**, v. 66, p. 72-83, 2013.

PARKER, D. B. *et al.* Odorous VOC emission following land application of swine manure slurry. **Atmospheric Environment**, v. 66, p. 91-100, 2013.

PEARCE, T. C. Computational parallels between the biological olfactory pathway and its analogue 'The Electronic Nose': Part I. Biological olfaction. **Biosystems**, v. 41, n. 1, p. 43-67, 1997.

PETTARIN, N.; CAMPOLO, M.; SOLDATI, A. Urban air pollution by odor sources: Short time prediction. **Atmospheric Environment**, v. 122, p. 74-82, 2015.

PULLEN, J.; VAWDA, Y. **Review of Dispersion Modelling for Odour Predictions.** p.131, 2007.

RANZATO, L. *et al.* A comparison of methods for the assessment of odor impacts on air quality: Field inspection (VDI 3940) and the air dispersion model CALPUFF. **Atmospheric Environment**, v. 61, n. 0, p. 570-579, 2012.

RUIJTEN, M. W. M. M.; VAN DOORN, R.; VAN HARREVELD, A. P. **Assessment of odour annoyance in chemical emergency management. RIVM Report 609200001.** National Institute for Public Health and Environment. Bilthoven: RIVM, p.56, 2009.

SAEPA. South Australian Environment Protection Authority. **EPA 373/07: Odour assessment using odour source modelling.** Adelaide: 7 p. 2007.

SCHIFFMAN, S. S. *et al.* Potential Health Effects of Odor from Animal Operations, Wastewater Treatment, and Recycling of Byproducts. **Journal of Agromedicine**, v. 7, n. 1, p. 7-81, 2000.

SCHIFFMAN, S. S.; WILLIAMS, C. M. Science of odor as a potential health issue. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, n. 1, p. 129-138, 2005.

SCHLEGELMILCH, M.; STREESE, J.; BIEDERMANN, W.; HEROLD, T.; STEGMANN, R. Odour control at biowaste composting facilities. **Waste Management**, v. 25, n. 9, p. 917-927, 2005.

SCHLEGELMILCH, M.; STREESE, J.; STEGMANN, R. Odour management and treatment technologies: An overview. **Waste Management**, v. 25, n. 9, p. 928-939, 2005.

- SEPA. Scottish Environment Protection Agency. **Odour Guidance 2010. Version 1**. Available at <<http://www.sepa.org.uk/>>. Accessed in: 11 may 2016. p.95, 2010
- SHARMA, A.; LEE, B.-K. Growth of TiO₂ nano-wall on activated carbon fibers for enhancing the photocatalytic oxidation of benzene in aqueous phase. **Catalysis Today**, 2016.
- SHARMA, N. K.; CHOCT, M.; WU, S.-B.; SMILLIE, R.; SWICK, R. A. Dietary composition affects odour emissions from meat chickens. **Animal Nutrition**, v. 1, n. 1, p. 24-29, 2015.
- SHERIDAN, B. A.; HAYES, E. T.; CURRAN, T. P.; DODD, V. A. A dispersion modelling approach to determining the odour impact of intensive pig production units in Ireland. **Bioresource Technology**, v. 91, n. 2, p. 145-152, 2004.
- SHUSTERMAN, D. Critical Review: The Health Significance of Environmental Odor Pollution. **Archives of Environmental Health**, v. 47, n. 1, p. 76-87, 1992.
- SIRONI, S.; CAPELLI, L.; CÉNTOLA, P.; DEL ROSSO, R.; IL GRANDE, M. Continuous monitoring of odours from a composting plant using electronic noses. **Waste Management**, v. 27, n. 3, p. 389-397, 2007.
- SIRONI, S.; EUSEBIO, L.; CAPELLI, L.; BOIARDI, E.; DEL ROSSO, R. Ammonia Diffusion through Nalophan Double Bags: Effect of Concentration Gradient Reduction. **The Scientific World Journal**, v. 2014, p. 8, 2014.
- SOUZA, F. F. D. C. **Comparação dos modelos AERMOD e SYMOS'97 para o cálculo de dispersão de odores: um estudo de caso em Uttenweiler**. 2014. 131 p. (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- STEINHEIDER, B.; BOTH, R.; WINNEKE, G. Field studies on environmental odours inducing annoyance as well as gastric and general health related symptoms. **Journal of Psychophysiology Supplement**, p. 64-79, 1998.
- STUETZ, R. M.; FENNER, R. A.; ENGIN, G. Assessment of odours from sewage treatment works by an electronic nose, H₂S analysis and olfactometry. **Water Research**, v. 33, n. 2, p. 453-461, 1999.
- SUCKER, K.; BOTH, R.; WINNEKE, G. Adverse effects of environmental odours: reviewing studies on annoyance responses and symptom reporting. **Water Science & Technology**, v. 44, n. 9, p. 43-51, 2001.
- SUCKER, K.; BOTH, R.; WINNEKE, G. Review of adverse health effects of odours in field studies. **Water Science & Technology**, v. 59.7, p. 1281-1289, 2009.
- TA-LUFT. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. **First General Administrative Regulation Pertaining the Federal Immission Control Act**. Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. English Version: 252 p., 2002.
- TALAEIKHOZANI, A.; BAGHERI, M.; GOLI, A.; TALAEI KHOOZANI, M. R. An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. **Journal of Environmental Management**, v. 170, p. 186-206, 2016.

TEMEL, O.; VAN BEECK, J. Two-equation eddy viscosity models based on the Monin–Obukhov similarity theory. **Applied Mathematical Modelling**, v. 42, p. 1-16, 2017.

TOMAR, M.; ABDULLAH, T. H. A. Evaluation of chemicals to control the generation of malodorous hydrogen sulfide in waste water. **Water Research**, v. 28, n. 12, p. 2545-2552, 1994.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Reference guide to odor thresholds for hazardous air pollutants listed in the clean air act amendments of 1990**. Washington, D.C, 1992.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **AERMOD Model Formulation and Evaluation. EPA-454/B-16-014**. Research Triangle Park, North Carolina, 2016a.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **User's Guide for the AERMOD Terrain Preprocessor (AERMAP). EPA-454/B-16-012**. Research Triangle Park, North Carolina, 2016b.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **User's Guide for the AERMOD Meteorological Processor (AERMET). EPA-454/B-16-010**. Research Triangle Park, North Carolina, 2016c.

VAN GEMERT, L. J. **Odour thresholds: compilations of odour threshold values in air, water and other media**. Utrecht, The Netherlands: Oliemans Punter & Partners BV, 2011. ISBN 9789081089401.

VAN HARREVELD, A. P. From odorant formation to odour nuisance: new definitions for discussing a complex process. **Water Science and Technology** v. 44, n. 4, p. 9-15, 2001.

VAN HUFFEL, K.; HANSEN, M. J.; FEILBERG, A.; LIU, D.; VAN LANGENHOVE, H. Level and distribution of odorous compounds in pig exhaust air from combined room and pit ventilation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 218, p. 209-219, 2016.

VDI 3880. **Olfactometry - Static sampling**. Berlin: Beuth Verlag GmbH: Verein Deutscher Ingenieure, 2011.

VDI 3945 Part 3. **Environmental meteorology - Atmospheric dispersion models - Particle model**. Berlin: Beuth Verlag GmbH: Verein Deutscher Ingenieure, 2001.

WATTS, P. J.; SWEETEN, J. M. Toward a better regulatory model for odour. Proceedings of the Xth Feedlot Association of Australia Conference, 1995. Benowa, QLD. FeedlotWaste Management Conference, 12-14 June, 1995.

WING, S. *et al.* Air Pollution and Odor in Communities Near Industrial Swine Operations. **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 10, p. 1362-1368, 2008.

WU, C.; LIU, J.; ZHAO, P.; PIRINGER, M.; SCHAUBERGER, G. Conversion of the chemical concentration of odorous mixtures into odour concentration and odour intensity: A comparison of methods. **Atmospheric Environment**, v. 127, p. 283-292, 2016.

CAPÍTULO 3: A REVIEW OF ODOUR IMPACT CRITERIA IN SELECTED COUNTRIES AROUND THE WORLD

Marlon Brancher^{a,*}, K. David Griffiths^b, Davide Franco^a, Henrique De Melo Lisboa^a

^a Laboratory of Air Quality Control (LCQAr), Department of Sanitary and Environmental Engineering (ENS), Federal University of Santa Catarina (UFSC), 88040-900, Florianópolis, Brazil.

^b School of Veterinary and Life Sciences, Murdoch University, 90 South Street, Murdoch, Western Australia, 6150, Australia.

* Corresponding author.

Email address: marlon_brancher@yahoo.com.br (M. Brancher).

Referência: BRANCHER, M.; GRIFFITHS, K. D.; FRANCO, D.; DE MELO LISBOA, H. A review of odour impact criteria in selected countries around the world. **Chemosphere**, v. 168, p. 1531-1570, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.160>

Nota ao leitor

As normas do PPGEA e UFSC não incluem um número máximo de páginas para Teses e Dissertações. No entanto, o tópico que aborda as legislações de odor não é aqui apresentado em sua totalidade devido ao seu tamanho significativamente longo.

Caso o leitor sinta a necessidade de compreender a síntese das jurisdições dos 28 países selecionados, recomenda-se a leitura de “6. *Odour regulations*” disponível em Brancher et al. (2017). As demais Seções e referências bibliográficas, no entanto, são preservadas neste Capítulo.

Ajustes de texto foram realizadas em relação ao artigo original apenas para aumentar a precisão da escrita científica sem, no entanto, alterar o conteúdo e elementos utilizados nas análises.

Note to the reader

The PPGEA and UFSC guidelines do not include a maximum number of pages for Theses and Dissertations. However, the section dealing with odour legislations is not presented herein all together because of its significantly long length.

If the reader feels the need to understand the synthesis of the jurisdictions of the selected 28 countries, it is recommended the reading of “6. *Odour regulations*” available in Brancher et al. (2017). Other Sections and the bibliographical references, however, are preserved in this Chapter.

Text adjustments were performed relative to the original article only to increase the accuracy of scientific writing without, however, changing the content and elements used in the analyzes.

Resumo em português

Exposição a odor ambiental pode resultar em aborrecimento, efeitos na saúde e depreciação de valores de propriedades. Portanto, muitas jurisdições classificam odor como um poluente atmosférico e regulamentam as emissões e/ou os impactos das atividades geradoras de odor em nível nacional, estadual ou municipal. Neste trabalho, uma revisão de legislações de odor em jurisdições selecionadas de 28 países é apresentada. As abordagens individuais foram identificadas como: comparar concentração de odor em ar ambiente e as estatísticas de compostos químicos individuais com critérios de impacto (padrão de impacto máximo); usar distâncias de separação fixas e variáveis (padrão de distância de separação); taxa de emissão máxima para misturas de odorantes e de espécies químicas individuais (padrão de emissão máximo); número de queixas recebidas ou nível de incômodo determinado através de enquetes comunitárias (padrão de incômodo máximo); e exigir o uso de melhores tecnologias disponíveis (MTD) para minimizar as emissões de odor (padrão tecnológico). A comparação de estatísticas de concentração de odor previstas por um modelo de dispersão com os critérios de impacto de odor (CIO) é identificada como uma das ferramentas mais utilizadas para avaliar o risco de impactos de odores em avaliações de planejamento e também é usada para tomar decisão em avaliação de impacto de odor de instalações existentes. Ênfase é dada na síntese de CIO (concentração de odor e percentil) e a forma como eles são aplicados. A maneira pela qual picos de odor de curto prazo são utilizados para modelar os efeitos de tempo de média (*peak-to-mean*) também é capturada. Além disso, os fundamentos das propriedades odorantes, dimensões de odores ofensivos, métodos de amostragem e análise de odor e orientação de modelagem de dispersão são fornecidos. Elementos comuns de estruturas regulatórias de odor maduras e eficazes são identificados e uma estratégia integrada multi-ferramenta é recomendada.

Palavras-chave: Poluição do ar; Regulamentação; Odor; Critérios; Modelagem de dispersão.

Abstract

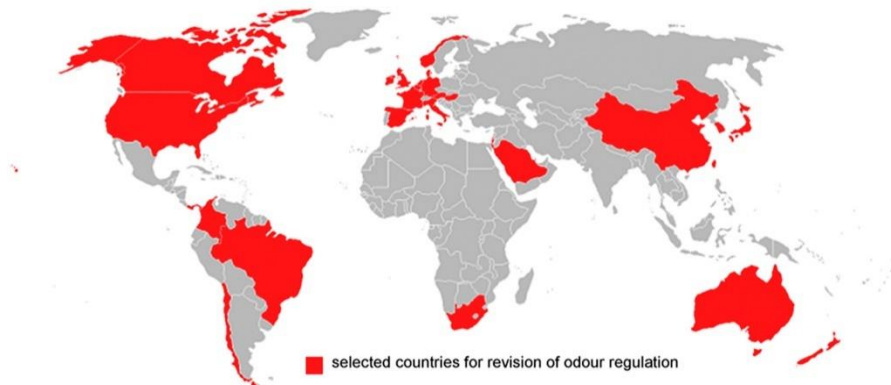
Exposure to environmental odour can result in annoyance, health effects and depreciation of property values. Therefore, many jurisdictions classify odour as an atmospheric pollutant and regulate emissions and/or impacts from odour generating activities at a national, state or municipal level. In this work, a critical review of odour regulations in selected jurisdictions of 28 countries is presented. Individual approaches were identified as: comparing ambient air odour concentration and individual chemicals statistics against impact criteria (maximum impact standard); using fixed and variable separation distances (separation distance standard); maximum emission rate for mixtures of odorants and individual chemical species (maximum emission standard); number of complaints received or annoyance level determined via community surveys (maximum annoyance standard); and requiring use of best available technologies (BAT) to minimize odour emissions (technology standard). The comparison of model-predicted odour concentration statistics against odour impact criteria (OIC) is identified as one of the most common tools used by regulators to evaluate the risk of odour impacts in planning stage assessments and is also used to inform assessment of odour impacts of existing facilities. Special emphasis is given to summarizing OIC (concentration percentile and threshold) and the manner in which they are applied. The way short term odour peak to model time-step mean (peak-to-mean) effects is also captured. Furthermore, the fundamentals of odorant properties, dimensions of nuisance odour, odour sampling and analysis methods and dispersion modelling guidance are provided. Common elements of mature and effective odour regulation frameworks are identified and an integrated multi-tool strategy is recommended.

Keywords: Air pollution; Regulation; Odour; Criteria; Dispersion modelling.

Highlights

- Odour regulations from 28 countries are reviewed.
- Worldwide, odours are regulated by different approaches.
- Limits of odour concentration in ambient air differ substantially among jurisdictions.
- The international regulatory framework on odour impact criteria calculated by dispersion models is summarized.
- An integrated multi-tool strategy for odour impact assessment is recommended.

Graphical abstract



3.1. Introduction

Odour can be defined as a sensation resulting from the interaction of volatile chemical species inhaled through the nose, including sulfur compounds (e.g. sulfides, mercaptans), nitrogen compounds (e.g. ammonia, amines) and volatile organic compounds (e.g. esters, acids, aldehydes, ketones, alcohols) (Leonardos et al., 1969). Environmental odours from the anthropogenic origin are usually emitted from industrial and agricultural activities, including wastewater treatment plants (WWTP), food industry, rendering plants, landfills, livestock buildings, foundries, petrochemical parks, slaughterhouses, paper and pulp facilities, composting activities. After emission, odorous gases have the potential to interact with receptors generally in a negative fashion. This impact often results in complaints to authorities and, therefore, the regulation of odour pollution is essential to address conflicts. Complaints, in turn, arise from annoyances, adverse effects on human health and price depreciation of properties.

Miscellaneous approaches are used internationally within odour regulatory systems, with methods and tools for management and control supported by ambient air odour concentration and individual chemicals (maximum impact standard); fixed and variable separation distances (separation distance standard); maximum emission rate for odours and individual chemicals (maximum emission standard); number of complaints or annoyance level (maximum annoyance standard); best available technologies – BAT (technology standard). Jurisdictions which did not promulgate regulations with standardized odour methodologies and objective criteria commonly use the principles of Nuisance Law to fundament the management of odour episodes. Therefore, in this work, we recognized 5 different approaches used by the jurisdictions for odour assessment and consequently to regulate on environmental odour.

One of the impact assessment techniques most commonly applied use odour emission rates, given by the odour concentration multiplied by the volume flow rate of the source, and simulation of topographic and meteorological data of the site to estimate the odour dilution in the surrounding environment by using dispersion modelling. This technique enables prediction of the distance that is likely to be reached by the plume from the emission source and the ambient air odour concentrations at the receptors (i.e. immission limits). Once the odour concentrations statistics are calculated, these are compared against a jurisdictional immission standard, called odour impact criteria (OIC), to define compliance (Needham and Freeman, 2009). In this paper, OIC include limits formed

by three components: odour concentration threshold, percentile compliance level and the averaging time used to calculate concentrations by means of atmospheric dispersion models. Within a generalist view, the odour concentration threshold and the percentile compliance level of this concentration (i.e. percentile) are usually the two components of OIC (Sommer-Quabach et al., 2014). Hourly mean concentrations simulated by dispersion models can mask peak odour episodes because the odour sensation of the human nose occurs in seconds. Therefore, short-time peak concentrations, derived from one-hour mean values, can also be incorporated into odour limits (Schauberger et al., 2012a).

Dispersion models typically calculate odour concentrations at each receptor point of interest within the modelling domain. If a percentile compliance level of 99.5 (99.5% of the time) is required – considering an hourly meteorological dataset over a year –, 8760 concentrations in ambient air for each receptor are calculated. This means that the 44 highest 1-h odour concentrations exceeding the specified concentration threshold are allowed. Consequently, the odour impacts of these exceedances must be tolerated in this period (Brancher et al., 2016).

The FIDOL factors or dimensions of nuisance odour provide a commonly accepted basis for the development of jurisdictional criteria of environmental odours (Griffiths, 2014). This acronym stands for frequency (F), intensity (I), duration (D), offensiveness (O), and location (L) (Freeman and Cudmore, 2002; Watts and Sweeten, 1995). When it comes to odours, the technical differences between annoyance and nuisance need to be clarified. Annoyance is the adverse effect occurring from an immediate exposure; and nuisance is the adverse effect caused cumulatively, due to repeated events of annoyance typically over an extended period (Van Harreveld, 2001). These terms, together with disamenity, are sometimes used as synonyms.

The benefits of implementing objective and scientifically supported quantitative air quality standards that adequately protect the population from odour impacts are widely acknowledged. Such criteria, established by regulations, provide to the public an understanding of the degree of protection against odours as society increasingly demands transparent and uniform environmental regulations. Furthermore, numerical guidelines with which success in preventing or mitigating odour episodes could be effectively measured by those responsible for the odour sources. In some instances, calibration of these numerical guidelines might be undertaken by those industry sectors associated with odour generating activities. The industry and livestock sectors necessitate a predictable and clear set of performance criteria, to be able to plan

investments in environmental management. Specially, the adoption of objective limits shifts the emphasis from pollution removal to pollution prevention (Nicell, 2009; Van Harreveld, 2003).

The aim of this work is to provide a comprehensive and critical review of the odour policy in 28 selected countries throughout the world. Five main approaches to assess odour impact risk within the odour regulations reviewed were identified. Efforts were placed to summarize the OIC categorized by the maximum impact standard approach. In this regard, the OIC set by the regulations to protect the public from olfactory nuisances were analysed and compared according to the targeted level of protection. However, the review of each jurisdiction's legislation contemplates more topics, such as the requirement of BAT, consideration of separation distances, use of different odour concentration units and other pertinent aspects. Additionally, an integrated multi-tool strategy that covers all the 5 identified approaches used within current regulatory frameworks is recommended. This integrated strategy can assist the development of odour regulations and make available a solid common basis for setting robust and harmonious regulatory approaches.

3.2 CICOP dimensions

The CICOP dimensions of odours refer to the characteristics that can be effectively measured by analytical (e.g. physicochemical analyses), sensorial (e.g. dynamic olfactometry) and sense instrumental methods (e.g. electronic nose) or their combinations (Gostelow et al., 2001; Capelli et al., 2008). The most widely used methods for the characterization of odours are the sensorial perception in conjunction with analytical measurements. When these techniques are combined, odours are described in terms of perceived effects and chemical composition (Gostelow et al., 2001). The five main dimensions classically used to characterize odorous gases are herein designated by the CICOP acronym: concentrations (C), intensity (I), character (C), offensiveness (O), and persistency (P).

3.2.1 Concentration

The odour concentration is the most commonly used dimension to characterize odours for regulatory purposes. Detectability refers to the minimum concentration of odorant required for detection by a specific percentage of the population under investigation (Ruijten et al., 2009). The determination of the odour concentration provides directly

comparable data among odour sources. Additionally, the odour concentration is used to calculate odour emission rates and provide input data for atmospheric dispersion models (Bockreis and Steinberg, 2005).

The odour concentration is typically determined in a laboratory environment by dynamic dilution olfactometry (Laor et al., 2014) using an apparatus known as olfactometer. The sensors are the noses of human assessors trained to perform such evaluations. As there are no instrumental methods that predict the olfactory responses to a satisfactory level, the human nose is still used as the most suitable sensor (Ruijten et al., 2009).

The determination procedure of odour concentration by dynamic olfactometry was standardized in some countries by the following standards: Australia and New Zealand: AS/NZS 4323.3:2001 (AS/NZS, 2001); Europe: EN 13725:2003 (CEN, 2003); U.S.: ASTM E679-04 (ASTM, 2011). Germany adds additional instructions to the application of EN 13725:2003 through VDI 3884 – Part 1:2015 (VDI, 2015). In the European standard EN 13725:2003 (CEN, 2003), one odour unit (1 ou_E) is associated with a specific concentration of a reference odorant (i.e. n-butanol), which is a certified reference material. European reference odour mass (EROM) is the accepted reference value for the European odour unit, which is equal to a defined mass of n-butanol. This means that one EROM is equivalent to 123 µg n-butanol (CAS-Nr.71-36-3). In other words, 1 EROM evaporated in 1 m³ of neutral gas gives a concentration of 0.040 µmol.mol⁻¹ (equal to a volume fraction of 40 ppb_v). Therefore, it is defined that 1 ou_E m⁻³ (European odour unit per cubic meter) corresponds to a concentration of 40 ppb_v or 123 µg of n-butanol (1 EROM) evaporated in 1 m³ of odorless air at standard conditions (Bockreis and Steinberg, 2005; CEN, 2003; Ruijten et al., 2009). The traceability of odour units for any odorant to that of the reference odorant is based on this linkage. According to CEN (2003), odour concentrations in terms of 'n-butanol mass equivalents' are effectively expressed by this coupling. This relationship is defined only at the odour perception threshold (OPT). The OPT is also called Z₅₀ or detection threshold, which differs from the recognition threshold. Under the EN 13725:2003, the standard conditions for olfactometry are established at room temperature (293 K), normal atmospheric pressure (101,3 kPa) on a wet basis – derived from ISO 10780. This applies both to the measurement of odour concentration and the volume flow rate of odour emissions. These conditions were chosen by convention to reproduce typical conditions for odour perception.

In odour evaluations, the human sensitivity is the core of the analysis. Therefore, guidelines for selecting panelists are part of the odour standards. The panel should reflect the average odour perception of a population considered “normal”. Only panelists with average sensitivity to n-butanol comprised in the range of 20–80 ppb_v and a defined standard deviation are selected for the evaluations (Laor et al., 2014). The European standard for olfactometry is based on the principle of dilution to the OPT. A sample of odorous air can be described in terms of the volume to which it must be diluted for its intensity to be reduced at the level of OPT. This means that the more dilution necessary to make an odour sample undetectable, the higher the odour concentration. The dilution factor necessary to achieve the OPT is known as the odour concentration (Nicell, 2009). The OPT of a complex mixture of odours or single chemical compound is the concentration at which 50% of a panel is able to detect the diluted sample of odorous air under laboratory conditions (CEN, 2003). Accordingly, if the odour concentration was determined to be 210 ou (or 210 ou_E m⁻³), it implies that the sample should be diluted to 1/210 of the original concentration to be reduced to the level of the OPT.

The key elements of EN 13725:2003 are the quality criteria for accuracy and repeatability (Klarenbeek et al., 2014). This standard was subjected to an extensive development and testing period and became the most widely accepted worldwide (Nicell, 2009). The guidelines prescribe sampling and analysis equipment and methodologies to ensure consistent procedures among laboratories, provide comparable inter-laboratory results, and connect the results to a reference material (i.e. n-butanol). Currently, the EN 13725:2003 is under review. The working group responsible for conducting the upgrading process is entitled CEN Technical Committee TC264 Air Quality (Van Harreveld, 2014).

Odorous pollutants can also be measured in terms of their chemical composition (i.e. mass concentration) by physicochemical methods such as gas chromatography coupled with mass spectrometry (GC–MS). Newer techniques are now available as, for instance, gas chromatography-time of flight-mass spectrometry (GC–TOFMS) for the identification and quantification of compounds at very low concentrations. GC–TOFMS is a fast and highly sensitive method that differs from conventional GC-MS because about 50% more chemicals on the same air sample can be determined (Gutiérrez et al., 2015). Furthermore, direct measurement instruments can be used to evaluate individual chemical compounds (e.g. DRAGER X-am 7000, Jerome 631-X). Nevertheless, odours cannot be properly evaluated using these

methods. The use of chemical sensors for purposes of impact assessment would require the acquisition of highly time-resolved, compound-specific, qualified low-concentration data which are challenging to accomplish experimentally (Pettarin et al., 2015). However, the nuisance impact of odorous substances also depends on the character or hedonic tone of the constituent compounds, the way that these compounds interact in a mixture, as well as sensitivity and the subjective attitudes of exposed individuals. Due to these limitations, different measurement approaches are necessary to quantify odours when compared to conventional air pollutants (Nicell, 2009).

3.2.2 Intensity

The intensity is defined as the strength of odour perception or the magnitude of the stimulus that causes the sense of smell. The relationship between the intensity and the logarithm of the odour concentration is linear and can be described as a logarithmic function derived theoretically, in accordance with the Weber-Fechner Law:

$$I = a \log C + b \quad (3.1)$$

The dependence between intensity and odour concentration can also be represented as a power function, as demonstrated by Steven's Law (Stevens, 1960):

$$I = kC^n \quad (3.2)$$

A logarithmic transformation applied to this function is graphically represented by a straight line:

$$\log I = n \log C + \log k \quad (3.3)$$

where I is the odour intensity; C is the odour concentration; a , b , k , and n are constants. Steven's Law and the Weber-Fechner Law are examples of formulas that have wide acceptance to describe intensity–concentration relationships for a particular odorant or complex mixtures (DEP, 2002). These laws may also be used to describe the nuisance-concentration relationship.

Odour intensity is quantified based on reference scales, where the perceived intensity of an odour is compared to the intensity of a standard chemical substance (n-butanol for olfactometry). The main reference scales standards for odour intensity measurement are from Germany: VDI 3882 – Part 1:1992 (VDI, 1992); U.S.: ASTM E544-10 (ASTM, 2010); France: AFNOR X 43-103 (AFNOR, 1993). The principle of German

standard VDI 3882 – Part 1:1992 is to present the odour sample to a panel at different degrees of dilution, using a dynamic dilution olfactometer. Assessors are instructed to indicate a value for the perceived intensity of each exposure based on a 7-point scale. The American standard ASTM E544-10 presents two methods: dynamic-scale method and static-scale method. The dynamic-scale method uses a dynamic olfactometer with a continuous flow of n-butanol (standard odorant) for presentation to a panel. The assessors compare the perceived intensity of an odorous air sample to a specific concentration level of the standard odorant arising from the olfactometer. The static-scale method utilizes a set of Erlenmeyer flasks with fixed dilutions of n-butanol in water to generate standard atmospheres of the odorant. The scale of the static method can be constructed by applying a geometric progression of ratio, for example, equal to 2. This type of scaling is based on the recognition that odour intensities are not linearly related to the odour concentration, on the other hand, follow a power function (i.e. Steven's Law) (Nicell, 2009). The French standard AFNOR X 43-103 is based on a static method using a 5-point scale constructed from different concentrations of n-butanol in water solution.

The static-scale procedure has been incorporated as a standard practice by odour laboratories because presents low-cost configuration and it is easier to be implemented compared to the dynamic-scale method. In addition, field assessments frequently apply the static-scale method to determine odour intensities near odorous sources. For this case, one example is the application of German standard VDI 3940 – Part 3:2010 (VDI, 2010). When using this standard caution is necessary because of the VDI 3940 – Part 3:2010 intensity scale is different from VDI 3882 – Part 1:1992 intensity scale. It's stated that the method within the VDI 3940 – Part 3:2010 is only applicable to grid or plume measurements.

3.2.3 Character

The quality of an odour is a nominal scale of measurement range (category), in which the odour is characterized by using a reference vocabulary. Among the numerous odour descriptors available in the literature (DEFRA, 2010; Suffet et al., 2004; Suffet et al., 2009; Suffet and Rosenfeld, 2007), we can cite the odour wheel developed by McGinley and McGinley (2002) for a description of environmental odour air samples. This wheel presents eight categories admittedly used for the characterization of odours (i.e. vegetable, fruity, floral, medicinal, chemical, fishy, offensive, earthy), with specific descriptors for each

category. The result of the odour character can be represented by a radar plot or a histogram. Odour wheels can also be used to support other methods of analysis, such as instrumental techniques (GC-MS), to better outline the nature of odour impact (Hayes et al., 2014).

3.2.4 Offensiveness

Offensiveness (or hedonic tone) is a measure of the pleasantness and unpleasantness of an odour in a certain concentration/dilution. Additionally, odour offensiveness is related to its character. Assigning a hedonic value to a sample is subjective to each assessor as personal experiences, recent olfactory memories, events in childhood where certain odours are remembered with nostalgia or disgust can be considered during the evaluation. Thus, according to McGinley and McGinley (2002), the offensiveness determined by a panel should not be reflected as expressing the opinion of the general population and the results should be used primarily for comparing the relative pleasantness among odour samples of the same test session since the evaluations were performed by the same assessors.

A diversity of methods was developed for quantifying the hedonic tone of odours, which typically uses numeric scales as exemplified in Table 3.1.

Table 3.1 – Numeric scales of odour offensiveness.

Type	Range	Reference
9 points	From -4 (extremely unpleasant) to +4 (extremely pleasant)	VDI 3882 – Part 2 (VDI, 1994), NVN 2818:2005 nl (NEN, 2005)
10 points	From 1 (tolerable) to 10 (insupportable)	Nicell (1986)
21 points	From -10 (unpleasant) to +10 (pleasant)	McGinley and McGinley (2002)

The offensiveness can be determined by a dynamic-scale method and a static-scale method, as applied for the odour intensity determination. To date, there is no widely recognized and accepted scale to assess the odour offensiveness (Nicell, 2009). The German standard VDI 3882 – Part 2 and the Dutch standard NVN 2818:2005 nl (NEN, 2005) follow a suprathreshold dynamic dilution method to evaluate the hedonic tone of odorous air samples utilizing a 9-point scale. Despite the

intrinsic subjectivity involved in the determination of odour offensiveness, by using a standardized approach that includes a preselected panel with principles for participation, as applied in the determination of odour concentration under the EN 13725:2003, the results may be considered representative. Furthermore, different standards can apply to laboratory or field conditions for the determination of hedonic tone. The German standard VDI 3882 – Part 2 is used with a laboratory-based olfactometer, while VDI 3940 – Part 3 is used in the field by human assessors. Also noteworthy is that the VDI 3940 – Part 4 (polarity method) is an alternative to VDI 3940 – Part 3.

3.2.5 Persistency

The persistency describes the rate at which an odour's perceived intensity decreases as the odour is diluted in the atmosphere downwind from the source (McGinley et al., 2000b). Hence, the greater the volume of air necessary to dilute an odour below its OPT, the more persistent the odour is. Using Stevens' Law (Equation 3.2 and 3.3), the odorant concentration (dose), expressed as the logarithm of the dilution ratio, and the odour intensity (response), expressed as the logarithm of n-butanol concentration, generates a log-log graph with a negative slope. The slope of the line (given by the value of the exponent n) represents the relative persistency. The logarithm of the constant k is related to the intensity of the odour sample at full strength. Therefore, the persistency of an odour can be denoted as a Dose-Response function (McGinley et al., 2000b).

3.2 FIDOL factors

Historically, the factors that comprise the pattern of environmental odour impacts were described in terms of its frequency, intensity, duration and offensiveness, creating, therefore, the FIDO (Watts and Sweeten, 1995). Subsequently, the sensitivity of the receiving environment where the odour impacts occur (i.e. location) was added and the well-known FIDOL acronym was established (Freeman and Cudmore, 2002). The FIDOL factors influence the extent to which odours adversely affect communities and this information can be used as a basis for conducting odour impact assessment studies (Freeman and Cudmore, 2002; Nicell, 2009). Odour criteria established in regulations follow, both explicitly and by inference, the FIDOL approach. The frequency is usually related through a percentile (P), which provides the permitted number of exceedances of a specific odour concentration threshold (C_i). The

duration refers to the elapsed time during which an odour is perceived. Individuals may be exposed to odours intermittently for short periods or for prolonged and continuous periods. The offensiveness can be designated by the odour character, using a factor to reduce the criterion because of hedonic tone. The location is related to the land use in the surrounding area of an odour source; refers to where a citizen or community (outside the boundaries of the facility) or sensitive receptors (predetermined points of interest, e.g. schools, hospitals, places of complaints) are situated; the location factor can also consider socioeconomic, tolerance and expectation issues (Bull et al., 2014; DEFRA, 2010; ERM, 2012; MfE, 2003). The FIDOL factors are briefly outlined in Table 3.2.

Table 3.2 – Summary description of the FIDOL factors.

Factor	Description
Frequency	How often receptors are exposed to odours
Intensity	Perception of the odour strength or odour concentration
Duration	Elapsed time during a particular odour episode
Offensiveness	The subjective rating of the (un)pleasantness of an odour
Location	Sensitivity of the receptor; related to the land use

3.3 Atmospheric dispersion modelling

The transport and dispersion of pollutants are affected by different scales of atmospheric motion. Scales, in turn, are classified according to their size in microscale, mesoscale, synoptic and planetary scale or macroscale (Godish, 2004). The planetary boundary layer (PBL) is the portion of the troposphere that is directly influenced by the Earth's surface and responds to the combined action of mechanical and thermal forcings, in the order of 1-h timescale (Stull, 1988). The troposphere can be divided into PBL, which extends from the Earth's surface to about 1 km, and the free troposphere, extending from about 1 km to the tropopause. The air that moves vertically undergoes temperature changes as a consequence of the local atmospheric pressure. For dry air, the rate of change of the temperature with altitude is around 1 °C per 100 m – also called Lapse Rate (Seinfeld and Pandis, 2006). The transport of a pollutant emitted into the PBL suffers the action of mechanical turbulence (wind speed, the presence of obstacles, topography) and/or thermal turbulence (heating

and cooling of the Earth's surface). Within the PBL terrestrial life is developed. Additionally, it is the region which contains most of the emission sources of air pollutants (Turner, 1994). Indeed, most of the gases and vapors from anthropogenic activities or natural processes enter the atmosphere through the lower level of the troposphere (i.e. PBL). After emission, the pollutants can be dispersed and diluted quickly, resulting in low concentrations levels; at other times, they can be concentrated in a relatively small volume, which leads to an episode of air pollution. This extent of the mixture is largely determined by the temperature profile of the atmosphere and the wind speed (Seinfeld and Pandis, 2006). It is undoubtedly agreed that air quality depends not only on emission sources but also more decisively, on meteorological parameters with multifaceted characteristics over various spatiotemporal scales (Juneng et al., 2011).

One of the core purposes of the study of atmospheric behavior is to mathematically describe the spatial and temporal distribution of pollutants emitted into the atmosphere (Seinfeld and Pandis, 2006). The qualitative aspect of dispersion theory is to describe or predict the fate of atmospheric emissions from a source (e.g. point, area or line). Quantitatively, the dispersion theory provides a means to estimate concentrations of a pollutant in the atmosphere using meteorological parameters, source characteristics and topographical features. The most frequently approaches applied to describe the turbulent diffusion and develop air pollution models are (Colls and Tiwary, 2010; Seinfeld and Pandis, 2006; Zannetti, 1993):

- Lagrangian: variations in concentration are described in relation to the moving fluid;
- Eulerian: the behavior of the species is described in relation to a fixed coordinate system. The Eulerian description is a common form to describe heat and mass transfer phenomena;
- Gaussian: these models are constructed based on the normal probability distribution of fluctuations in the wind vector (and therefore pollutant concentration). Strictly speaking, this approach is a subset of the Eulerian models. However, generally Gaussian models are treated separately;
- Semi-empirical: mainly based on empirical parameterization;
- Stochastic: semi-empirical or statistical methods used to analyze periodicities, trends, and interrelationships of air quality measurements and to forecast episodes of air pollution;

- Receptor: considers the concentrations observed in a receptor point to estimate contributions of different emission sources.

Among the methods applied for odour impact assessment, the use of mathematical models to predict concentrations in ambient air downwind of the emission source is the most commonly used (Nicell, 2009). Consequently, the majority of odour regulations around the world nowadays are based on the application of the dispersion modelling (Capelli et al., 2013a). Dispersion models can consume less time and financial resources than measurement of odours in the field (Ranzato et al., 2012). Many modern dispersion models provide graphical results of concentration and frequency isolines (contour plots). The concentration isolines display the spatial distribution of odour concentrations in accordance with the permitted level of exceedance of this concentration (i.e. percentile). They are used to demonstrate where the maximum ground-level impacts occur. It is also possible to extract tabular results and perform statistical analyses specific by receptor point and to rank the calculated concentrations on receptor points. These outputs are relevant tools in forming a basis for assessing the extent and degree of odour impacts on a community and for the establishment of compliance with regulatory criteria (EHP, 2013; Nicell, 2009).

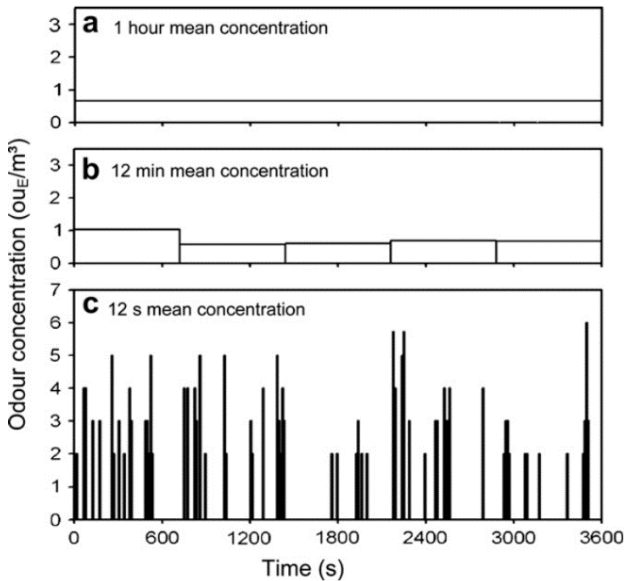
In general, the most common models used to simulate the dispersion of odorous compounds are those of Gaussian plume (e.g. AERMOD) and Gaussian puffs (e.g. CALPUFF) (Capelli et al., 2013a). AERMOD is a Gaussian plume model that considers no meteorological fluctuations within space and the time interval (wind field is homogeneous). Therefore, steady-state conditions are adopted for this period (Cimorelli et al., 2004; Cimorelli et al., 2005). CALPUFF is a multi-layer and multi-species non-steady state Gaussian puff dispersion model, which can simulate the effects of time and space-varying meteorological conditions with three-dimensional fields on pollutant transport, transformation and removal (Scire et al., 2000). Another model used for odour dispersion is AUSTAL2000. This model is a Lagrangian particle tracking air dispersion model that has implemented its own diagnostic wind field model. AUSTAL2000 takes into account the influence of terrain on the wind field and, consequently, on the dispersion of pollutants. In some jurisdictions, the use of a dispersion model, in particular, is not mandated. However, the model selected for assessments needs to be justified on a case-by-case basis.

3.4 Basic peak-to-mean theory

Because a typical human inhalation occurs on average in 1.6 s (Mainland and Sobel, 2006), odour episodes, characterized by high concentration peaks, frequently are experienced in the short term, exposing individuals living adjacent of odour sources to olfactory nuisances. Dispersion modelling is a recognized methodology for odour impact assessment, where two approaches can be adopted: (i) calculate hourly mean concentrations, which may underestimate odour concentration peaks and thus mask nuisances; (ii) calculate short-term odour concentrations from the one-hour mean values (Drew et al., 2007). Therefore, dispersion models, which generally calculate hourly mean concentrations of pollutants need to be adapted somehow to parameterize the short-term peak odour concentrations. In this sense, the peak-to-mean approach is a solution to parameterize short-term concentrations in dispersion models applied in several European countries as well as USA and Australia (Piringer et al., 2014). Early works on concentration fluctuations in atmospheric dispersion plumes were presented by Frank Gifford (Gifford, 1959, 1960), where the peak-to-mean ratio approach generally expressed the fluctuations (Ramsdell Jr and Hinos, 1971). Subsequently, Högström (1972) reported that despite the hourly mean odour concentration is lower than the OPT in some circumstances, odour concentration peaks above the OPT may occur during this period, leading to odour episodes. Figure 3.1 presents odour concentration values for different averaging times. For the one-hour mean value, the OPT (illustrated as $1 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$) is not exceeded. For the 12-min mean values, one concentration value is superior to the OPT. For short-term concentrations (12 s), values in the range of $5\text{--}6 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ can be expected, which means a distinct odour perception over several breaths. Figure 3.1 shows that the shorter the selected time interval, the greater the maximum concentration. For the shorter period, corresponding to 12 s, a new time series pattern is demonstrated. Over the 300 intervals of 12 s included in one hour, a certain percentage of null observations (i.e. concentrations equal to $0 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$) can be expected. The frequency of intervals different from zero is called intermittency (Schauberger et al., 2012a). Notably, odour episodes may occur at intervals of less than 12 s because the single breath by the human nose takes place in a fraction of seconds, characterizing an instantaneous perception. Therefore, the real odour peak concentrations that are experienced on receptors can be superior to the 12 s mean values reported in Figure 3.1. This demonstrates the relevance of the averaging time for the assessment of odour impacts (De Melo

Lisboa et al., 2006; Nicell, 2009). The peak-to-mean concept is the most widely adopted method for adapting long-term concentrations calculated using dispersion models into short-term concentrations. It is assumed that the determination of the peak concentration is more appropriate to describe the smell of the human nose than the average long-term value (De Melo Lisboa et al., 2006; Schauberger et al., 2012a; Sommer-Quabach et al., 2014).

Figure 3.1 – Timeplot of odour concentrations ($\text{ou}_E \text{ m}^{-3}$) for three intervals: (a) hourly mean concentration; (b) 12-min mean concentrations (c) 12-s mean concentration observed at a single receptor during a field inspection. The 12-s mean concentrations values were recorded and then used to calculate the 12-min mean and the hourly mean concentrations.



Source: adapted from Nicell (2009) by Schauberger et al. (2012a).

From the long-term mean concentration, short-term concentration can be calculated using the relation described by Smith (1973) (Piringer et al., 2015; Schauberger et al., 2012a):

$$C_p = C_m \times \left(\frac{t_m}{t_p} \right)^n \quad (3.4)$$

where, C_m and C_p are the concentrations for longer and shorter times, respectively (e.g. in odour units); t_m and t_p are the longer times (e.g. hours) and shorter times (e.g. seconds or minutes), respectively; and n is an empirical exponent (dimensionless) and ranges from 0.2 to 0.5 (Venkatram, 2002) or from 0.18 to 0.68 (Beychock, 1994). A value of $n = 0.28$ has been commonly used for this purpose, according to Nicell (2009). Other authors (e.g. Vieira de Melo et al., 2012) consider $n = 0.2$ as the most used value in the literature. The CALPUFF model manual also recommends the usage of 0.2 (Scire et al., 2000). The Australian regulatory model (AUSPLUME) usually inputs 0.2 for the exponent n (ERM, 2012). The utilization of a constant factor to mimic the human nose is a simplification since this number depends on the distance from the source, atmospheric turbulence (i.e. stability), intermittency, source configuration. For instance, values for high stacks are typically superior to 0.3, and for non-point sources values around 0.14 were reported (Freeman and Cudmore, 2002; Piringer et al., 2015; Schaubberger et al., 2012a; Sommer-Quabach et al., 2014).

According to Equation 3.4, a peak-to-mean factor is defined by $F = C_p / C_m$. As a result, F can be determined from the relationship $(t_m / t_p)^n$ that multiplies the concentrations (C_m) simulated by dispersion models to determine peak concentrations (C_p). The shorter the integration time, the higher the peak-to-mean factor F (Sommer-Quabach et al., 2014). For example, the air quality model AUSTAL2000, developed by the German Federal Environmental Agency (UBA), calculates one-hour mean concentrations and multiplying these values by a constant factor of 4 over all types of source, stability conditions and distances, then “odour-hours” are derived. If the ambient odour concentration exceeds the limit of 0.25 ou (odour threshold of 1 ou divided by the factor 4) this hour is computed as one odour-hour (TA-Luft, 2002).

3.5. Odour regulations

Full section available in Brancher et al. (2017) under the following numbering “6. *Odour regulations*”.

3.5.1 Brazil

The Brazilian National Environmental Policy, through the federal Law No. 6938:1981 (Brasil, 1981), launched the concept of environment, environmental quality degradation and pollution. Article 3 defines pollution as the environmental quality degradation resulting from

activities that directly or indirectly harm the health, safety and well-being of the population; create adverse conditions for social and economic activities; adversely affect the biota; affect the aesthetic or sanitary conditions of the environment; release materials or energy in disagreement with established environmental standards. Consequently, odour can be interpreted as a form of pollution for the provisions of the Law. Other legal documents address the issue of pollution similarly, as, for instance, Decree No. 76389:1975, which presents concepts about the prevention and control of industrial pollution (Brasil, 1975) and Article 225, from the Constitution of the Federative Republic of Brazil. Article 225 states that “every citizen has the right to an ecologically balanced environment, common use of the people and essential healthy quality of life, imposing to the government and society the duty to defend it and preserve it for present and future generations”. Based in this Article, the Public Ministry from Brazil already considered that odour pollution is a counteraction to a healthy quality of life and, therefore, actions to control odour-emitting sources were imposed mandatorily. Resolution CONAMA 436:2011 (Complements Resolutions No. 05:1989 and No. 382:2006) provides emission limits for air pollutants. The values are set by pollutant and industrial activity. The annoyance caused by odours beyond the boundaries of the site is only mentioned to cellulose manufacturing activities. Resolution 436:2011 delegates to the licensing environmental agency the power to set more stringent emission limits depending on local features of the area where the pollution source is located (CONAMA, 2011). Resolution No. 003:1990 of the National Environment Council (CONAMA, 1990) deals with air quality standards where maximum concentrations in ambient air for conventional atmospheric pollutants are set. However, odour limits are not incorporated. Article 7 remarks that other air quality standards, in addition to the pollutants considered in this Resolution, may be established by CONAMA, if necessary (Brancher et al., 2016).

In Brazil, the states have the autonomy to develop their own regulatory framework regarding air quality. Municipal laws can also be established; however, no city has a solid and objective odour regulation. The legislation of the states described below is used herein to exemplify the current Brazilian situation on odours.

Paraná

In the state of Paraná, the Resolution SEMA 016:2014, developed by the Secretariat of the Environment and Water Resources, can be

considered the reference-odour regulation in Brazil. This Resolution refers, in Article 12, that odour-generating facilities must be implemented to a distance considered sufficient to avoid olfactory nuisances in population centers (Paraná, 2014). Resolution SEMA 016:2014 was issued from the experience acquired in Resolution SEMA 054:2006, in which a maximum odour emission rate of 5×10^6 ou h⁻¹ was set for odour-emitting activities or a minimum efficiency of 85%, determined by olfactometry, for abatement systems. Consequently, Resolution SEMA 016:2014, currently in force, regulates the impact on receptors (i.e., immission protection) and no longer fix emissions at source. Nonetheless, criteria to provide an effective and concrete basis to conduct odour impact studies using dispersion models or field evaluations are not established (Brancher et al., 2016).

São Paulo

The Decree No. 59113:2013 (São Paulo, 2013), from state of São Paulo, sets air quality standards and gives related provisions for conventional airborne pollutants. However, odour pollution is not addressed. The Decree No. 8468:1976 (amended by Decree No. 54.487:2009), which deals with the prevention and control of environmental pollution, provides in Article 33 the prohibition of the emission of odoriferous substances in the atmosphere in amounts that may be perceptible outside the fence line of the facility. The verification of the perception that this article refers will be performed by qualified technicians in the field (São Paulo, 1976). Nonetheless, no other guidance is established for the definition of any method to conduct this confirmation (Brancher et al., 2016). Article 38 sets that odoriferous substances resulting from the following sources should be incinerated by afterburners or using other pollution control system, of equal or greater abatement efficiency: roasting and cooling of coffee, peanuts, cashew nuts and barley; autoclaves and digesters used for rendering; drying ovens or cure for painted, varnished or lithographed parts; asphalt oxidation; smoking meats or similar; sources of hydrogen sulfide and mercaptans; rubber regeneration.

The Environmental Agency of São Paulo State, CETESB, published a manual of licensing process for environmental impact assessment studies (CETESB, 2014). In this document, odours are referenced to the previous Article 33. Moreover, dispersion modelling recommendations are provided in Annex I. Regulatory dispersion models to be used are ISCST3 and AERMOD. However, these recommendations

fit to conventional pollutants. No specific guidance for odour dispersion is provided in this manual.

Santa Catarina

The state of Santa Catarina, through the Law No. 14675:2009 – Article 290, assigned to the Environment State Council (CONSEMA) the goal to regulate odour criteria and methodologies in a period of one year from the date of publication of this Law. Article 179 states that the definition of air quality standards should be provided in federal regulations, with responsibility given to CONSEMA to establish additional standards by those existing at the federal level (Santa Catarina, 2009). However, to date, methods and criteria related to environmental odours were not regulated for the state of Santa Catarina.

Consequently, up to the present time, specific regulatory instruments, at the federal or state basis, that fix criteria to define legal limits or target values of odour impacts are not set in Brazil. In addition, no specific national standards for sampling and analysis of odours, guidance or technical standards to conduct field impact studies and atmospheric dispersion modelling of odours are existent (Brancher et al., 2016).

3.5.2 United Kingdom

The legislative framework in the United Kingdom (UK)⁴, under which odours are currently controlled, are the following:

- Environmental Protection Act (EPA);
- Town & Country Planning Act (TCPA);
- Environmental Permitting regulations (EP) (England & Wales);
- Pollution Prevention and Control regulations and Waste Management Licensing regulations (PPC & WML) (Scotland and Northern Ireland).

The EPA applies to all business and trade premises, including industry, agriculture, waste management and wastewater treatment assets. However, in the case of activities are also regulated by conditions imposed upon a planning permission or in law under the EP (or PPC &

⁴ At the time of preparation of this paper the UK is in the process of leaving the European Union. Even though, the UK air quality regulations are still described herein as part of the European Union.

WML regulations in Scotland and Northern Ireland), frequently there will be a legal and procedural debate as to which piece of legislation should prevail (CIWEM, 2012). In the UK, “benchmark” odour criteria provided in the Integrated Pollution Prevention and Control directive (IPPC) are set in Appendix 3 (modelling odour exposure) of the H4 Odour Management (EA, 2011), as follows:

- $1.5 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ for odour emission sources as processes involving decaying animal or fish remains, processes involving septic effluent or sludge, biological landfill;
- $3 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ for intensive livestock rearing, fat frying (food processing), sugar beet processing, well aerated green waste composting;
- $6 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ for brewery, confectionery, coffee.

Accordingly, the limits are designated by offensiveness in three different levels (most offensive, moderately offensive and less offensive). The 98th percentile is applied to the hourly mean concentrations over a year ($F = 1$). Local factors may influence the values of the benchmark limits. If the local population, for instance, has already become sensitized, the C_t may be reduced by $0.5 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ (EA, 2011). Although, scientific support for this recommendation is not provided.

The use of the BAT is a prerequisite as control measures. Within the European IPPC legislation (Directive 2008/1/EC) and Industrial Emissions Directive (IED 2010/75/EU), the BAT Reference Documents, the so-called BREFs, define the BAT to reduce overall environmental impacts for a variety of sectors. To clarify, these documents are not only applied in the UK, but also across other members of European Community. Approved regulatory dispersion models applied for calculation of odour concentration in ambient air are Steady state Gaussian models (e.g. AERMOD, ADMS) and non-steady state Lagrangian models (e.g. CALPUFF and AUSTAL2000). To demonstrate the efficacy of the proposed BAT measures and to test uncertainties, dispersion models are run for different design and “what if” scenarios. Hourly meteorological data for a period of at least three, preferably five years, is required (EA, 2011). Other criteria exist for a diversity of odour assessment methodologies. Nevertheless, as previously stated, this work focuses on quantitative numerical standards for ambient air odour concentration calculated using dispersion modelling. Then, guidance – not described here – from other UK reports also provides technical background information on basic theory of odours, measurement

methods, odour management and control, planning purposes (EA, 2002; DEFRA, 2009, 2010; EA, 2010; SEPA, 2010; NIEA, 2012; Bull et al., 2014). Determination of odour concentration by dynamic olfactometry is performed using BS EN 13725:2003. The history of the beginning of the development of odour criteria in the UK during the early 90s can be found in Bull et al. (2014).

3.5.2 Germany

The German regulatory framework on air quality is based on provisions adopted by the European Union (EU) and, consequently, transposed into German law. This provides harmonisation between EU and Germany's air quality legislation. Additionally, provisions on air quality control at state level are also existent. The Act on the Prevention of Harmful Effects on the Environment Caused by Air Pollution, Noise, Vibration and Similar Phenomena, short Federal Immission Control Act (BImSchG - *Bundes Immissionsschutz Gesetz*) and its administrative regulations and implementing ordinances mainly drive the air quality control in Germany. All kinds of odours from any commercial facility are considered an annoyance, according to BImSchG. The Technical Instructions on Air Quality Control (TA-Luft, 2002) are an instrument for authorities to manage air pollution. TA-Luft has the aim to protect the general public and the neighborhood against harmful effects of air pollution on the environment and to provide precautions against harmful effects of air pollution to attain a high level of protection for the environment altogether. It contains, among other provisions, directives for the precaution against environmental detriments caused by odour. However, TA-Luft does not bring objective criteria for protection against odour episodes. This is observed within a specific national regulation called Guideline on Odour in Ambient Air (GOAA, 2008).

GOAA deals with odours necessarily arising from industrial and livestock facilities. Odorous gases from road traffic, domestic heating, vegetation, manure spreading, and similar sources are not included. The criteria defined in this guideline are based on the detection of recognizable odour and the odour-hour concept. Odours in ambient air may be recorded only if they can be identified during measurement in the field or in odour exposure prognoses by means of dispersion models. The concept of odour-hour is applied in the guideline VDI 3940 Part 1:2006 (VDI, 2006) where, "one odour-hour means one positively assessed single measurement. A single measurement has a positive result if the fraction of time during which an odour was unambiguously identified comes up

to or exceeds a predefined percentage value. This definition was derived from the general properties of the sense of smell, in particular its pronounced ability to adapt to stimuli. It is assumed that, although the summarized duration of all odour episodes is identical, many short excesses of the odour threshold in one measurement interval have a higher effect on odour annoyance than only a few continuous stimuli with a shortened effect due to adaptation. Consequently, the concept of odour-hours weights many short odour episodes more heavily than fewer long ones” (GOAA, 2008).

The assessment criteria are determined by exposure limit values in ambient air. As a rule, the odour exposure is classified as a severe nuisance if the total odour exposure (EXP_{tot}) exceeds the regulatory exposure limit value (EXP_{lim}) set, as follows:

- Residential and mixed areas: $0.25 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ at the 90th percentile;
- Commercial, industrial, agricultural areas: $0.25 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ at the 85th percentile.

These limit values, classified by the type of land use, are relative frequencies of odour-hours. A constant F of 4 is applied to address hourly mean values from short-time peak concentrations of 1 s. A concentration threshold of $1 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ is used, therefore, applying F , a $C_t = 0.25 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ for 1-h mean concentration is given. The EXP_{tot} is calculated, in this manner:

$$EXP_{tot} = EXP_{exist} + EXP_{add} \quad (3.5)$$

where, EXP_{exist} is the characteristic value of the existing odour exposure, and EXP_{add} is the expected additional odour exposure. The existing exposure is the odour exposure originating from the existing installation without the expected additional exposure caused by the development to be licensed. The characteristic value EXP_{exist} is computed for every assessment square of the area under investigation from the results of the grid measurements or dispersion calculation.

The exposure limit of the agricultural land use is applicable only to odours arising from livestock farming considering a nuisance-relevant characteristic value. Therefore, a nuisance-relevant characteristic value $EXP_{tot,nr}$ has to be calculated for the assessment of livestock farming-related odour. The $EXP_{tot,nr}$ value is then compared with the exposure limits to verify compliance. The value of $EXP_{tot,nr}$ results from the multiplication of the EXP_{tot} with the factor f_{tot} :

$$EXP_{tot,nr} = EXP_{tot} \times f_{tot} \quad (3.6)$$

The factor f_{tot} is calculated in accordance with Section 4.6 of GOAA. In the determination of f_{tot} , weighting factors (f) for individual types of animals, related to the offensiveness, are included. For poultry $f = 1.5$, for fattening pigs $f = 0.75$ and for dairy cows and young cattle the factor is $f = 0.5$. The typical odour frequency of animals not listed will appear without weighting factor in the calculation of f_{tot} . For different odours, the method of polarity profiles according to VDI 3940 – Part 4:2010 (VDI, 2010b) is included into the guideline for hedonic classification. If the hedonic tone of an emission is definitely pleasant, its contribution to the total odour exposure may be weighted by a factor of 0.5. Consequently, the benchmark exposure limit is reduced for unpleasant odours and increased for pleasant odours.

Environmental compliance is attained without further actions to a facility under examination if the total odour exposure (characteristic value of the expected additional odour exposure) using the 98th percentile does not exceed $0.25 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$. If this provision is respected, it can be assumed that the installation will not significantly increase the annoying effect of the current reality (i.e. existing odour exposure). This is called the criterion of irrelevance: the insignificance of the expected additional odour exposure.

The results of dispersion calculations are area-related values for the assessment squares according to the framework established by GOAA. Hence, to provide results in the classic form of concentration isolines are inadequate to this purpose. Dispersion modelling calculation is performed in line with the procedure described in Annex 3 of TA-Luft by using AUSTAL2000. This is the German regulatory dispersion model set by VDI 3945 – Part 3:2001 (VDI, 2001). If other dispersion models are applied, the authority should be consulted first.

3.6. Synthesis of odour impact criteria

Odour concentrations statistics are calculated by dispersion models and compared against a jurisdictional immission standard, the so-called odour impact criteria (OIC). Basically, the OIC are limits used to define compliance. Specifically, the time series of the ambient air odour concentrations is evaluated against one or more preselected OIC shaped by three components:

- i. Odour concentration threshold (C_i);
- ii. Threshold percentile compliance value (P) (sometimes specified as a threshold exceedance probability);

- iii. The averaging time (A_t) used to calculate concentrations within the atmospheric dispersion model.

If the OIC are specified with short time intervals relating for example to human nose response time, then a peak-to-mean factor (F) is normally required to adapt the odour concentration to the typically longer averaging times used in dispersion modelling. In some jurisdictions, peak-to-mean values are included in C_t values that are specified with longer term (e.g. 1-h) averaging times. The definition of specific values of C_t and P is greatly variable between jurisdictions and depends on technical and economic factors such as land use type, averaging time, industry type, offensiveness or hedonic tone of the odour and the olfactometry standard used to measure concentrations.

3.6.1. Odour concentration units

Most countries use units of European odour unit per cubic meter ($ou_E m^{-3}$) to distinguish between odour concentrations determined by the European standard EN 13725:2003 and other standards. The EN 13725:2003 standard is widely used around the world as the reference method for determining the odour concentration through dynamic dilution olfactometry, whilst some jurisdictions have adopted other standards. The provinces of the Netherlands apply a unique approach that involves the determination of the odour concentration (in $ou_E m^{-3}$) associated with a hedonic tone value (H), which is a relationship between suprathreshold odour concentration and the degree of (un)pleasantness. This implies that these results are expressed in $ou_E(H) m^{-3}$ in accordance with the Dutch standard NVN 2818:2005. The U.S. adopts the unit of dilutions-to-threshold (D/T) for field assessments and $ou m^{-3}$ for odour concentration determined under laboratory conditions using the ASTM E679-04 standard. Japan, China, South Korea, Taiwan also use D/T units derived from odour measurements using the Japanese triangular odour bag method as a reference, although each country has renamed its own standard. For instance, in South Korea, the determination of odour concentration is performed using the ADS test. In Denmark, the unit of $LE m^{-3}$ is found, and in the Netherlands $ge m^{-3}$ used to be applied.

Conceptually, 1 $ou_E m^{-3}$ can be considered equivalent to 1 $ou m^{-3}$, 1 ou , 1 $LE m^{-3}$, 1 D/T and 0.5 $ge m^{-3}$ as these units of concentration are all determined using standards that use the concept of the odour detection threshold. However, differences in concentration may occur across these

units due to differences in the standard methods used to measure this threshold (RWDI Air Inc, 2005).

Both similarities and differences can be found when comparing the odour concentration measurement standards EN 13725:2003 (Europe) and ASTM E679-04 (U.S.), for example (McGinley and Mann, 1998). The flow rate of air from the olfactometer ports to the assessors is standardized at 20 l min^{-1} within EN 13725:2003. The port should be shaped in such a way that the air velocity across its opening is at least 0.2 m s^{-1} . It is recommended that the presentation face velocity of air from the cup be kept below 0.5 m s^{-1} to avoid discomfort to the assessors. Generally, rounded glass tubes are used (mask dimension: 3–5 cm) (CEN, 2003). ASTM E679-04 recommends different values for face velocity and mask dimension. Moreover, ASTM E679-04 specifies a minimum flow rate of 3 l min^{-1} but does not specify a maximum value. The flow rate of 20 l min^{-1} used in the European standard is therefore consistent with the American standard (Mahin, 2003). However, the different air flow rates allowed by ASTM E679-04 may lead to results in the measured odour concentrations that are not consistent with concentrations measured by EN 13725:2003.

Another difference that may occur between standards relates to the protocols used to assess the odorous air presented to assessors. Currently, methods commonly used in Europe, the U.S., Australia and New Zealand include the yes/no-choice method and the forced-choice method (triangular and binary presentation). Discussion continues in the scientific community regarding which is the superior method, although both are currently accepted by EN 13725:2003 and AS/NZS 4323.3:2001. Bokowa and Bokowa (2014a), for example, argue that the triangular forced-choice method is statistically the most accurate method. This method, however, has the disadvantage of taking a longer time to perform analysis than the yes/no method. This increases the possibility of olfactory fatigue in assessors. Over time, this may result in less accurate concentration measurements. In some South East Asian countries such as Japan and South Korea, a method referred to as the Direct Triangular Bag Method is used (Bokowa and Bokowa, 2014a). In this method, assessors sniff the bags containing different dilutions of the odour sample directly. Sample concentration is subsequently determined from the dilution ratio at which the odour can no longer be detected using human olfaction.

Differences in the order of dilutions presented to assessors may also be present amongst standards. For example, EN 13725:2003, ASTM E679-04 and AS/NZS 4323.3:2001 use an ascending or random concentration series to determine odour detection thresholds with a

dynamic dilution olfactometer while the methods used in some Asian countries, such as Japan, use a descending concentration (increasing dilution) series for odour evaluations (Bokowa and Bokowa, 2014a).

Differences also exist in the reference odorants used in concentration measurement standards. The Danish standard, for example, uses both H₂S and n-butanol as reference odorants, while the European standard EN 13725:2003 uses only n-butanol. The Japanese method requires assessors to undertake an aptitude test using five standard odorants to ensure that people selected for assessing panels do not have olfaction abnormalities.

As stated previously, primary factors of the EN 13725:2003 standard are the quality criteria for trueness and precision (repeatability). These criteria are linked to standard values of a single odorant (i.e. n-butanol). Whenever an odour laboratory meets the mandatory conditions for n-butanol, the quality level is transferable to other environmental odours (Klarenbeek et al., 2014). In the work of Klarenbeek et al. (2014), the statistical analysis of odour from 33 sources totaling 412 odour measurements, distributed in 10 proficiency tests, established that laboratories, panels and panel sessions have components of variance that significantly differ between n-butanol and other odorants ($\alpha = 0.05$). Their results do not support the transferability of the quality criteria, as determined on n-butanol, to other odorants. Klarenbeek et al. (2014) recommend the reconsideration of the present single reference odorant as laid down in EN 13725:2003.

Field olfactometers also have similarities and differences that can lead to variations in the measured odour concentration. This is the case of odour concentration determined using a Nasal Ranger (St. Croix Sensory Inc., USA) when comparing to a Scentroid SM100 (IDES Canada Inc., Canada), for example.

3.6.2. Application of OIC

The adaptation of the criteria for a given level of protection is accomplished in three ways, as follows:

- i. Adjust P (frequency related to a percentile);
- ii. Adjust C_t (odour concentration threshold);
- iii. Adjust E (hedonic value related to the emissions).

In Germany, the C_t is assumed as a constant value, whereas the P is used to set the criteria for a certain location and offensiveness. Other countries use a constant P and modify the C_t for adjusting the criteria to

the required level of protection. In this regard, Germany is the only country where the P values can be adapted depending on the hedonic tone of the odour by using the polarity profile method. Consequently, other jurisdictions adapt the C_t to the offensiveness. On the other hand, Dutch jurisdictions (e.g. North Brabant) adjust E for hedonic tone by using hedonic tone normalised emissions. The analysis of the international regulatory framework on odour criteria based on maximum impact standard approach allowed to identify basically three different groups:

- i. High odour concentration thresholds combined with high percentiles (e.g. $C_t = 10$ ou; $P = 99^{\text{th}}$);
- ii. Low odour concentration thresholds combined with low percentiles (e.g. $C_t = 1$ ou; $P = 90^{\text{th}}$);
- iii. Low odour concentration thresholds combined with high percentiles (e.g. $C_t = 1$ ou; $P = 99^{\text{th}}$).

The first two groups were also identified by Sommer-Quabach et al. (2014). The third group can be considered the most restrictive and conservative, with use intended mainly for new installations, highly sensitive locations, intermittent emissions and most offensive odours.

In Australia, Belgium, Netherlands, U.S., Spain, Italy, Canada and Brazil the states have autonomy to develop their own odour regulations. In other countries (e.g. Chile, Colombia, Germany, Austria, France, UK, Denmark, Ireland, New Zealand, Israel) odour criteria are established under the national scope. Odours are not regulated at the level of trading blocs such as the European Union. Colombia, UK, Catalonia (Spain) and Panama have similar approaches (offensiveness based) to limit offsite impacts of odours; it appears that H4 Odour Management (from the UK) was used as reference to develop the criteria of these other jurisdictions. Countries such as Germany, Ireland, Belgium distinguish the criteria taking into account the offensiveness of different animal species. Other countries select the criteria depending on the desired level of protection, mostly defined by the zoning of residential areas (Sommer-Quabach et al., 2014). In this respect, there is a tendency to have the lowest C_t for residential areas and higher C_t for regions with intensive industrial and agricultural operations. Likewise, existing installations can be expected to have higher C_t , while for new facilities lower C_t . The limits embrace the different functions of the affected area, with more attention given to activities that tend to occur in a cleaner air environment (Nicell, 2009). German regulation explicitly considers background odour concentrations for impact assessments, called in GOAA (2008) the “characteristic value of the existing odour exposure”. For some situations, the Netherlands

considers the cumulative effects due to clusters of odour sources as in Flanders for clusters of livestock facilities. Germany also discusses the accumulating effect of combined odour sources. For instance, in scenarios where the lines of minimum separation distances of various adjacent livestock farms meet or overlap, or if other emission sources are nearby.

Thresholds of $0.25 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ (Germany) and $35 \text{ ou}_E \text{ m}^{-3}$ (Netherlands) and 85th, 90th, 99.99th and 100th percentiles were found. In the Netherlands (provinces) limits from $0.05\text{--}100 \text{ ou}_E(\text{H}) \text{ m}^{-3}$ are used. The F considered to estimate the perception of short-term impressions by the human nose also greatly varies from country to country and can assume values of 1 (i.e. without peak-to-mean assumption or embedded in the C_t hourly mean value), 10 (e.g. Queensland) and 45 (e.g. for A and B stability classes in Hong Kong). The result of such divergent F factors is reflected in averaging times from 1 s to 1 h. Only Austria, to our knowledge, applies a peak-to-mean concept which varies dynamically depending on both atmospheric stability and distance from the emission source. Therefore, F decreases with increasing distance from the source, caused by turbulent mixing. This decrease with distance effect is stronger for unstable conditions and is less pronounced for stable conditions (Piringer et al., 2015). Hong Kong, Israel and Manitoba (Canada) use F only depending on atmospheric turbulence (stability classes), but Manitoba for simplification and practical reasons recommends the usage of a constant factor. Therefore, this variability of odour exposure limits demonstrates the lack of harmonisation among jurisdictions for the selection of odour impact criteria (maximum impact standard), without even mentioning other types of criteria. According to Griffiths (2014), this lack of agreement constitutes a noteworthy gap in best-practice standards for odour impact assessment methodology, and creates a considerable risk of poor assessment results.

Consistent with the review presented in this work and to our knowledge, the exposure limits used in Denmark and Norway are the only ones to apply a monthly percentile. All other jurisdictions apply percentile values on an annual basis. In the latter case, some regulations are not clear if the criterion is applied for individual years or over the set of meteorological years. This is a very serious issue as inter-annual variability in meteorology can lead to different impact patterns. Moreover, for dispersion modelling studies conditioned to permits, some regulations set 1 year as a minimum of meteorology (e.g. Manitoba) to perform the simulation while others require 10 years of weather data (e.g. Netherlands). The utilization of the BAT is required by most jurisdictions, especially in the European Union and North America, as a mandatory

prerequisite for the acquisition of environmental permits regardless of compliance with odour criteria.

Another area of difference in OICs relates to the number of percentile thresholds applied. Most jurisdictions use the single percentile concept. However, some jurisdictions (e.g. New Zealand, Quebec, City of Boucherville, Austria and historically Western Australia utilize a multi-percentile concept. Griffiths (2014) shows that a multi-percentile criterion is conceptually better suited for capturing the influence of both the frequency and intensity dimensions of nuisance odour than a single percentile criterion. A well designed and calibrated multi-percentile criterion framework should in principle have better skill in predicting odour nuisance incurred by both acute and chronic odour exposure conditions and variations of these conditions. Furthermore, some jurisdictions recommend that the odour impact is assessed using a risk matrix (e.g. state of Victoria – broiler farms, Norway – KVALUR method). These examples use the multi-percentile concept to delineate zones of different impact risk.

3.6.3. Summary of OIC

A selection of impact criteria used in international jurisdictions to regulate odour is summarized in Table 3.3. Some of the criteria may have been revoked or will be updated in the near future. Current information about the odour impact criteria (OIC) detailed in Table 3.3 can be found in Section 6. As discussed, special emphasis was placed on investigating and comparing immission limits based on time series of odour concentration calculated by atmospheric dispersion models. Indeed, the comparison of model-predicted odour concentration statistics against OIC is identified as one of the most common tools used by regulators to evaluate the risk of odour impacts at sensitive receptor locations in planning stage odour impact assessments and is also used to inform assessment of odour impacts of existing facilities. This type of criterion is defined as maximum impact standard approach and provides immission protection.

Table 3.3 – International regulatory framework on odour impact criteria (maximum impact standard) based on time series of ambient air odour concentration calculated by dispersion models. C_t : odour concentration threshold; P: percentile (compliance frequency); A_t : averaging time; F : peak-to-mean factor. When F is equal to one (1), short-term concentrations are not considered, no recommendations for calculating short-term values were established in the regulations or F is embedded in the hourly mean value.

Jurisdiction	Odour impact criteria		A_t	F	Protection level	Reference	
	C_t (odour units)	P (%)					
Australia	0.5				Wake-free stacks	EHP (2013)	
Queensland	2.5				Ground-level sources and wake-affected stacks		
	1.0	99.5	1 h	1	Meat chicken farms	Boundary of a non-rural zone Sensitive land use rural zone	DAFF (2012)
New South Wales	2				pop. ≥ 2000		
	3				pop. ~ 500		
	4	99	1 s	a	pop. ~ 125	At the nearest existing or likely future offsite sensitive receptor based on population density	DEC (2006)
	5				pop. ~ 30		
	6				pop. ~ 10		
South Australia	7				pop. ≤ 2		
	2				pop. ≥ 2000		
	4	99.9	3 min	b	pop. ~ 350	At the nearest existing or likely future offsite sensitive receptor based on population density	SAEPA (2007)
	6				pop. ~ 60		
	8				pop. ~ 12		
	10				pop. < 12		

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference
	C _t (odour units)	P (%)				
Victoria	1	99.9	3 min	b	At or beyond the fence line	EPA Victoria (2001)
	5				Animal husbandry (at or beyond the fence line)	
Western Australia	2 and 4	99.5 and 99.9	3 min	b	Sensitive receptors	DEP (2002)
Tasmania	2	99.5	1 h	1	At or beyond the fence line	EPA Tasmania (2004)
New Zealand	1	99.5 ^c	1 h	1	High sensitivity (unstable to semi-unstable)	MfE (2003)
	2 and 5				High sensitivity (neutral to stable)	
	5–10				Moderate sensitivity (all conditions)	
	1	97			Spa areas	
Austria	1 and 5–8	92 and 97	1-5 s	d	Residential areas	OAW (1994)
Hungary	3–5	^e	^e	^e	Separation distances nearby odour sources	Cseh et al. (2010)

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference	
	C _t (odour units)	P (%)					
	5–10	99 ^f	1 min	7.8	Industries	Sensitive receptors	DEPA (2002)
Denmark	5						
	7	99 ^f	1 h	1	Livestock farms	Urban and recreational zones	DEPA (2009)
	15					Conglomeration in a rural zone	
						Individual properties	
Norway	1	99 ^f	1 h	1	Residencial areas: at the nearest neighbor		KLIF (2013)
	2				Industrial areas: at the nearest neighbor		
Israel	1, 5, 10	98 99.5 100	10 min	^h	C _t and P are set based on the land use type and new or existing facilities		IMEP (2013)
Hong Kong	5	100	5 s	^h	Nearest sensitive receptors		EPD (2016)
Italy							
Lombardy	1						
	3	98	^g	2.3	Sensitive receptors: new and existing facilities		Regione Lombardia (2012)
	5						
Puglia	1, 2, 3, ...	98 99.9 100	^g	2.3	WWTP: sensitive receptors, type of land use, new and existing facilities		Arpa Puglia (2014)

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference					
	C _t (odour units)	P (%)									
France	5	98	1 h	1	Composting facilities	Sensitive receptors	JORF (2008)				
	5	98			Existing facilities	JORF (2003)					
	5	99.5			Rendering	New facilities					
Ireland	1.5	98	1 h	1	All situations	Target value	EPA Ireland (2001)				
	3				New pig production units	Limit value					
	6				Existing pig production units	Limit value					
Netherlands	0.5	98	1 h	1	WWTP built after 1996	Residential areas	VROM (2007)				
	1.0					Industrial areas					
	1.5				WWTP built before 1996	Residential areas					
	3.5					Industrial areas					
	3 (0.1–14)				98	1 h		1	Livestock	Within a concentration area, within the built-up area	VROM (2006)
	14 (3–35)									Within a concentration area, outside the built-up area	
	2 (0.1–8)									Outside a concentration area, within the built-up area	
8 (2–20)	Outside a concentration area, outside the built-up area										

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference
	C _t (odour units)	P (%)				
Netherlands	2.5				Forage dryers	
	0.7				Livestock feed industry: new facilities	
	1.4				Livestock feed industry: existing facilities	
	5				Bakeries and pastry	
	1.5				Slaughterhouses	
	2.5	98	1 h	1	Meat processing	
	>2.5, >5 or ≤ 2.5				Cocoa beans processing industry	
	3.5				Coffee roasters	
	1.5				Breweries	
	1.5				Composting of organic waste: new facilities	
	3.0				Composting of organic waste: existing facilities	InfoMil (2014)
		1 and 5	98 and 99.99			New facilities
	2 and 10	98 and 99.99	1 h	1	Asphalt mixing plants	Existing facilities
	5 and 25	98 and 99.99			For situations where the above values are not reasonably feasible or receptors are located in an area of less protection	

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference
	C _t (odour units)	P (%)				
Netherlands	1.5	98	1 h	1	Composting of green waste	InfoMil (2014)
	3	99.5				
	6	99.9				
Flevoland Gelderland Groningen North Brabant Overijsse Zealand South Holland	0.05–100	95– 99.99	1 h	1	Industrial facilities	New and existing facilities, sensitive receptors. The C _t is associated with a hedonic tone value InfoMil (2016)
UK	1.5 3 6	98	1 h	1	Most offensive Moderately offensive Less offensive	EA (2011)
Spain						
Catalonia	3 5 7	98	1 h	1	Most offensive Moderately offensive Less offensive	DMAV (2005)
Colombia	3 5 7	98	1 h	1	Most offensive Moderately offensive Less offensive	MINAMBIENTE (2013)

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference
	C _t (odour units)	P (%)				
Panama	3				Most offensive	URS Holdings (2006)
	6	e	e	e	Moderately offensive	
	10				Less offensive	
Germany		98			Irrelevance criterion	TA-Luft (2002) GOAA (2008)
	1	90	1 s	4	Residential and mixed areas	
		85			Commercial, industrial, agricultural areas	
Belgium						
Walloon	3				Composting facilities: nearest dwellings	Gouvernement wallon (2009)
	6	98	1 h	1	Piggeries facilities: nearest receptors	
	10				Poultry facilities: nearest receptors	
Flanders	0.5				Industries: high sensitivity target moderate sensitivity low sensitivity	Very unpleasant odours LNE (2008) VITO (2012)
	2					
	3					
	2	98	1 h	1	Industries: high sensitivity limit moderate sensitivity low sensitivity	
	5					
10						

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A _t	F	Protection level	Reference	
	C _t (odour units)	P (%)					
Flanders	1.5				Industries: target	high sensitivity	
	3					moderate sensitivity	
	5					low sensitivity	More pleasant odours
	3				Industries: limit	high sensitivity	
	5					moderate sensitivity	
	10					low sensitivity	
	0.5	98	1 h	1	Single livestock farm	Target	New facilities
	1					Limit	
	1.5					Limit	Existing facilities
	3				Clusters of livestock farms	Target	All land uses
3				Limit		Highly sensitive receptors	
5				Limit		Resid. w/ rural character	
10				Limit		Rural areas	
Canada							
Quebec	1 and 5	98 and 99.5	4 min	1.9	Composting and biogas activities: first sensitive receptors		MDDEP (2011) MDDEP (2012)

Table 3.3 (continued).

Jurisdiction	Odour impact criteria		A_t	F	Protection level	Reference
	C_t (odour units)	P (%)				
City of Boucherville	10 and 5	100 and 98	4 min	1.9	All facilities: first sensitive receptors	Boucherville (2008)
Manitoba	2 and 7	100	3 min	2.3	Residential areas Industrial areas	Manitoba Conservation (2006)
Ontario	1	99.5	10 min	1.65	Existing facilities: sensitive receptors	Ferguson and Tebbutt (2015)

a) Fixed peak-to-mean factors (F) are dependent upon the type of source, atmospheric stability and distance downwind.

b) No guidelines are provided to determine F for an integration time that deviates from 1-h mean value.

c) The baseline P is 99.5th, although 99.9th is also used to assist in the evaluation of model results depending on the type of source and consistency of emission data (MfE, 2003).

d) Variable: F dynamically depends on the distance from the source and the atmospheric stability (Piringer et al., 2014; Piringer et al., 2015; Piringer et al., 2007; Schauburger et al., 2000, 2013). In certain circumstances, a constant factor ($F = 4$) used in Germany is adopted.

e) No guidelines are provided to P, A_t and F .

f) The maximum monthly 99th percentile should be extracted to verify compliance with the criterion.

g) There is no mention to the short-term A_t derived from hourly values by using a $F = 2.3$.

h) F depends on the Pasquill-Gifford atmospheric stability classes. See Section 6.4.4 and 6.5.3.

3.7. Summary of regulatory approaches and critical discussion

To provide a comprehensive collection of regulatory approaches and deliver a critical thinking and recommendations of the subject, the following topics with questions and answers are presented.

3.7.1. Why has odour regulation proved so challenging to establish and match with community expectations?

The primary goal of odour regulatory frameworks is to limit odour exposure in the community to levels that protect amenity in both the short and long term, thus avoiding complaints. However, as noted in EA (2002) the processes leading from odour formation to annoyance and loss of amenity in the community are complex and depend on many factors that affect both perception and appraisal of odour.

The processes that start with the emission of odour from a source and end in complaints are summarised by Pullen and Vawda (2007) as:

- Estimation of odour release value;
- Dispersion modelling to estimate the odour exposure;
- Correlation of the predicted exposure against the expected degree of annoyance, and;
- Correlation with negative coping behaviors (nuisance and complaint).

Factors that contribute to difficulties in establishing robust predictive tools for assessments of proposed works arise at all stages of this source – pathway – receptor model of impact and include the following challenging areas.

Difficulties in estimating odour emission rates

Reliable characterisation of emissions for input into dispersion models is crucial for robust calibration of exposure criteria against metrics of annoyance such as complaints. These measurements can be difficult to obtain, however, due to:

- Difficulty in establishing concentration and flow-rates for the often fugitive or diffuse nature of emissions;
- Difficulty in characterising temporal variations in emissions due to process variations and weather;
- Significant variability in results depending on equipment used for sampling for some source types such as area sources;

- The lack of equipment available for accurately monitoring odour emissions in real time;
- The significant levels of uncertainty in the concentration measurement process via dynamic olfactometry.

These difficulties are perhaps even more pronounced for planning stage assessments as measurements are not able to be undertaken and exact details of the technology used, process conditions, throughput and management practices are often not available. In such cases, the use of conservative emissions models may be warranted.

Uncertainties in dispersion modelling

Difficulties in accurately predicting odour exposure via dispersion modelling also occur due to uncertainties in the modelling process. These can occur due to:

- Different methods used to generate meteorology, including the use of observations and prognostic meteorological models;
- Difficulties in some models in handling particular meteorological conditions such as light-wind calms;
- Sensitivity of model output to model settings;
- Differences in the physics assumed by regulatory models;
- Differences in the treatment of peak-to-mean considerations for odour modelling.

The uncertainties associated with odour modelling are treated in depth by Pullen and Vawda (2007). These authors noted that new generation models can vary by up to a factor of 8 in output for high percentile calculations with significant wake effects.

Correlating exposure to annoyance

Calibration of OICs for predictive modelling depends upon linking exposure to annoyance and complaints. However, perhaps the largest difference noted in this review in predictive assessment tools used by jurisdictions relates to the threshold and percentiles of OICs used for dispersion modelling assessments for this purpose. OICs – in the simplest form – only addresses the Frequency and Intensity dimensions of FIDOL, via the percentile and threshold parameters. As noted by Griffiths (2014), single percentile criteria in common use by jurisdictions may have significant shortcomings in ability to align well with even these two FIDOL dimensions, with a multi-percentile concept suggested as a way of mitigating these shortcomings.

The hedonic tone (offensiveness) FIDOL dimension is accommodated in OICs by some jurisdictions by applying adjustments to the threshold parameter or emissions (the Netherlands). Similarly, receptor sensitivity adjustments for the Location dimension of FIDOL are included by some jurisdictions. However, the addition of these parameters adds further complexity to attempts to robustly calibrate criteria via dose-response studies.

As noted by EA (2002), individual responses to odour exposure are highly personal and subjective in nature and factors influencing responses extend beyond the simple FIDOL dimensions of nuisance odour. Appraisal of a particular exposure event may, for example, be influenced by factors such as:

- Personal history of exposure to the same or similar odorants;
- Personal connection with the facility responsible for the odour source;
- Olfactory memories;
- The psychological impressions of events associated with those exposure events,
- Mood;
- Personal coping strategy, and
- Physical attributes including age, health, gender and genetics.

No valid model to comprise these and other factors and predict annoyance is currently available. Even if such a model existed, considering the number of variables involved, it would be questionable whether such an analytical prediction of the annoyance would indeed be feasible and valid. Therefore, dose-response relationships, established through real case studies, aim to establish the link between the percentage of people annoyed and calculated exposure to odours (Hobson and Yang, 2014).

Net effect of factors

The factors described above have contributed to the challenges for regulators to establish clear causal links between emissions at source, exposure, and nuisance leading to complaints. These factors have, in the view of the authors, contributed to the significant diversity present in jurisdictional OICs used for predictive dispersion modelling and also other aspects of odour regulation. Many of these factors relate to properties inherent to odour and are not present for classical air pollutants such as particulates or hydrogen sulphide.

3.7.2. How have different regulatory regimes drawn evidence from communities, regulators and other countries to determine acceptable limits?

A variety of approaches have been used by jurisdictions in setting regulatory odour limits. Dose-response studies correlating model-predicted exposure statistics to population response, for example, have traditionally provided a desirable means of calibrating modelling OICs for a given level of protection (e.g. Miedema et al. (2000)). Exposure limits in countries as Netherlands, Germany, UK were determined in this fashion. However as demonstrated in this review, OICs in current use are often based on a single concentration percentile and a consensus as to which percentile value optimally delineates nuisance odour boundaries has yet to be reached. This has posed a significant problem for researchers undertaking dose-response studies and has contributed to a diversity of OICs that can calculate significantly different distances for similar levels of protection (Griffiths, 2014; Schauburger and Piringer, 2012a; van Belois and Both, 2004).

In some jurisdictions, logical considerations are used to set OIC values. The Australian state of Queensland, for example, notes that the 99.5th percentile value used in its criterion is a statistical parameter that filters out extreme values (EHP, 2013). The accompanying threshold value of 5 ou with a nose-response averaging time is selected on the basis that this level of odour can cause general annoyance. This threshold is subsequently converted to hourly averaged concentrations of 2.5 ou for ground-level sources and wake-affected stacks and 0.5 ou for wake-free stacks on the basis of peak-to-mean arguments.

Health-based exposure limits are sometimes used for single chemical species (e.g. NSW) where these are more conservative than the amenity-based limits. As noted elsewhere in this document such limits are also applied to determine appropriate stack emission limits in some jurisdictions (e.g. NSW).

Correlation of immission data collected via field observations with empirical indicators of nuisance is desirable but is difficult to undertake due to the resources and time periods required to obtain the necessary data. Difficulties also exist in determining the precise manner in which the several dimensions of collected immission data (e.g. frequency, intensity, hedonic tone) relate to nuisance effects. However, in a study spanning a number of years, immission limits for ambient air in Germany were determined by comparing odour field data collected by panelists with community responses (Sucker et al., 2008a; Sucker et al., 2008b).

Unusually for a jurisdiction, these limits also provided the basis for the percentile and threshold values in German OICs for modelling (Janicke et al., 2004) and direction-dependent separation distance equations for intensive livestock operations (Schauberger et al., 2012b).

3.7.3. Summary of approaches used by jurisdictions

The categorization of the five main approaches used to assess odour impacts within the odour regulations reviewed in this work is presented in Table 3.4. When a jurisdiction appears in two or more places, that is because this jurisdiction uses more than one approach to assess odour impacts. Therefore, the categories are not mutually exclusive so one jurisdiction can use different tools for different situations. Table 3.4 is not intended to provide the complete categorization of all approaches used by the jurisdictions but examples of how the categorization is addressed.

Currently, another issue facing policymakers is the heterogeneity of regulatory approaches due to different lines of thoughts adopted, as shown in Table 3.4. Despite the difficulties and complexities involved in the field of environmental odour, besides the asymmetry and lack of harmonization between the jurisdictional odour impact criteria, standardized methods of sampling, analysis and impact assessment combined with scientifically supported and well-defined objective and quantitative exposure criteria, along with the use of BAT and the application of FIDOL principles, can build a consistent basis for setting harmonious regulatory approaches. These endeavors can make implementing odour regulations increasingly affordable.

Furthermore, relevant authorities and regulators should be committed to the cause to establish public policies. Regulatory processes, generally, are time-consuming and must go through a review process and extensive discussion. Accordingly, this work is an opportunity to narrow the methodological gap between the actual regulations and make this complicated process more tangible and accessible. Consequently, the establishment of regulations to adequately protect citizens can be accessed more readily. Although, within conventional air pollutants, which is a more evolved field when comparing to odours, constant progress is observed. Additionally, even more people desire a progressively healthy environment demanding more stringent air quality standards every day. Thus, the challenge is also continuous within the odour field and need to be faced day after day.

Table 3.4 – Examples of jurisdictions that use one or more of the five approaches for odour assessment.

Approach	Description	Jurisdiction
Maximum impact standard	Odour	Canadian jurisdictions, Chile, Colombia, U.S. jurisdictions, Panama, Paraná (Brazil), UK, Germany, Austria, Lombardy (Italy), Puglia (Italy), Ireland, Netherlands, Israel, Taiwan, Hong Kong, South Korea, China, Japan, Australian jurisdictions, Hungary, Belgian jurisdictions, Catalonia (Spain), Denmark, Belgian jurisdictions, France, Austria
	Odour-related individual chemicals	Canadian jurisdictions, Colombia, U.S. jurisdictions, São Paulo (Brazil), Panama, South Korea, Japan, Australian jurisdictions, Australian jurisdictions, Denmark, Puglia (Italy)
Separation distance standard	Variable	U.S. jurisdictions, Paraná (Brazil), Austria, Netherlands, Australian jurisdictions, Belgian jurisdictions, Denmark, Belgian jurisdictions, Canadian jurisdictions, Austria, Germany
	Fixed	Canadian jurisdictions, U.S. jurisdictions, Netherlands, Hong Kong, Australian jurisdictions, Germany
Maximum emission standard	Odour	France, Italian jurisdictions, China, Australian jurisdictions, Denmark, Germany
	Odour-related individual chemicals	Chile, Panama, Brazil (federal), Puglia (Italy), China, Japan, Australian jurisdictions
Maximum annoyance standard	Number of complaints	U.S. jurisdictions, Wellington (New Zealand)
	Annoyance level	New Zealand
Technology standard	BAT	European countries, Canadian jurisdictions, U.S. jurisdictions, Australian jurisdictions, New Zealand, Saudi Arabia, Colombia

In summary, this work supports that of other researchers in concluding that numerous areas require additional research to improve standardisation and harmonisation of odour impact criteria or limits across jurisdictions (Piringer et al., 2016; van Belois and Both, 2004).

3.7.4. Integrated multi-tool strategy for odour assessment

The regulation of environmental odour proved to be a complex and challenging matter to face for several reasons, as the strict connection with human appraisal. The human response to odours is essentially subjective in nature. The appraisal is influenced by many factors as previously described (e.g. emotion, olfactory memories, individual sensorial perception, gender). Besides, a diversity of approaches to assess and manage odour impacts to avoid nuisance are used under the international regulatory framework.

Unlike noise, there are no “simple” instruments which can be used to accurately measure odours in the field. Practitioners should try, however, to evaluate actual and potential odour impacts in an objective and impartial way. Thus, that will be fair and reasonable to both site operators and sensitive receptors (DEFRA, 2010). When comparing odours with conventional air quality pollutants, conventional pollutants are often assessed using a single tool. Nevertheless, the preference towards combining different tools for odour assessments is also an aspect that distinguishes this type of pollutant from the others (Bull et al., 2014). Currently, successful legislations use a combination of approaches with different tools and methods to address odour issues. In this work, an integrated multi-tool strategy for odour assessment studies is recommended. These studies are encompassed into three categories, which form the integrated multi-tool strategy, as follows (adapted from Bull et al. (2014)):

Predictive:

- Qualitative: risk-based assessments using Source-Pathway-Receptor concept;
- Semi-quantitative: screening models, look-up tables and nomographs;
- Quantitative: atmospheric dispersion models.

Observational/Empirical:

- Monitoring of odour in ambient air: sensory (field panel sniff testing, field olfactometry), chemical compound analysis (H₂S, NH₃, VOCs), and sense-instrumental methods (electronic noses);
- Human panels: plume and grid methods using assessors;
- Actively using the community as the sensor: odour diaries and community surveys;
- Passively using the community as the sensor: complaints analysis.

Mitigation/Control:

- Minimize and control odour impact risks: BAT, management plans, proactive measures, source emission limits.

We concur with previous assessment framework reviews (e.g. (Bull et al. (2014); DEFRA (2010); RWDI Air Inc (2005))) that relevant elements of assessment frameworks are:

1. Impact assessment of new proposals: predictive tools such as OIC modelling and fixed and variable separation distance equations are amongst the few useful tools available for assessment of new "green-fields" proposals or expansions of existing sites;
2. Impact assessment of existing facilities: observational and empirical data tools indicating if an odour issue is present from an existing site such as complaints analysis, community surveys and odour field studies such as plume and grid methods;
3. Mitigation and control plans: tools to assist industry to minimize and manage odour impact risks once proposed facilities become operational: BAT, source emission limits and robust pro-active odour management plans.

Impact assessment of new proposals and impact assessment of existing facilities are the groups that fit into the scenarios that practitioners will need to consider in most situations. Although, practitioners can also face scenarios that will need to contemplate risk mitigation plans. In comprehensive or complex situations, the three scenarios can be addressed.

As listed, Category 1 tools aren't the best for Category 2, and Category 2 tools are not available to be used for new proposals like Category 1 tools – they are quite distinct in purpose. Neither Category 1 or Category 2 tools can assist Category 3 goals. Therefore, a diversity of tools is not necessarily a sign of non-optimum regulatory framework. In fact, it can be the opposite and be indicative of a mature and effective framework.

Consequently, where feasible, as a best practice measure, it's recommended to use multiple methods and tools under an integrated strategy. Different assessment methods and tools are not mutually exclusive, opportunely. Using them in combination individual limitations can be minimized and, consequently, increase confidence in the overall conclusion (Bull et al., 2014). Assessments are certainly stronger when multiple lines of convergent evidence support each other. For instance, field inspection data supports complaints data which are inside calculated separation distances, and poor levels of technology are present in the industry. This humble example demonstrates that an integrated strategy consisting of multi-tools is much stronger than any individual tool by itself. Another example described by Bull et al. (2014) shows that the assessment of the impact on a proposed development land around an existing odour source could be conducted, as follows:

- i. Monitoring (e.g. field panel sniff tests or field olfactometry) can provide a measure of odour at specific receptors under the conditions prevailing at the periods of the sampling, but cannot cover all receptor locations under every meteorological condition over a typical year;
- ii. Complementing monitoring with dispersion modelling provides greater spatial and temporal coverage and the reasonableness of the estimates from the model can be compared with the observed (i.e. monitored) levels;
- iii. Modelling (and probably monitoring) is only likely to characterize normal operations of the odour source, whereas it is known that unexpected events (e.g. breakdowns) and abnormal operations at some facilities can account for a significant proportion of high odour episodes. If there are already receptors in the locality, analysis of historical complaints data can provide an alternative perspective on the impact that is inclusive of such unexpected events and abnormal operations.

Moreover, measurements of odour in ambient air for impact assessment using analytical instruments or field olfactometers are not yet indicated due to many reasons (e.g. space-time representativeness, lack of standardized methods). However, odour measurements in ambient air are already useful to confirm the occurrence of a significant impact at a receptor and for monitoring emissions, for example. To assess odour impacts from recognizable odours in the field through odour measurements, VDI 3940 German grid method, which makes use of a panel (human nose working as the “sensor”), would be better indicated nowadays. Recently, the use of field olfactometers in conjunction with the VDI 3940 has also been investigated.

For impact assessment purposes, a disuse of intensity scales was observed in the regulations, apart from the Australian state of Queensland, although they are still used for other goals. Maximum odour emission standards are also not being widely applied as impact assessment tools in recent regulations, especially for new developments, but in some cases, it can be used as an emission control mechanism. On the other hand, maximum emission standards for individual chemical compounds are still largely applied for emissions control. Specifically, about odour criteria, currently there is a tendency to set impact criteria in ambient air (immission protection) in terms of odour concentration threshold and a probability of exceedance of this threshold (percentile), associated or not with a peak-to-mean factor. The use of OIC modelling is a more robust method when compared to pre-established fixed or variable (equation based) distances. In cases where dispersion modelling is not applicable, field assessments to determine exposure levels are useful tools, in addition, because these methods consider the real odour perception in situ.

The combination of sensorial and analytical methods to characterize odorous gases in terms of its concentration (C), intensity (I), character (C), offensiveness (O), and persistency (P) are also highlighted through the use CICOP dimensions. Therefore, when these techniques are combined, odours can be better described in terms of perceived effects and chemical composition

In this review, it is noted that FIDOL factors or dimensions of nuisance odour provide some guidance as to considerations that might be included when undertaking OIC modelling to predict nuisance odour impact extents. These include criterion adjustment for hedonic tone (O), receptor sensitivity (L), peak-to-mean (I). Additionally, a well calibrated multi-percentile criterion framework appears to offer greater alignment with the F and I dimensions of FIDOL potentially offering better

predictive skill than single percentile criteria by capturing the influence of both chronic and acute impact events.

For existing facilities, all the FIDOL factors have been triggered if (verified and confirmed) complaints occur. FIDOL are not relevant for risk mitigation strategies, thus best practices measure as emissions control technology and odour management plans are more indicated. Plume studies (e.g. VDI 3940 part 2) might be used to get previous information of the extent of odour footprint or identify the source (however, as the limitation this method doesn't define OIC). The Department of Environment Regulation from Western Australia has used plume studies very effectively to track plumes kilometers away and unambiguously identify sources and characterize distinct odour footprint extents.

Therefore, the benefits generated by a comprehensive assessment under an integrated multi-tool strategy are evident when compared to individual methods. Each tool has its own strengths, limitations, and preferred applications (Brattoli et al., 2015; Bull et al., 2014). The details and examples of how to select the appropriate method for a particular situation are provided in Bull et al. (2014).

Based on previous experiences and the understanding of which methods and tools might be successfully applied, the previous recommendations for an integrated strategy to odour assessment are delivered. Naturally, adaptations to local and potentially unique contexts are preferable. Therefore, a tailor-made multi-tool integrated strategy is recommended, among other aspects, to adequately protect communities from olfactory nuisances and develop harmonized policies to prevent and control odour impacts.

We can also resume additional procedures, methods and tools that still need improvements to make odour impact assessments more consistent:

- Inter-annual variability in meteorology for dispersion modelling studies;
- Odour concentration sample degradation: time elapsed between collection of odour samples and olfactometric analysis;
- Some bag materials are more indicated than others to store specific odorants;
- Suggest FIDOL as predictive tool basis and align each predictive tool with FIDOL letter if possible;
- Multi-percentile concept better aligns with F and I; However, still no agreed values for multi-percentile thresholds;

- Use of multiple odorants in olfactometry for a standard improvement;
- Better and more dose-response studies are strongly needed;
- Easy and conservative screening step not always present in jurisdictions;
- Standardized standards for complaint analysis;
- Still questions about best model averaging time (peak-to-mean factors);
- Constant update on progress of new and revised useful standards.

3.8. Conclusion

The odour policy in 28 selected countries over America, Europe, Oceania, Asia, Africa and Middle East was reviewed to address the criteria employed according to the desired level of protection. This enabled the identification and categorization of five main approaches (i.e. maximum impact standard, separation distance standard, maximum emission standard, maximum annoyance standard, technology standard) used within the jurisdictions, besides the principles of Nuisance Law. The most common approach towards the assessment of odour impact risks is the maximum impact standard with the application of odour concentration limits in ambient air, which are set by the odour impact criteria *OIC*. Odour concentration thresholds, percentiles and peak-to-mean factors comprise a wide range of values. The definition of the *OIC*, therefore, is highly variable among jurisdictions and depends on several factors demonstrating the current lack of harmonization. Procedures developed for impact assessment are not designed to satisfy zero odour, but rather to minimise the nuisance effect to acceptable levels to a variety of sensitive receptors in the surrounding region of the odour sources. Furthermore, we showed why odour regulation has proved so challenging to establish and match with community expectations and how regulatory regimes have drawn evidence from communities, regulators and other countries to determine acceptable limits of odour in ambient air. The benefits of an integrated multi-tool strategy for impact assessment of new proposals, existing facilities and mitigation and control plans are demonstrated when compared to individual methods. The reactive and proactive tools and methods to form an integrated strategy are encompassed into predictive, observational/empirical and mitigation/control. The implementation of clear and objective odour regulations based on an integrated strategy is

the key to the long-term success of management of environmental odours. This is supported by consolidated practical and scientific expertise. There is also a positive social impact, given that odours affect the quality of citizens' lives and can promote the depreciation of property values in exposed communities. An integrated multi-tool strategy for odour assessment should be considered in the light of the environmental and spatial planning policy as well. Moreover, this work can assist the improvement of the regulations currently in force and the development of new regulations in jurisdictions that still do not have instruments to legislate on the field of environmental odour. With the appropriate mechanisms, relevant authorities and industry can act solidly to avoid or solve conflicts, besides providing information to the public about the desired level of protection. However, additional research to improve standardisation and harmonisation of odour exposure limits across jurisdictions are still needed.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge financial support from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) in the form of a scholarship for the first author. We also would like to thank very much Günther Schauburger (Austria), David Giard (Canada), EPD staff (Hong Kong), Rommel Molod and Don Labossiere (Canada), François-Xavier Philippe, Jacques Nicolas and Gunther Van Broeck (Belgium), EPA staff (Taiwan), Ki-Hyun Kim (South Korea), Anna Bokowa (Canada), Melinda Nyitrai-Cseh (Hungary), Selena Sironi (Italy), Per Løfstrøm (Denmark) and Karina Ødegård and Elisabeth Møyland (Norway) for the assistance with the regulations of your jurisdiction.

References

- ADEME, 2005. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Pollutions olfactives: origine, législation, analyse, traitement. Dunod, Paris.
- AFNOR, 1993. Association Française de Normalisation. NF X 43-103: Qualité de l'air – Mesurage de l'odeur d'une Atmosphère gazeuse – Méthode supraliminale. La Défense: AFNOR.
- Arpa Puglia, 2014. Agenzia regionale per la prevenzione e la protezione dell'ambiente. Linee guida per il rilascio di pareri riguardanti le emissioni in atmosfera prodotte dagli impianti di depurazione. Rev_0 del 17/12/2014.

- AS/NZS, 2001. Australian and New Zealand Standards. AS/NZS 4323.3:2001 - Stationary source emissions - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry, Sydney: AS/NZS
- ASTM, 2010. American Society for Testing and Materials. ASTM E544-10: Standard Practices for Referencing Suprathreshold Odor Intensity. West Conshohocken: ASTM.
- ASTM, 2011. American Society for Testing and Materials. ASTM E679-04. Standard Practice for Determination of Odor and Taste Thresholds by a Forced-Choice Ascending Concentration Series Method of Limits, West Conshohocken: ASTM.
- Baumann, R., Brandstätter, M., Heimburger, G., Kranabetter, A., Moshhammer, H., Oitzl, S., Rau, G., Schauburger, G., Schauer, U., Scheicher, E., Schopper, A., Weber, A., Wieger, G., 2013. Richtlinie zur Erfassung und Bewertung der Luftqualität in Kurorten. Medieninhaberin und Herausgeberin: Österreichische Akademie der Wissenschaften. Kommission für Klima und Luftqualität, Wien, p. 63.
- Beychock, M.R., 1994. Fundamentals of Stack Gas Dispersion, 3 ed. Ervine: M.R. Beychock.
- Bilsen, I., De Fré, R., Bosmans, S., 2008. Code Van Goede Praktijk Bepalen Van De Geurverspreiding Door Middel Van Snuffelploegmetingen - 2008/MIM/R/022. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE), p. 25.
- Bockreis, A., Steinberg, I., 2005. Measurement of odour with focus on sampling techniques. Waste Manage. (Oxford) 25, 859-863.
- Bokowa, A., Bokowa, F., 2014. Comparing the accuracy of three odour analysis techniques used in Europe, North America, Australia, New Zealand and Asia. Chemical Engineering Transactions 40, 1-6.
- Boucherville, 2008. Règlement numéro 2008-109. Règlement Relatif Aux Nuisances Olfactives. Boucherville.
- Brancher, M., De Melo Lisboa, H., 2014. Odour Impact Assessment by Community Survey. Chemical Engineering Transactions 40, 139-144.
- Brancher, M., Schauburger, G., Franco, D., De Melo Lisboa, H., 2016. Odour Impact Criteria in South American Regulations. Chemical Engineering Transactions 54, 169-174.
- Brasil, 1975. Decreto Nº 76.389, de 3 de outubro de 1975: Dispõe sobre as medidas de prevenção e controle da poluição industrial, de que trata o Decreto-lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Poder Executivo, Seção 1, 06 out. 1975, p. 13329.
- Brasil, 1981. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, v. 119, Fasc. 167, 02 set. 1981, Seção I, p. 16509-16512.
- Brattoli, M., Mazzone, A., Gennaro, G., Giua, R., Blonda, M., Assennato, G., 2015. A methodological approach for the development of an odour regulation in Puglia Region (Italy). Proceedings of the Odour Management Conference & Technology Showcase (OMCTS). Scentroid, Toronto, ON.

- Bull, M., McIntyre, A., Hall, D., Allison, G., Redmore, J., Pullen, J., Caird, L., Stouling, M., Fain, R., 2014. Guidance on the assessment of odour for planning. London: Institute of Air Quality Management (IAQM).
- Capelli, L., Sironi, S., Del Rosso, R., Céntola, P., Il Grande, M., 2008. A comparative and critical evaluation of odour assessment methods on a landfill site. *Atmos. Environ.* 42, 7050-7058.
- Capelli, L., Sironi, S., Del Rosso, R., Guillot, J.-M., 2013. Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. *Atmos. Environ.* 79, 731-743.
- CASANZ, 2013. The Clean Air Society of Australia and New Zealand. Air Quality Regulations and Odour Management in Australia and New Zealand: Legislative and Policy Frameworks. in: Agapides, N. (Ed.), New South Wales, p. 70.
- CEN, 2003. European Committee for Standardization. EN 13725: Air Quality: Determination of odour concentration by dynamic olfactometry. Brussels: CEN.
- CETESB, 2014. Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo. Manual para Elaboração de Estudos para o Licenciamento com Avaliação de Impacto Ambiental. Available at <<http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/>>. Accessed in 05 may 2015.
- Chen, S.-J., Hsieh, L.-T., Hwang, W.-I., Xu, H.-C., Kao, J.-H., 2003. Abatement of Odor Emissions from Landfills Using Natural Effective Microorganism Enzyme. *Aerosol and Air Quality Research* 3, 87-99.
- Cimorelli, A., Perry, S., Venkatram, A., Weil, J., Paine, R., Wilson, R., Lee, R., Peters, W., Brode, R., Paumier, J., 2004. AERMOD: Description of model formulation. North Carolina: US Environmental Protection Agency, p. 91.
- Cimorelli, A.J., Perry, S.G., Venkatram, A., Weil, J.C., Paine, R.J., Wilson, R.B., Lee, R.F., Peters, W.D., Brode, R.W., 2005. AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization. *Journal of Applied Meteorology* 44, 682-693.
- CIWEM, 2012. Chartered Institution of Water and Environmental Management. Policy Position Statement. Control of Odour. Available at < www.ciwem.org >. Accessed in 05 may 2016, London, p. 8.
- CNIC, 2007. Centro Nacional de Información de la Calidad. Contaminación Odorífera. Available at <<http://www.aec.es/>>. Accessed in 29 april 2016, España, p. 5.
- Colls, J., Tiwary, A., 2010. Air pollution: measurement, modelling and mitigation, 3 ed. New York: Routledge.
- CONAMA, 1990. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990: Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 22 ago. 1990, Seção 1, p. 15937-15939.*
- CONAMA, 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 436, de 22 de dezembro de 2011: Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 26 dez. 2011, p. 304-311. Complementa as Resoluções nº 05, de 1989 e nº 382, de 2006.*

- Cseh, M., Nárai, K.F., Barcs, E., Szepesi, D.B., Szepesi, D.J., Dicke, J.L., 2010. Odor setback distance calculations around animal farms and solid waste landfills. *Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service* 114, 303–318.
- CUM, 2001. Communauté Urbaine de Montréal. Règlement no 90 de la C.U.M., modifié par les Règlements nos 90-1, 90-2 et 90-3. Règlement relatif à l'assainissement de l'air. Quebec: CUM.
- DAFF, 2012. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. *Queensland Guidelines Meat Chicken Farms*. p. 56.
- De Melo Lisboa, H., Guillot, J.-M., Fanlo, J.-L., Le Cloirec, P., 2006. Dispersion of odorous gases in the atmosphere — Part I: Modeling approaches to the phenomenon. *Sci. Total Environ.* 361, 220-228.
- De Melo Lisboa, H., Sivret, E.C., Stuetz, R.M., 2014. Odour Regulations – Experiences from Australia. *Chemical Engineering Transactions* 40, 181-186.
- DEC, 2005. Department of Environment and Conservation. *Approved Methods for the Modelling and Assessment of Air Pollutants in New South Wales*. Sydney: Department of Environment and Conservation, p. 63.
- DEC, 2006a. Department of Environment and Conservation. *Technical framework: Assessment and management of odour from stationary sources in NSW*. Air Policy Section of the Department of Environment and Conservation. Sydney: Department of Environment and Conservation, p. 62.
- DEC, 2006b. Department of Environment and Conservation. *Technical notes: Assessment and management of odour from stationary sources in NSW*. Sydney: Department of Environment and Conservation, p. 68.
- DEC, 2007. Department of Environment and Conservation. *Approved Methods for the Sampling and Analysis of Air Pollutants in New South Wales*. Sydney: Department of Environment and Conservation, p. 37.
- DEFRA, 2009. Department for Environment, Food and Rural Affairs. *Good Practice and Regulatory Guidance on Composting and Odour Control for Local Authorities*. in: Parker, C., Gibson, N. (Eds.), London: DEFRA, p. 87.
- DEFRA, 2010. Department for Environment, Food and Rural Affairs. *Odour Guidance for Local Authorities*. London: DEFRA, p. 110.
- DEP, 2002. Western Australian Department of Environmental Protection. *Odour Methodology Guideline*. Perth: DEP, p. 28.
- DEPA, 2002a. Danish Environmental Protection Agency. *Guidelines for Air Emission Regulation. Limitation of air pollution from installations - Environmental Guidelines Nr. 1*. Denmark, p. 117.
- DEPA, 2002b. Danish Environmental Protection Agency. *Industrial Odour Control - Environmental Guidelines No. 9*. Denmark, p. 28.
- DEPA, 2009. Danish Environmental Protection Agency. *Order amending the Order on permits and approvals etc. for livestock farms*. Order no 294 of 31 March 2009.
- DER, 2015. Department of Environment Regulation. *Guidance Statement: Separation Distances - Division 3, Part V, Environmental Protection Act 1986*. Perth: DER, p. 16.

- DMAV, 2005. (Departamento de Medio Ambiente y Vivienda). Dirección General de Calidad Ambiental. Generalidad de Cataluña. Borrador del anteproyecto de ley contra la contaminación odorífera. Barcelona: DMAV, p. 26.
- Drew, G.H., Smith, R., Gerard, V., Burge, C., Lowe, M., Kinnersley, R., Sneath, R., Longhurst, P.J., 2007. Appropriateness of selecting different averaging times for modelling chronic and acute exposure to environmental odours. *Atmos. Environ.* 41, 2870-2880.
- EA, 2002. Environment Agency. Assessment of Community Response to Odorous Emissions. R&D Technical Report P4- 095/TR, Bristol: EA, p. 125.
- EA, 2010. Environment Agency. Odour Management Plans for Waste Handling Facilities. Version 1.0. Bristol: EA, p. 11.
- EA, 2011. Environment Agency. Additional Guidance for H4 Odor Management: How to Comply with Your Environmental Permit. EA, Bristol, p. 43.
- EHP, 2013. Queensland Department of Environment and Heritage Protection. Guideline: Odour Impact Assessment from Developments. Brisbane: EHP, p. 27.
- EPA Ireland, 2001. Environmental Protection Agency. Odour Impacts and Odour Emission Control Measures for Intensive Agriculture. R&D Report Series No. 14, Wexford, Ireland, p. 104.
- EPA Ireland, 2010a. Environmental Protection Agency. Air Dispersion Modelling from Industrial Installations Guidance Note (AG4). Wexford, Ireland, p. 76.
- EPA Ireland, 2010b. Environmental Protection Agency. Odour Impact Assessment Guidance for EPA Licensed Sites (AG5). Wexford, Ireland, p. 17.
- EPA Tasmania, 2004. Tasmania Environment Protection Authority. Environment Protection Policy (Air Quality) 2004. Environment Division, Department of Tourism, Arts and the Environment, Hobart: Department of Primary Industries, Water and Environment, p. 21.
- EPA Tasmania, 2014. Tasmania Environment Protection Authority. Tasmanian Atmospheric Dispersion Modelling Guidelines. V 0.93d (Draft), Hobart: EPA Tasmania, p. 5.
- EPA Victoria, 2001. Environmental Protection Authority of Victoria. State Environment Protection Policy (Air Quality Management). Environment Protection Act 1970. Victoria Government Gazette. No. S 240 Friday 21 December 2001, Melbourne, p. 52.
- EPA Victoria, 2012. Environmental Protection Authority of Victoria. Broiler farm odour environmental risk assessment. Publication 1509. Carlton: EPA Victoria, p. 6.
- EPA Victoria, 2013a. Environmental Protection Authority of Victoria. Construction of input meteorological data files for EPA Victoria's regulatory air pollution model (AERMOD). Publication 1550. Carlton: EPA Victoria, p. 17.
- EPA Victoria, 2013b. Environmental Protection Authority of Victoria. Guidance notes for using the regulatory air pollution model AERMOD in Victoria. Publication 1551. Carlton: EPA Victoria, p. 3.
- EPA Victoria, 2013c. Environmental Protection Authority of Victoria. Recommended separation distances for industrial residual air emissions. Publication 1518. Carlton: EPA Victoria, p. 17.

- EPD, 2011. Environmental Protection Department. Environmental Impact Assessment Ordinance - Technical Memorandum. Annex 4: Criteria for Evaluating Air Quality Impact and Hazard to Life of the Technical. Available at <<http://www.epd.gov.hk/>>. Accessed in 10 may 2016.
- EPD, 2016. Environmental Protection Department. Guidelines on Choice of Models and Model Parameters. Available at <<http://www.epd.gov.hk/>>. Accessed in 11 may 2016.
- Epstein, E., Freeman, B.C.S., 2004. Legal and Regulatory Aspects Related to Odors. Proceedings of the WEF/A&WMA Odors and Air Emissions. Water Environment Federation, Bellevue, WA.
- ERM, 2012. Environmental Resources Management. Broiler Farm Odour Environmental Risk Assessment - Background to Technical Guidance. Environmental Protection Authority of Victoria, Docklands: ERM, Reference: 0164677, p. 65.
- Ferguson, J., Tebbutt, S., 2015. International Regulatory Approaches for Odour. Proceedings of the Odour Management Conference & Technology Showcase (OMCTS). Scentroid, Toronto, ON.
- Freeman, T., Cudmore, R., 2002. Review of Odour Management in New Zealand. Air Quality Technical Report 24, Wellington: New Zealand Ministry of Environment, p. 163.
- Generalitat de Catalunya, 2005. Borrador del anteproyecto de ley contra la contaminación odorífera. Barcelona: Departamento de Medio Ambiente y Vivienda, Dirección General de Calidad Ambiental, p. 26.
- Gifford, F., 1959. Statistical Properties of A Fluctuating Plume Dispersion Model. in: Landsberg, H.E., Mieghem, J.V. (Eds.). Advances in Geophysics. Elsevier, pp. 117-137.
- Gifford, F., 1960. Peak to average concentration ratios according to a fluctuating plume dispersion model. International Journal of Air Pollution 3, 253-260.
- GOAA, 2008. Guideline on Odour in Ambient Air GOAA. Detection and Assessment of Odour in Ambient Air. Second Version, Berlin, Germany.
- Godish, T., 2004. Air quality, 4 ed. ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Gostelow, P., Parsons, S.A., Stuetz, R.M., 2001. Odour measurements for sewage treatment works. Water Res. 35, 579-597.
- Gouvernement wallon, 2009. 18 juin 2009 - Arrêté du Gouvernement wallon déterminant les conditions sectorielles relatives aux installations de compostage lorsque la quantité de matière entreposée est supérieure ou égale à 500 m3 et modifiant l'arrêté du Gouvernement wallon du 4 juillet 2002 relative à la procédure et à diverses mesures d'exécution du décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement (M.B. 11.09.2009).
- Government Gazette, 2005. No. 39 of 2004: National Environment Management: Air Quality Act, 2004. Vol. 476, 24 February 2005, No. 27318, South Africa: Cape Town, p. 56.
- Griffiths, K.D., 2014. Disentangling the frequency and intensity dimensions of nuisance odour, and implications for jurisdictional odour impact criteria. Atmos. Environ. 90, 125-132.
- Gutiérrez, M.C., Martín, M.A., Pagans, E., Vera, L., García-Olmo, J., Chica, A.F., 2015. Dynamic olfactometry and GC-TOFMS to monitor the efficiency of an industrial biofilter. Sci. Total Environ. 512-513, 572-581.

- Hayes, E.T., Curran, T.P., Dodd, V.A., 2006. A dispersion modelling approach to determine the odour impact of intensive poultry production units in Ireland. *Bioresour. Technol.* 97, 1773-1779.
- Hayes, J.E., Stevenson, R.J., Stuetz, R.M., 2014. The impact of malodour on communities: A review of assessment techniques. *Sci. Total Environ.* 500–501, 395-407.
- Hobson, J., Yang, G., 2014. Odour control in wastewater treatment – a technical reference document London: UK Water Industry Research Limited.
- Högström, U., 1972. A method for predicting odour frequencies from a point source. *Atmospheric Environment* (1967) 6, 103-121.
- Hurley, P., 2008. TAPM V4. User Manual. CSIRO Marine and Atmospheric Research Internal Report No. 5. ISBN: 978-1-921424-73-1.
- ICONTEC, 2011. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. NTC 5880: Calidad del Aire. Determinación de la Concentración de Olor por Olfatometría Dinámica. Bogotá: ICONTEC.
- ICONTEC, 2013. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. NTC 6012-1: Efectos y Evaluación de los Olores. Evaluación Sicométrica de las Molestias por Olores. Cuestionarios. Bogotá: ICONTEC, p. 47.
- ICONTEC, 2014a. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. NTC 6049-1: Medición de Impacto de Olor Mediante Inspección en Campo. Medición de la Frecuencia del Impacto de Olores Reconocibles. Medición de Malla. Bogotá: ICONTEC.
- ICONTEC, 2014b. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. NTC 6049-2: Medición de Impacto de Olor Mediante Inspección en Campo. Medición de la Frecuencia del Impacto de Olores Reconocibles. Medición de Pluma. Bogotá: ICONTEC.
- IMEP, 2013. Israel's Ministry of Environmental Protection. Guideline on odours (in Hebrew). Available at <<http://www.sviva.gov.il>>. Accessed in 23 may 2016.
- IMEP, 2016. Israel's Ministry of Environmental Protection. Pollution and Nuisances. Available at <<http://www.sviva.gov.il>>. Accessed in 23 may 2016.
- InfoMil, 2014. Kenniscentrum InfoMil. Digitale NeR. Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu. p. 307.
- InfoMil, 2016a. Kenniscentrum InfoMil. Geur: Lokaal geurbeleid. Available at <<http://www.infomil.nl/>>. Accessed in 18 July 2016.
- InfoMil, 2016b. Kenniscentrum InfoMil. Handleiding geur: bepalen van het aanvaardbaar hinderniveau van industrie en bedrijven (niet veehouderijen). 21 juni 2016. Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu. p. 161.
- InfoMil, 2016c. Kenniscentrum InfoMil. Handreiking geurhinder en veehouderij. 21 juni 2016. Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu. p. 93.
- InfoMil, 2016d. Kenniscentrum InfoMil. Handreiking Nieuw Nationaal Model II. 21 juni 2016. Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- InfoMil, 2016e. Kenniscentrum InfoMil. Handreiking Nieuw Nationaal Model. 21 juni 2016. Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu. p. 53.

- INN, 2010. Instituto Nacional de Normalización. NCh3190: Calidad del aire – Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica. Santiago: INN.
- INN, 2015a. Instituto Nacional de Normalización. NCh3386: Calidad del aire – Muestreo estático para olfatometría. Santiago: INN.
- INN, 2015b. Instituto Nacional de Normalización. NCh3387: Calidad del aire – Evaluación de la molestia por olores – Encuesta. Santiago: INN.
- Iwasaki, Y., 2003. The history of odor measurement in Japan and Triangle Odor Bag method. Ministry of the Environment. Government of Japan, 37-47.
- Janicke, L., Ahrens, D., Hartmann, U., Müller, W.J., 2004. Development of the odour dispersion model Austal 2000G in Germany. Environmental Odour Management Conference, Cologne. VDI Berichte 1850, pp. 411-417.
- JORF, 2003. Journal Officiel de la République Française. Arrêté du 12 février 2003 relatif aux prescriptions applicables aux installations classées soumises à autorisation sous la rubrique 2730 traitement de sous-produits d'origine animale, y compris débris, issues et cadavres, à l'exclusion des activités visées par d'autres rubriques de la nomenclature, des établissements de diagnostic, de recherche et d'enseignement.
- JORF, 2008. Journal Officiel de la République Française. Arrêté du 22/04/08 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de compostage soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement. JORF n° 114 du 17 mai 2008.
- Juneng, L., Latif, M.T., Tangang, F., 2011. Factors influencing the variations of PM10 aerosol dust in Klang Valley, Malaysia during the summer. Atmos. Environ. 45, 4370-4378.
- Kamigawara, K., 2003 Odor Regulation and Odor Measurement in Japan. Odor Measurement Review, Ministry of the Environment. Government of Japan, 48-53.
- Kim, K.-H., 2016. The need for practical input data for modeling odor nuisance effects due to a municipal solid waste landfill in the surrounding environment. Environment International 87, 116-117.
- Kim, K.-H., Kim, Y.-H., 2014. Composition of key offensive odorants released from fresh food materials. Atmos. Environ. 89, 443-452.
- Kim, K.-H., Park, S.-Y., 2008. A comparative analysis of malodor samples between direct (olfactometry) and indirect (instrumental) methods. Atmos. Environ. 42, 5061-5070.
- Klarenbeek, J.V., Ogink, N.W.M., van der Voet, H., 2014. Odor measurements according to EN 13725: A statistical analysis of variance components. Atmos. Environ. 86, 9-15.
- KLIF, 2013. Klima og Forurensningsdirektoratet. Veileder - Regulering av luktutslipp i tillatelser etter forurensningsloven. TA 3019:2013. Oslo, p. 67.
- KMOE, 2008. Korean Ministry of Environment. Annual Report of Ambient Air Quality in Korea.
- Laor, Y., Parker, D., Pagé, T., 2014. Measurement, prediction, and monitoring of odors in the environment: a critical review. Rev. Chem. Eng. 30.

- Leduc, R., 2005. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique., Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Direction du suivi de l'état de l'environnement., p. 38.
- Leonardos, G., Kendall, D., Barnard, N., 1969. Odor Threshold Determinations of 53 Odorant Chemicals. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 19, 91-95.
- LNE, 2006. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Geurregelgeving in een notedop. Available at < <http://www.lne.be> >. Accessed in 06 June 2016.
- LNE, 2008. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Achtergronddocument Bij Het Visiedocument 'De Weg Naar Een Duurzaam Geurbeleid'. p. 108.
- LNE, 2010. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Handleiding: Behandeling van geurklachten door lokale overheden, versie 3. Brussel: LNE, p. 82.
- LNE, 2015. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Lijst met geactualiseerde emissiefactoren voor ammoniak, geur en fijn stof. Bijlage Richtlijnenboek Landbouwdieren. Versie 20/03/2015. p. 13.
- Lorimer, G., 1986. The AUSPLUME Gaussian plume dispersion model. Contract EPA/86-02, Environment Protection Authority, Melbourne, Victoria, Australia.
- Mahin, T., 2003. Measurement and Regulation of Odors in the USA. Available at <Erro! A referência de hiperlink não é válida. Ministry of the Environment, Government of Japan. Odor Measurement Review pp. 62-68.
- Mahin, T.D., 2001. Comparison of different approaches used to regulate odours around the world. *Water Sci. Technol.* 44, 87-102.
- Mainland, J., Sobel, N., 2006. The Sniff Is Part of the Olfactory Percept. *Chem. Senses* 31, 181-196.
- Manitoba, 2005. Manitoba Environmental Programs & Strategies. Manitoba Ambient Air Quality Criteria. p. 4.
- Manitoba Conservation, 2006. Air Dispersion Modelling Protocol for Assessing Odour Impacts in Manitoba - Draft. Air Quality Section Programs Division. Report No. 2006-0x. p. 11.
- McGinley, C.M., McGinley, M.A., 2002. Odor Testing Biosolids for Decision Making. Proceedings of the Annual Residuals and Biosolids Management Conference: Privatization, Innovation and Optimization: How To Do More For Less. Water Environmental Federation, Austin, TX.
- McGinley, M.A., Mann, J., 1998. European versus United States Odour / Odor Standards of Evaluation. Water Environment Federation 71st Annual Conference., Orlando, FL: 3-7 October 1998.
- McGinley, M.A., McGinley, C.M., 2014. An overview of odour regulation throughout North America. Proceedings of the 1st International Seminar of Odours in the Environment. Olores.org, Santiago, Chile.
- McGinley, M.A., McGinley, C.M., Mann, J., 2000. Olfactomatics: Applied Mathematics for Odor Testing. Proceedings of the Odors and VOC Emissions. Water Environmental Federation, Cincinnati, OH.

- MDDEP, 2011. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Lignes directrices pour l'encadrement des activités de biométhanisation. Québec: MDDEP, p. 57.
- MDDEP, 2012. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Lignes directrices pour l'encadrement des activités de compostage. Québec: MDDEP, p. 76.
- MEDDE, 2016a. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Les odeurs. Available at <<http://www.installationsclassees.developpement-durable.gouv.fr/>>. Accessed in 21 april 2016.
- MEDDE, 2016b. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Réglementation sur la qualité de l'air. Available at <<http://www.developpement-durable.gouv.fr/>>. Accessed in 21 april 2016.
- Melse, R.W., Ogink, N.W.M., Rulkens, W.H., 2009. Overview of European and Netherlands' regulations on airborne emissions from intensive livestock production with a focus on the application of air scrubbers. *Biosystems Engineering* 104, 289-298.
- MEP, 2016. People's Republic of China Ministry of Environmental Protection. Emission standards for odor pollutants (GB 14554-93; Put into effect as of January 15, 1994) Available at <<http://english.mep.gov.cn/>>. Accessed in 10 may 2016.
- MfE, 2003. New Zealand Ministry of the Environment. Good Practice Guide for Assessing and Managing Odour in New Zealand. Wellington: MfE, Air Quality Report 36, p. 67.
- Miedema, H.M.E., Walpot, J.I., Vos, H., Steunenbergh, C.F., 2000. Exposure-annoyance relationships for odour from industrial sources. *Atmos. Environ.* 34, 2927-2936.
- Miljøcenter, 2002. Vejledende retningslinier for vurdering af lugt og begrænsning af gener fra stalde. Odense SØ: FMK, p. 23.
- Miljøministeriet, 2006. Faglig rapport vedrørende en ny lugtvejledning for husdyrbrug. Skov- og Naturstyrelsen, p. 66.
- Miljøstyrelsen, 2011. Lugt. Version 2.0 - 14. januar 2011. Available at <<http://www2.mst.dk/Wiki/Husdyrvejledning.Lugt.ashx>>. Accessed in 09 june 2016.
- MINAMBIENTE, 2013. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 1541 de 2013 (noviembre 12). Por la cual se establecen los niveles permisibles de calidad del aire o de inmisión, el procedimiento para la evaluación de actividades que generan olores ofensivos y se dictan otras disposiciones. Bogota: Diario Oficial No. 48.975, 15 nov. 2013.
- MINAMBIENTE, 2014. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 2087 de 2014 (diciembre 16). Por la cual se adopta el protocolo para el monitoreo, control y vigilancia de olores ofensivos. Bogota: Diario Oficial No. 49.380, 30 dic. 2014.
- Ministry of the Environment, 2013. Strategy for Odors Management In Chile (2014 – 2017). Division of Air Quality. Santiago, Chile, September 2013.
- MOE, 2003a. Ministry of Environment. Government of Japan. Odor Index Regulation and Triangular Odor Bag Method. Available at <<http://www.env.go.jp>>. Accessed in 10 may 2016.
- MOE, 2003b. Ministry of Environment. Government of Japan. The Offensive Odour Control Law in Japan. Available at <<http://www.env.go.jp>>. Accessed in 10 may 2016.

- Morosini, C., Favaron, M., Cogo, D., Basilico, D.I., 2016. Gestione e trattamento degli odori in regione lombardia: Indagine su 35 impianti di depurazione delle acque reflue. *Ingegneria dell'Ambiente* 3, 1-14.
- Needham, C.E., Freeman, T.J., 2009. Case Studies in the Use of Source Specific Odour Modelling Guidelines. Proceedings of the Water New Zealand's 51st Annual Conference & Expo. Water New Zealand Annual Conference, Rotorua, NZ.
- NEN, 2005. Nederlands Normalisatie-instituut. NVN 2818 (nl): Geurkwaliteit - Sensorische bepaling van de hedonische waarde van een geur met een olfactometer. Delft: NEN.
- Nicell, J., 1986. Preliminary assessment of the odour impact model as a regulatory. Department of Chemical Engineering. University of Windsor, Windsor, 1986, p. 297 p.
- Nicell, J.A., 2009. Assessment and regulation of odour impacts. *Atmos. Environ.* 43, 196-206.
- Nicolas, J., Delva, J., Cobut, P., Romain, A.-C., 2008. Development and validating procedure of a formula to calculate a minimum separation distance from piggeries and poultry facilities to sensitive receptors. *Atmos. Environ.* 42, 7087-7095.
- NIEA, 2012. Northern Ireland Environment Agency. Odour Impact Assessment Guidance for Permitted and Licensed Sites. Version 1. p. 13.
- OAW, 1994. Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des Nationalen Umweltplans für die Bereiche Klima, Luft, Geruch und Lärm. Kommission für Reinhaltung der Luft. In: Österreichische Akademie der Wissenschaften (Ed.), Schriftenreihe der Sektion I, Band 17. Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- Olesen, H.R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., 2005. Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. NERI Technical Report No. 541. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment. p. 60.
- OMOE, 2009. Ontario Ministry of the Environment. Air Dispersion Modelling Guideline for Ontario. Version 2.0. Toronto: OMOE, p. 151.
- Paraná, 2014. Secretária de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). Resolução SEMA nº 016, de 26 de março de 2014. Define critérios para o controle da qualidade do ar. Available at < www.iap.pr.gov.br >. Accessed in 18 fev. 2016.
- Park, S.J., 2004. State of the Art of the Deodorizing Technology in Korea. Proceedings of the East Asia Workshop on Odor Measurement and Control Review, Ministry of Environment, Tokyo, JP.
- Pettarin, N., Campolo, M., Soldati, A., 2015. Urban air pollution by odor sources: Short time prediction. *Atmos. Environ.* 122, 74-82.
- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., Schauburger, G., 2014. Site-dependent decrease of odour-related peak-to-mean factors with distance. *Advances in Science and Research* 11, 69-73.
- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., Schauburger, G., 2015. A comparison of separation distances against odour annoyance calculated with two models. *Atmos. Environ.* 116, 22-35.
- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., Schauburger, G., 2016a. Factors influencing separation distances against odour annoyance calculated by Gaussian and Lagrangian dispersion models. *Atmos. Environ.* 140, 69-83.

- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., Schauburger, G., 2016b. Factors influencing separation distances against odour annoyance calculated by Gaussian and Lagrangian dispersion models. *Atmospheric Environment*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.056>.
- Piringer, M., Petz, E., Groehn, I., Schauburger, G., 2007. A sensitivity study of separation distances calculated with the Austrian Odour Dispersion Model (AODM). *Atmos. Environ.* 41, 1725-1735.
- PME, 2004. Presidency of Meteorology and Environment. Environmental Standards: Control of Emissions to Air from Stationary Sources. Kingdom of Saudi Arabia, p. 13.
- PME, 2012. Presidency of Meteorology and Environment. Environmental Standards: Ambient Air Quality. Kingdom of Saudi Arabia, p. 6.
- Pullen, J., Vawda, Y., 2007. Review of Dispersion Modelling for Odour Predictions. Technical report, Bristol: UK Environment Agency, p. 131.
- Ramsdell Jr, J.V., Hinos, W.T., 1971. Concentration fluctuations and peak-to-mean concentration ratios in plumes from a ground-level continuous point source. *Atmospheric Environment (1967)* 5, 483-495.
- Ranzato, L., Barausse, A., Mantovani, A., Pittarello, A., Benzo, M., Palmeri, L., 2012. A comparison of methods for the assessment of odor impacts on air quality: Field inspection (VDI 3940) and the air dispersion model CALPUFF. *Atmos. Environ.* 61, 570-579.
- Regione Lombardia, 2012. Deliberazione Giunta regionale 15 febbraio 2012 - n. IX/3018. Determinazioni generali in merito alla caratterizzazione delle emissioni gassose in atmosfera derivanti da attività a forte impatto odorigeno. *Bollettino Ufficiale* 20 febbraio 2012. pp. 18-49.
- Royal Commission, 2004. Royal Commission for Jubail and Yanbu. Royal Commission Environmental Regulations, Volume I, Environmental Control Department. Kingdom of Saudi Arabia, p. 107.
- Ruijten, M.W.M.M., Van Doorn, R., Van Harreveld, A.P., 2009. Assessment of odour annoyance in chemical emergency management. RIVM Report 609200001. National Institute for Public Health and Environment, Bilthoven: RIVM, p. 56.
- RWDI Air Inc, 2005. Odour Management in British Columbia: Review and Recommendations. Final Report to the Ministry of Water, Land and Air Protection, BC.
- SAEPA, 2006. South Australian Environment Protection Authority. EPA 386/06: Air quality impact assessment using design ground level pollutant concentrations (DGLCs). Adelaide, p. 12.
- SAEPA, 2007a. South Australian Environment Protection Authority. EPA 373/07: Odour assessment using odour source modelling. Adelaide, p. 7.
- SAEPA, 2007b. South Australian Environment Protection Authority. Guidelines for separation distances. Adelaide, p. 32.
- Santa Catarina, 2009. Lei Estadual N° 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. ALESC, Florianópolis.

- São Paulo, 1976. Decreto Nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Available at <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Accessed in 04 mars 2016.
- São Paulo, 2013. Decreto nº 59.113, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. São Paulo, SP, D.O.E., Poder Executivo, Seção I, 24 abr. 2013, v. 123, nº 76.
- Schauberger, G., Piringer, M., 2012. Assessment of separation distances to avoid odour annoyance: interaction between odour impact criteria and peak-to-mean factors. *Chemical Engineering Transactions* 30, 13-18.
- Schauberger, G., Piringer, M., Petz, E., 2000. Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM). *Atmos. Environ.* 34, 4839-4851.
- Schauberger, G., Piringer, M., Petz, E., 2013. Corrigendum to “Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM)” [*Atmos. Environ.* 34 (2000) 4839-4851]. *Atmos. Environ.* 67, 459-460.
- Schauberger, G., Piringer, M., Schmitzer, R., Kamp, M., Sowa, A., Koch, R., Eckhof, W., Grimm, E., Kypke, J., Hartung, E., 2012a. Concept to assess the human perception of odour by estimating short-time peak concentrations from one-hour mean values. Reply to a comment by Janicke et al. *Atmos. Environ.* 54, 624-628.
- Schauberger, G., Schmitzer, R., Kamp, M., Sowa, A., Koch, R., Eckhof, W., Eichler, F., Grimm, E., Kypke, J., Hartung, E., 2012b. Empirical model derived from dispersion calculations to determine separation distances between livestock buildings and residential areas to avoid odour nuisance. *Atmos. Environ.* 46, 508-515.
- Scire, J.S., Strimaitis, D.G., Yamartino, R.J., 2000. *A User’s Guide to the CALPUFF Dispersion Model (Version 5)*. Concord, Massachusetts: Earth Tech Inc.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics from Air Pollution to Climate Change*, 2 ed. New Jersey: Wiley.
- SEPA, 2010. *Scottish Environment Protection Agency. Odour Guidance 2010. Version 1*. Available at <<http://www.sepa.org.uk/>>. Accessed in: 11 may 2016. p. 95.
- Smith, M., 1973. *Recommended guide for the prediction of the dispersion of airborne effluents*. American Society for Mechanical Engineers, New York.
- Sommer-Quabach, E., Piringer, M., Petz, E., Schauburger, G., 2014. Comparability of separation distances between odour sources and residential areas determined by various national odour impact criteria. *Atmos. Environ.* 95, 20-28.
- Stevens, S.S., 1960. The psychophysics of sensory function. *American Scientist* 48, 226-253.
- Stull, R.B., 1988. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*, 1 ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

- Sucker, K., Both, R., Bischoff, M., Guski, R., Krämer, U., Winneke, G., 2008a. Odor frequency and odor annoyance Part II: Dose response associations and their modification by hedonic tone. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, Springer-Verlag, 81, 683-694.
- Sucker, K., Both, R., Bischoff, M., Guski, R., Winneke, G., 2008b. Odor frequency and odor annoyance. Part I: Assessment of frequency, intensity and hedonic tone of environmental odors in the field. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, Springer-Verlag 81, 671-682.
- Suffet, I.H., Burlingame, G.F., Rosenfeld, P.F., Bruchet, A., 2004. The value of an odor-quality-wheel classification scheme for wastewater treatment plants. *Water Science & Technology* 50, 25-32.
- Suffet, I.H., Decottignies, V., Senante, E., Bruchet, A., 2009. Sensory Assessment and Characterization of Odor Nuisance Emissions during the Composting of Wastewater Biosolids. *Water Environ. Res* 81, 670-679.
- Suffet, I.H., Rosenfeld, P., 2007. The anatomy of odour wheels for odours of drinking water, wastewater, compost and the urban environment. *Water Science & Technology* 55, 335-344.
- TA-Luft, 2002. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. First General Administrative Regulation Pertaining the Federal Immission Control Act. Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. English Version. p. 252.
- Tsai, C.-J., Chen, M.-L., Chang, K.-F., Chang, F.-K., Mao, I.F., 2009. The pollution characteristics of odor, volatile organochlorinated compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from plastic waste recycling plants. *Chemosphere* 74, 1104-1110.
- Tsai, W.-T., 2016. Current Status of Air Toxics Management and Its Strategies for Controlling Emissions in Taiwan. *Toxics* 4, 8.
- Turner, D.B., 1994. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. An Introduction To Dispersion Modeling*, 2 ed ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- URS Holdings, 2006. Anteproyecto de Normas para el Control de Olores Molestos Panamá, p. 28.
- van Belois, H., Both, R., 2004. Assessment of odour nuisance at the border of Holland and Germany. In: *Environmental Odour Management International Conference*. VDI-Berichte 1850, Cologne, Germany.
- Van Broeck, G., Van Elst, T., 2003. The way to a sustainable odour policy in Flanders. *Proceedings of the 2nd IWA Odour Conference on Odour & VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques*, Singapore, 14-17 September.
- Van Harreveld, A.P., 2001. From odorant formation to odour nuisance: new definitions for discussing a complex process. *Water Sci. Technol.* 44, 9-15.
- Van Harreveld, A.P., 2003. Odor regulation and the history of odormeasurement in Europe. *Proceedings of the International Odor Conference*, Ministry of Environment, Tokyo, JP.
- Van Harreveld, A.P., 2014. Progress in the review of EN13725: focus on sampling and uncertainty. *Chemical Engineering Transactions* 40.
- VDI, 1992. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3882 Part 1: Olfactometry: determination of odour intensity. Berlin: Beuth Verlag GmbH.

- VDI, 1994. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3882 Part 2: Olfactometry: Determination of Hedonic Odour Tone. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2001. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3945 Part 3: Environmental meteorology - Atmospheric dispersion models - Particle model. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2006. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3940 Part 1: Measurement of Odour Impact by Field Inspection; Measurement of the Impact Frequency of Recognizable Odours, Grid Measurement., Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2010a. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3940 Part 3: Measurement of odour impact by field inspection - Determination of odour intensity and hedonic odour tone. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2010b. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3940 Part 4: Determination of the hedonic odour tone - Polarity profiles. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2011. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3880: Olfactometry - Static sampling. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2015a. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3883 Part 1: Effects and assessment of odours - Assessment of odour annoyance - Questionnaires. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI, 2015b. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3884 - Part 1: Olfactometry - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry - Supplementary instructions for application of DIN EN 13725. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Venkatram, A., 2002. Accounting for averaging time in air pollution modeling. Atmos. Environ. 36, 2165-2170.
- Vieira de Melo, A.M., Santos, J.M., Mavroidis, I., Reis Junior, N.C., 2012. Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparison with wind tunnel results. Build. Environ. 56, 8-20.
- VITO, 2012. Richtlijnenboek lucht: Geactualiseerde versie. Projectnummer: 222058. p. 212.
- VROM, 2006a. De Staatssecretaris van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Regeling geurhinder en veehouderij. 8 december 2006, Geldend van 31-03-2016 t/m heden. Den Haag, Nederland.
- VROM, 2006b. De Staatssecretaris van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Wet geurhinder en veehouderij. 5 oktober 2006, Geldend van 01-01-2013 t/m heden. 's-Gravenhage, Nederland.
- VROM, 2007. De Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. De Staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat. Activiteitenbesluit milieubeheer. 19 oktober 2007, Geldend van 01-01-2013 t/m heden. 's-Gravenhage, Nederland.
- WAEPA, 2002. Western Australia Environmental Protection Authority. EPA Guidance Statement No. 47: Guidance Statement for Assessment of Odour Impacts from new proposals.
- WAEPA, 2005. Western Australia Environmental Protection Authority. Guidance Statement No. 3: Guidance for the Assessment of Environmental Factors (in accordance with the Environmental Protection Act 1986). Separation Distances between Industrial and Sensitive Land Uses. p. 59.

- Walgraeve, C., Van Huffel, K., Bruneel, J., Van Langenhove, H., 2015. Evaluation of the performance of field olfactometers by selected ion flow tube mass spectrometry. *Biosystems Engineering* 137, 84-94.
- Watts, P.J., Sweeten, J.M., 1995. Toward a better regulatory model for odour. Proceedings of the Xth Feedlot Association of Australia Conference. FeedlotWaste Management Conference, Benowa, QLD.
- Willems, E., Monseré, T., Dierckx, J., 2015. Geactualiseerd richtlijnenboek milieueffectrapportage 'Basisrichtlijnen per activiteitengroep – Landbouwdieren'. Gent: ABO NV, juni 2011 – aangepast maart 2015, p. 146.
- Zannetti, P., 1993. Numerical simulation modelling of air pollution: an overview. in: ZANNETTI, P. (Ed.). *Air pollution. Computational Mechanics Publications*, Southampton, pp. 3–14.
- United Kingdom. UK Environment Agency, 2002. Assessment of Community Response to Odorous Emissions, Bristol: Environment Agency, R&D Technical Report P4-095/TR.
- Zarra, T.; Naddeo, V.; Giuliani, S.; Belgiorno, V., 2010. Optimization of field inspection method for odour impact assessment. *Chemical Engineering Transactions*, 23, 93-98 DOI: 10.3303/CET1023016

CAPÍTULO 4: INTER-ANNUAL VARIABILITY OF SEPARATION DISTANCES TO AVOID ODOUR ANNOYANCE AT TWO SITES CALCULATED BY THE AERMOD DISPERSION MODEL

Marlon Brancher ^{a, b, *}, Martin Piringer ^c, Davide Franco ^a, Paulo Belli Filho ^a, Henrique de Melo Lisboa ^a, Günther Schauburger ^b

^a Postgraduate Program in Environmental Engineering (PPGEA). Federal University of Santa Catarina (UFSC). 88040900. Florianópolis, Brazil. CAPES Foundation scholarship holder, Brazilian Ministry of Education, Brasília, Brazil.

^b WG Environmental Health, Department of Biomedical Sciences, University of Veterinary Medicine Vienna, Veterinärplatz 1, A-1210 Vienna, Austria.

^c Central Institute for Meteorology and Geodynamics, Hohe Warte 38, A-1190, Vienna, Austria.

* Corresponding author.

Email address: marlon_brancher@yahoo.com.br (M. Brancher).

Resumo em português

Distâncias de separação dependentes da direção entre fontes de odor e áreas residenciais são utilizadas como uma medida final, que considera toda a cadeia a partir da taxa de emissão de odor, a diluição na atmosfera e a avaliação da concentração em ar ambiente pelos chamados critérios impacto de odor CIO. Neste trabalho, a variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção é investigada para (1) examinar se um único ano de observações meteorológicas é suficiente para derivar padrões de impacto de odor representativos; (2) quantificar a variabilidade interanual das distâncias de separação. Para tanto, o modelo de dispersão AERMOD é aplicado para calcular distâncias de separação em dois locais com condições meteorológicas distintas, um em São José dos Pinhais (Brasil, perto de Curitiba) e outro em Groß-Enzersdorf (Áustria, perto de Viena). Um conjunto de dados de 5 anos de observações meteorológicas horárias foi utilizado para cada local. A emissão de odor é assumida por uma única fonte pontual com taxa de emissão constante (valor médio anual). Dois CIO típicos são selecionados para explorar seus efeitos nas distâncias de separação calculadas. O coeficiente de variação CV é selecionado como uma medida estatística para caracterizar a variabilidade interanual das distâncias de separação. Em geral, foi detectado um baixo grau de variabilidade interanual das distâncias de separação (valores médios do CV na faixa de 8% a 21%). Portanto, um único ano de meteorologia resultou em um bom compromisso para obter uma precisão confiável. Este resultado tem potencial para levar estudos de modelagem de dispersão de odor a uma nova direção.

Palavras-chave: odor ambiental, variabilidade interanual, distância de separação, meteorologia, modelagem de dispersão, AERMOD.

Abstract

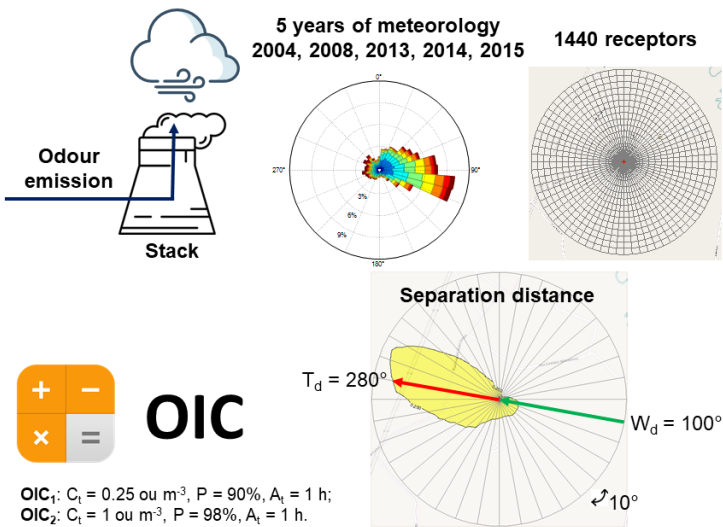
Direction-dependent separation distances between sources of unpleasant odours and residential areas are used as an ultimate measure, which considers the entire chain starting from the odour emission rate, the dilution in the atmosphere and the evaluation of the ambient air concentration by the so-called odour impact criteria OIC. In this work, the inter-annual variability of direction-dependent separation distances is investigated to (1) examine if one single year of meteorological observations is sufficient to derive representative odour impact patterns; (2) quantify the inter-annual variability of the separation distances. For these purposes, the AERMOD dispersion model is applied to calculate separation distances at two sites with distinct meteorological conditions, one in São José dos Pinhais (Brazil, near Curitiba) and the other in Groß-Enzersdorf (Austria, near Vienna). A 5-year dataset of hourly meteorological observations was used for each site. Odour emission is assumed by a single point source with constant emission rate (annual mean value). Two typical OIC are selected to explore their effect on the calculated separation distances. The coefficient of variation CV is selected as a statistical measure to characterize the inter-annual variability of the separation distance. In general, a low degree of inter-annual variability of the separation distances (mean CV values from 8% to 21%) was captured. Therefore, a single year of meteorology resulted in a good compromise to achieve reliable accuracy. This finding has the potential to lead odour dispersion modeling studies to a new direction.

Keywords: environmental odour, inter-annual variability, separation distance, meteorology, dispersion modelling, AERMOD.

Highlights

- Inter-annual variability of separation distances at two sites
- A low degree of inter-annual variability of the calculated separation distances
- A single year of meteorological is sufficient to predict representative odour impact patterns

Graphical abstract



4.1. Introduction

Odour-related air pollution is a growing concern in industrialized countries. Because of the expansion of residential areas, communities and sources of unpleasant odours are closer. Recently, an integrated multi-tool strategy was recommended by Brancher et al. (2017) to manage on environmental odour. Among the methods and tools that comprise this integrated strategy, the separation distance *SepD* is a suitable way used by jurisdictions to protect sensitive land uses from odour annoyance (Piringer et al., 2015; Schaubberger et al., 2000; Sommer-Quabach et al., 2014). The *SepD* approach divides the area around odour-emitting facilities into two areas: (i) a zone beyond the *SepD* where olfactory nuisances are likely to be avoided and (ii) a zone closer than the *SepD* where loss of public amenity can be expected (Piringer et al., 2016). The *SepD* can be fixed, given by pre-established distances, or variable, determined as direction-dependent distances on a case-by-case basis, for instance, using dispersion models. The required level of protection is given by correspondence with the so-called national odour impact criteria (OIC), which differ considerably depending on the jurisdiction. Consequently, direction-dependent *SepD* between odour sources and residential areas are used as an ultimate measure considering the entire chain starting from the odour emission rate, the dilution in the atmosphere and the evaluation of the ambient concentration by the OIC.

The OIC are formed by three components that are (i) the odour concentration threshold C_t (given in odour units per cubic meter $ou\ m^{-3}$ or equivalent units), (ii) the percentile rank value P (also specified as exceedance probability) and (iii) the averaging time A_t used to calculate concentrations within the dispersion model. To assess odour pollution, dispersion models are typically set to calculate concentrations over A_t up to 1 h. If the OIC are specified with short-time intervals to mimic the odour sensation of the human nose, then a peak-to-mean factor F is normally required to adjust the C_t to the typically longer A_t used in dispersion modelling (Schaubberger et al., 2012). An innovative concept structured in the computation of ambient odour concentration variances to determine this F was recently presented (Ferrero et al., 2017; Oettl and Ferrero, 2017). Short-time peak concentrations can, therefore, also be considered in the selection of OIC (De Melo Lisboa et al., 2006).

Odour guidelines and regulatory requirements differ considerably because odour dispersion studies can be conducted on a monthly, annual or multi-year basis over the meteorological dataset used to feed the models (Brancher et al., 2017). Therefore, examining the inter-annual

variability of SepD is urgently needed for odour impact assessments based on predictions of dispersion models. The year-to-year variation of odour contours has been recognized as a potential area of interest to be faced. However, scarce works (e.g. ERM, 2012; Featherston et al., 2014; GHD, 2015) are devoted to this matter.

In this work, our focus is to investigate the inter-annual variability of direction-dependent SepD due to yearly meteorological datasets. More specifically, we provide insight on the following open questions:

- Is one single year of meteorological observations sufficient to derive representative odour impact patterns?
- What is the amount of inter-annual variability if a single meteorological year is used to calculate direction-dependent separation distances?

The calculations are undertaken for São José dos Pinhais (Brazil, close to Curitiba) and Groß-Enzersdorf (Austria, near Vienna), sites with distinct meteorological conditions. The dispersion model used to calculate the SepD is the AERMOD steady-state Gaussian plume model. Modelling exercises simulate a constant odour emission rate from a single-point source using 5 years of hourly meteorological observations for each site. To conduct the investigation, we selected two common OIC as reference of odour protection. To the best of our knowledge, no comprehensive works have been reported on the inter-annual variability in terms of direction-dependent SepD. Furthermore, our investigation differs from preceding limited literature along with other matters. This work reflects choices for other components of OIC, site-specific meteorological conditions and source configuration. We also clarify the inter-annual variability of SepD in a statistical manner.

4.2. Material and methods

4.2.1. Description of sites

The investigation was carried out at two sites, one in Brazil and other in Austria, where yearly datasets of meteorological observations are available. Furthermore, we chose these sites because they meet the terrain requirements of performing modeling exercises using a Gaussian plume model (AERMOD), and they are representative of the odour sources found in the surrounding areas.

São José dos Pinhais (-25.555° S and -49.132° W, at 906 m asl), close to Curitiba the capital of the state of Paraná, is the location of the odour source in Brazil. This site is within flat and elevated terrain. Land

uses such as farmland, remaining forest, woody wetlands, low residential areas and few industries can be found scattered around the emission source in mostly all directions. The Austrian site is located in Groß-Enzersdorf (48.203° N and 16.564° E, at 151 m asl), district of Gänserndorf in Lower Austria, east of Vienna. It is within mainly flat terrain, typically farmland. However, residential dwellings and few industries mainly in the southwesterly and southeasterly directions about 350-500 m from the source are present in the surroundings.

4.2.2. Characterization of the odour source

Among the uncertainties in dispersion modelling, algorithms that deal with the source typology are a key point. According to Pullen and Vawda (2007), predicted ambient air concentrations are fundamentally more accurate for single stacks, in the first hand. Therefore, we chose the odour emission as a single-point source. The odour emission rate (OER) is constant, continuous and stationary in time given by an annual mean value of 17,500 ou s⁻¹. A variety of emission factors to translate this OER into a typical livestock building can be found elsewhere (VDI 3894 Part 1, 2011). The geometry of the source is presumed circular, with a height of 6 m from the ground, inner diameter of 1.2 m and vertical release. The exit velocity and gas temperature are 3.0 m s⁻¹ and 35.0 °C, respectively. This source configuration replicates the emission from a typical mechanically-ventilated livestock building. Table 4.1 summarizes the odour source parameters assumed for dispersion calculations.

Table 4.1 – Characteristics of odour source assumed for dispersion calculations.

Parameter	Description	Unit
Source type	Point	.
Release type	Vertical	.
Geometry	Circular	.
Release height	6	[m]
Inner diameter	1.2	[m]
Gas temperature	35.0	[°C]
Exit velocity	3.0	[m s ⁻¹]
Flow rate	3.39	[m ³ s ⁻¹]
Odour emission rate	17,500	[ou s ⁻¹]

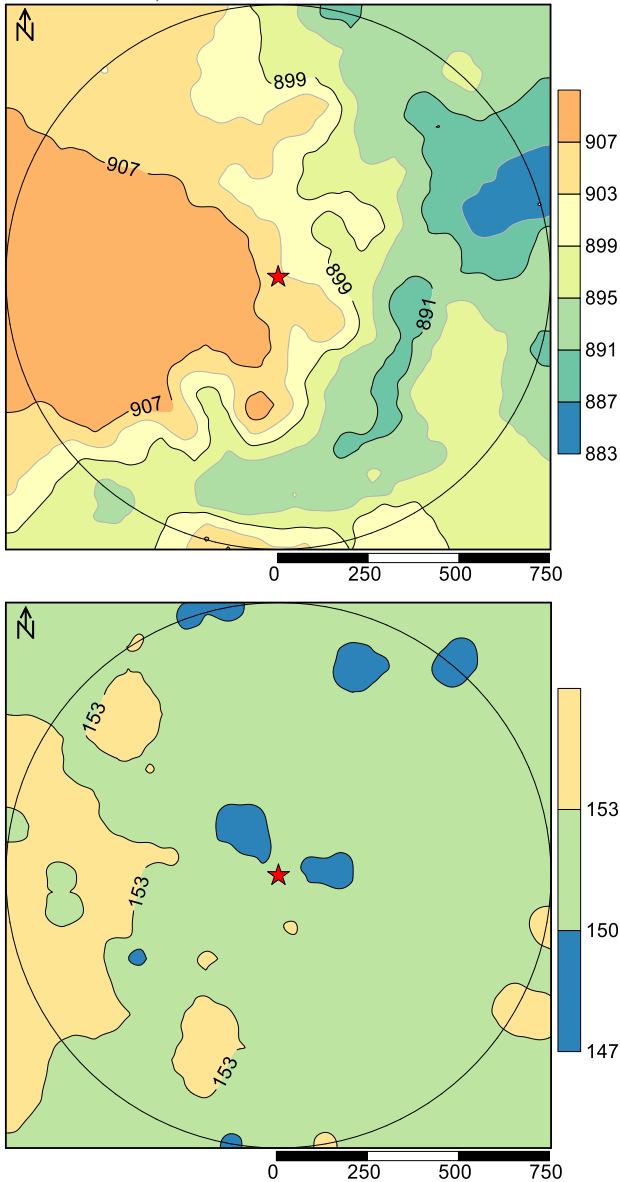
4.2.3. Modelling set-up

The U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) regulatory air quality model, AERMOD Modelling System, was used to predict odour concentrations in ambient air at specified receptors points surrounding the emission source. The model is also worldwide adopted and accepted for regulatory demonstrations by several other environmental agencies. Essentially, the modelling system consists of three modules: the AERMOD dispersion model itself, the AERMET meteorological processor, and the AERMAP terrain processor. AERMOD is fundamentally a steady-state Gaussian plume model with algorithms based on planetary boundary layer turbulence structure and scaling concepts. AERMOD is the U.S. EPA preferred/recommended software for demonstrating regulatory compliance for short-range transport of air pollutants (< 50 km), including treatment of surface and elevated sources and simple and complex terrain. The steady-state concept assumes that over the model time step, the emissions, meteorology and other model inputs, are constant all over the modelling domain. This assumption results in a resolved plume with the emissions distributed throughout the plume according to a Gaussian distribution (U.S. EPA, 2017). Comprehensive model principles and formulation can be found elsewhere (Cimorelli et al., 2005; Perry et al., 2005; U.S. EPA, 2016a). The model is used with the graphic user interface AERMOD View 9.4.0 - version 16216r (Lakes Environmental Software, Ontario, Canada). The suitability of AERMOD for the scenarios of this work is justified based on the topographic features and meteorological conditions of the areas being modelled; the detail and accuracy of the main inputs (meteorology and emission) required for a refined model, the way complexities of atmospheric processes are handled by the model, the need to apply a recognized model typically used in the permitting process, efficiency relationship between computational time and reasonable accuracy and finally our resources available to apply such a desktop software. The modelling protocol follows up-to-date default regulatory options consistent with the Guideline on Air Quality Models (U.S. EPA, 2017), except where stated and justified otherwise.

The modelling domain, at both sites, consists of a circular area of 750 m radius centered on the source discretized using a uniform polar grid network. Receptors are distributed along 72 radial directions, with the initial direction in 0° with an increase of 5° clockwise, over 20 concentric rings. The nearest and the last ring are placed 50 m and 750 m from the source, respectively. The distance of the nearest ring from the source

allows for the satisfactorily accurate calculation of odour concentrations because to date Gaussian plume models are inherently more uncertain for receptors very close to the source. Therefore, 1,440 receptor points are shaped for the calculation of odour concentrations for each site. The design of the receptor network is supported by the receptor density and location and not because of the total number of receptors. The receptor grid, thus, is progressively more resolved near the source, which proves to be the hotspots of maximum impact for our scenarios (highest predicted concentrations). Receptors are positioned 1.5 m above the ground at the average height of the human nose. No background concentrations are assumed. The influence of a possible building downwash effect is not considered. Both sites are classified as rural and hence the rural dispersion option is selected. Terrain elevation data are obtained from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) conducted by the National Aeronautics and Space Administration (NASA). The data for the modelling domains are in SRTM1 (spacing for individual data points is 1 arc-second), which corresponds to about 30 m in resolution. Accordingly, the digital elevation models are built using the AERMAP terrain processor, version 11103 (U.S. EPA, 2016b). The modelling domain at the Brazilian site has elevations from near 883 m to 911 m asl. For the Austrian site, elevations from near 147 m to 153 m asl can be found (Fig. 4.1). The model can account for elevated orographic effects. This is performed by inputting elevated receptor heights in order to model the effects of terrain above or below stack base. Because of the orography of the sites, the regulatory elevated option is used to characterize the terrain effects. Elevations/hill heights are assigned to receptors and the odour source by AERMAP. Land surface characteristics (i.e., albedo, Bowen ratio e surface roughness length) around the meteorological towers are determined in accordance with the procedures of AERSURFACE (U.S. EPA, 2008) and AERMET User's Guides (U.S. EPA, 2016c) using the AERSURFACE utility (version 13016). For the Brazilian site, surface characteristics are extracted from the Global Land Cover Characterization GLCC for South America, with a resolution of 1 km. For the Austrian site, CORINE CLC2006 database with 0.1 km resolution is used. In order to improve the resolution and look for homogenizing the resolution of surface characteristics data, a refinement is performed using the tool called Land Use Creator available for AERMOD-View.

Fig. 4.1 – Elevations at (top) São José dos Pinhais/Brazil and (bottom) Groß-Enzersdorf/Austria. Modelling domains are within the circular areas of 750 m radius centered on the source (red star marker). Legends denote elevations in meters and their associated colors; scale bars in meters.



The surface roughness is determined by sectoring (12 angular sectors of 30°) with a default upwind distance of 1 km radius relative to the meteorological tower location. Albedo and the Bowen ratio values are determined based on a default area of 10 km x 10 km also centered on the meteorological tower. Monthly values are assigned to account for a temporal change of surface characteristics. The adjusted surface friction velocity technique (ADJ_U*) is currently considered a default regulatory option for the AERMOD (U.S. EPA, 2016c). As a previous diagnostic examination (sensitivity analysis), we run the model for both sites to pragmatically verify the sensitivity that the ADJ_U* option can exert on the predicted concentrations. Model results at both sites are highly linearly correlated ($R^2 \approx 0.99$) for ADJ_U* turned on against ADJ_U* turned off for the two OIC tested (see Section 4.2.5). Residual plots further confirm the goodness of linear fit. Moreover, by visual scrutiny on the shape of the contour lines of the SepD, no changes in the envelope are found. Once model outputs at both sites are highly correlated for ADJ_U* turned on against ADJ_U* turned off for the selected OIC, the usage of the ADJ_U* option becomes noncompulsory for our modelling scenarios. Therefore, we run the model with ADJ_U* turned off to demonstrate the full range of atmospheric stability estimated by AERMET (see Section 4.3.2).

4.2.4. Meteorology

Brazilian site

Surface meteorological observations of 1-h timestep for wind direction (W_d), wind speed (W_s), air temperature (T), atmospheric pressure (P_{atm}) and cloud cover (CC) were obtained from the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) database for Afonso Pena International Airport *SBCT* (-25.531° S, -49.167° W). At airports, W_d is normally recorded to the nearest 10° for that hour. Weather years selected to perform the modelling are 2004, 2008, 2013, 2014, 2015. Due to not meeting the U.S. EPA minimum requirements of completeness, the additional annual datasets from 2005 to 2016 were disregarded. Preprocessing is conducted to fix unordered times, non-uniformly spaced times, missing data and duplicate records. Gaps are filled with established data substitution protocols (U.S. EPA, 2000, 2016c). Representativeness in terms of both spatial and temporal resolution of the meteorological data is mandatory. Therefore, the *SBCT* station dataset is representative of the meteorological conditions at the source location and in adjacent areas

because of the (i) proximity of the meteorological tower to the area being modelled: ≈ 4.5 km, (ii) complexity of the terrain: topography between the surface station and the source location is not complex, (iii) surface characteristics: comparable land use characteristics around the meteorological tower to the area being modelled, and (iv) period of the data collection and completeness: recent and valid years of weather data are used. Upper air data for the weather years previously selected are obtained for SBCT from the NOAA/ESRL Radiosonde Database. Both surface and upper air data are inspected using quality assurance procedures and validation and processed using AERMET (version 16216). Atmospheric pressure is used within the model basically to calculate dry air density, and cloud cover is a mandatory input to AERMET to derive the micrometeorological parameters. The model uses the Monin-Obukhov similarity theory to estimate the stability of the planetary boundary layer. This theory is grounded on the Obukhov stability length, which is an estimation of the height where the shear production of turbulent kinetic energy is comparable with the buoyancy production of turbulence kinetic energy (Temel and van Beeck, 2017).

Austrian site

Primary surface meteorological data of 1-h timestep for W_d , W_s , T and P_{atm} was made available by the Central Institute for Meteorology and Geodynamics (ZAMG, Vienna, Austria) for Groß-Enzersdorf *GE* (48.199° N, 16.559° E). Wind direction is recorded to the nearest 1° . However, GE station does not have CC observations; thus, this variable was also provided by ZAMG for Schwechat Vienna International Airport *LOWW* (48.110° N, 16.569° E) which is situated ≈ 10 km from the source. Minor missing data are filled using recommended procedures. The period of data collection is associated with the Brazilian site to harmonize the meteorological years used for model calculations. Therefore, we selected 5 years of weather data for each site. GE station dataset is representative of the spatial and temporal conditions at the odour source location and in adjacent areas for the same conditions previously described (e.g., the meteorological tower is located ≈ 0.6 km from the source). Upper air data for the corresponding surface weather years was obtained from the NOAA/ESRL Radiosonde Database for Wien-Hohe Warte *WHW* (located ≈ 16 km from the source, 48.248° N, 16.356° E). Table 4.2 summarizes the information on the surface and upper air meteorological stations at the Brazilian and Austrian sites.

Table 4.2 – Meteorological stations selected for the modeling applications. Brazilian site: Afonso Pena International Airport *SBCT*. Austrian site: Groß-Enzersdorf *GE*, Schwechat Vienna International Airport *LOWW*, Wien-Hohe Warte *WHW*. Weather years used are 2004, 2008, 2013, 2014, 2015

Site	Station	Type	Coordinates	Elevation asl (m)	Distance from the source (km)	Hourly meteorological parameters
Brazil	SBCT	Surface	-25.531° S, -49.167° W	908	4.5	W_d, W_s, T, P_{atm}, CC
	SBCT	Upper air	-25.531° S, -49.167° W	908	4.5	W_d, W_s, T, P_{atm}
Austria	GE	Surface	48.199° N, 16.559° E	154	0.6	W_d, W_s, T, P_{atm}
	LOWW	Surface	48.110° N, 16.569° E	183	10	CC
	WHW	Upper air	48.248° N, 16.356° E	198	16	W_d, W_s, T, P_{atm}

4.2.5. Selection of odour impact criteria

The calculation of the direction-dependent SepD was performed for two OIC commonly used by jurisdictions to manage on environmental odour, as follows:

- OIC₁: $C_t = 0.25 \text{ ou m}^{-3}$, $P = 90^{\text{th}}$, $A_t = 1 \text{ h}$;
- OIC₂: $C_t = 1 \text{ ou m}^{-3}$, $P = 98^{\text{th}}$, $A_t = 1 \text{ h}$.

The OIC_1 is presently used within the German odour regulatory framework (GOAA, 2008) and the OIC_2 is used, for example, in Flanders (Belgium) for new and single livestock farms (LNE, 2008; Willems et al., 2015). A detailed description of odour regulations for several jurisdictions worldwide can be found elsewhere (Brancher et al., 2017; Brancher et al., 2016).

4.2.6. Statistics of the separation distance

Separation distances are typically drawn to the opposite side of the W_d because this is the direction into which emissions spread. This direction is called transport direction T_d (given by $T_d = W_d + 180^\circ$). For instance, when the wind blows from the South (180°) the corresponding SepD is located to the North (T_d of 360°) (Schauberger et al., 2006; VDI 3894 Part 2, 2012). The calculated direction-dependent SepD are given in increments of 10° using the stack position as the reference point for the distance determination. The SepD are given in full meters. The contour method used to draw the SepD is the B-spline smoothing. Statistical analyzes were performed in accordance with the Guide to the expression of Uncertainty in Measurement (GUM), which recommends a standardized approach for expressing the uncertainty of measurements (BIPM et al., 2008). We determined the mean separation distance values (sample size = 5), the standard deviations (degrees of freedom = 4), besides the upper and lower confidence interval boundaries ($k = 2$, level of confidence = 95%) over the single meteorological years. The coefficient of variation CV , which is defined as the standard deviation divided by the mean with the result reported as a percentage, is used to show the extent of variability in relation to the mean separation distance values over the single meteorological years. The CV is widely used in many fields when performing quality assurance and evaluations of repeatability and reproducibility. We also compare the direction-dependent SepD for the model runs using the 5 years of meteorological data against the distances resulting from single meteorological years, and the mean values over the single meteorological years.

4.3. Results

4.3.1. Surface meteorological conditions

The wind statistics for the Brazilian site (São José dos Pinhais, SBCT station) shows that the prevailing wind pattern during the 5 years of meteorological observations (2004, 2008, 2013, 2014, 2015) is blowing from East to Southeast (E–SE). Winds characterized as calms ($< 0.5 \text{ m s}^{-1}$) amount approximately to 3.5% of the observations. The average W_s is 3.3 m s^{-1} ; high speeds can be experienced from mostly all directions with a maximum of 25.7 m s^{-1} for the period. The site is located on a plateau of around 0.9 km above sea level, thus low atmospheric pressure is observed (915 hPa on average). The site altitude and location also reflect on monthly mean temperatures being mild in the summer, and during the winter the monthly mean temperatures are relatively cold.

Groß-Enzersdorf in Austria can experience high wind speeds mainly from prevailing northwesterly (NW) directions during the selected meteorological period. The secondary prevailing wind direction is from Southeast (SE), which also can experience stronger winds. Whereas the northwesterly wind is mainly associated with cloudy or rainy periods, the southeasterly wind is regularly observed with anticyclonic conditions. Calm winds account for approximately 0.4% of the observations. The average W_s is 3.3 m s^{-1} ; the highest speed of the period is 13.2 m s^{-1} . In general, the weather conditions for Groß-Enzersdorf are characterized by dissimilar seasons in terms of temperature. The winter has relatively low monthly mean temperatures, while in summer high monthly mean temperatures are observed.

For both sites, calm conditions recorded in the surface meteorological dataset are not excluded for dispersion calculations. The calms are adjusted into a minimum speed threshold of 0.5 m s^{-1} and uniformly redistributed around the compass to maintain the wind profile. This inclusion is considered, however, minor since 3.5% and 0.4% and of total hours were added for the Brazilian and Austrian datasets, respectively. Table 4.3 shows the descriptive statistics for hourly meteorological conditions over the 5 years of data collection at the Brazilian and Austrian sites.

Table 4.3 – Descriptive statistics for hourly meteorological surface observations at São José dos Pinhais (SBCT station, Brazil) and Groß-Enzersdorf (GE station, Austria) used for the model calculations according to the period of data collection.

Parameter	Station	Minimum	Maximum	Mean
W_s (m s ⁻¹)	SBCT	0.5	25.7	3.3
	GE	0.5	13.2	3.3
T (°C)	SBCT	-3.0	33.0	17.4
	GE	-16.5	38.0	11.4
P_{atm} (hPa)	SBCT	900	930	915
	GE	959	1029	998
CC (tenths)	SBCT	0	10	7.6
	GE	0	10	6.7

Fig. 4.2 and Fig 4.3 show the annual wind roses with distributions of wind direction for 10° sectors (i.e., 36-part wind roses) at the Brazilian and Austrian sites, respectively. While keeping the general characteristics, a distinctive year-to-year variation in the wind data can be delineated already from a visual inspection of these figures.

Fig. 4.2 – Wind roses at São José dos Pinhais (SBCT, Brazil). Legend denotes wind speed categories and their associated colors.

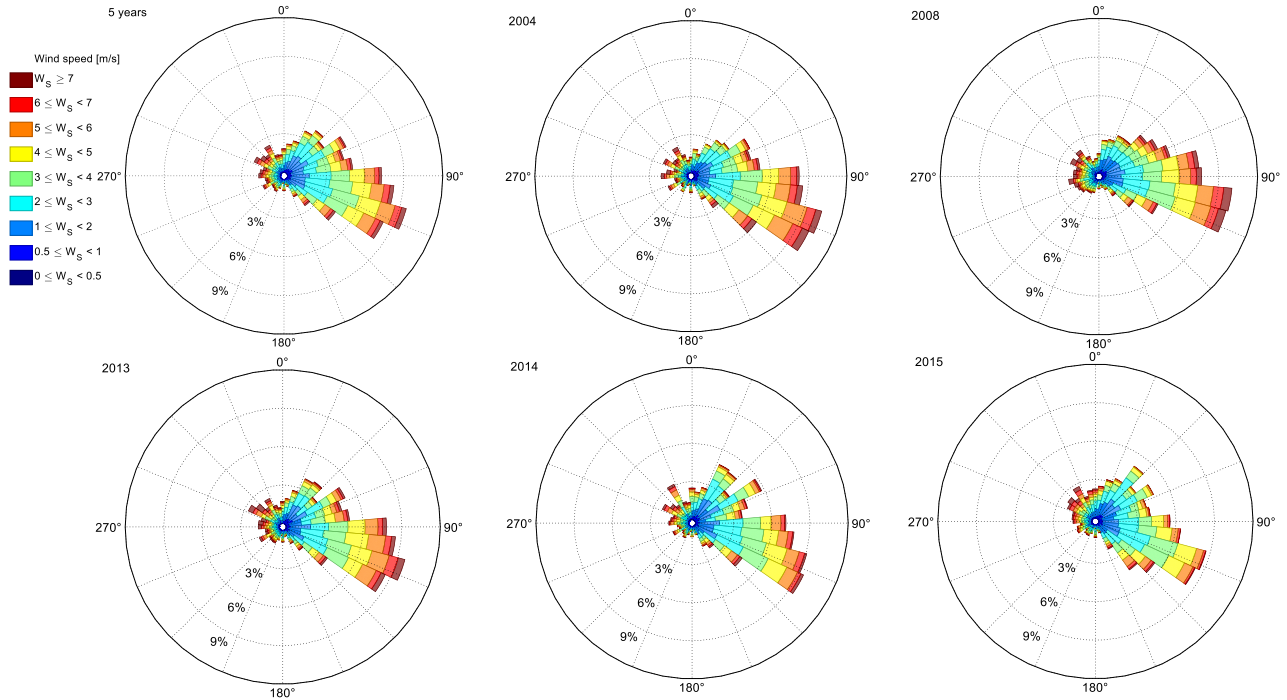
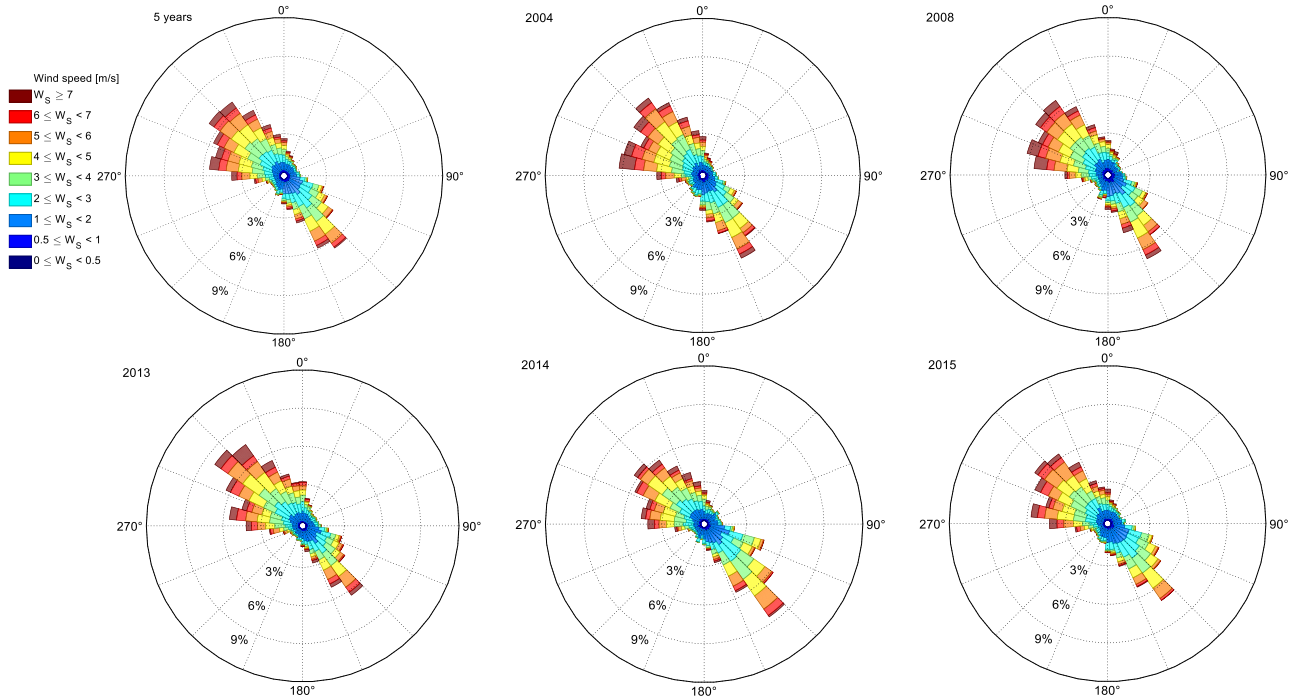


Fig. 4.3 – Wind roses at Groß-Enzersdorf (GE station, Austria). Legend denotes wind speed categories and their associated colors.



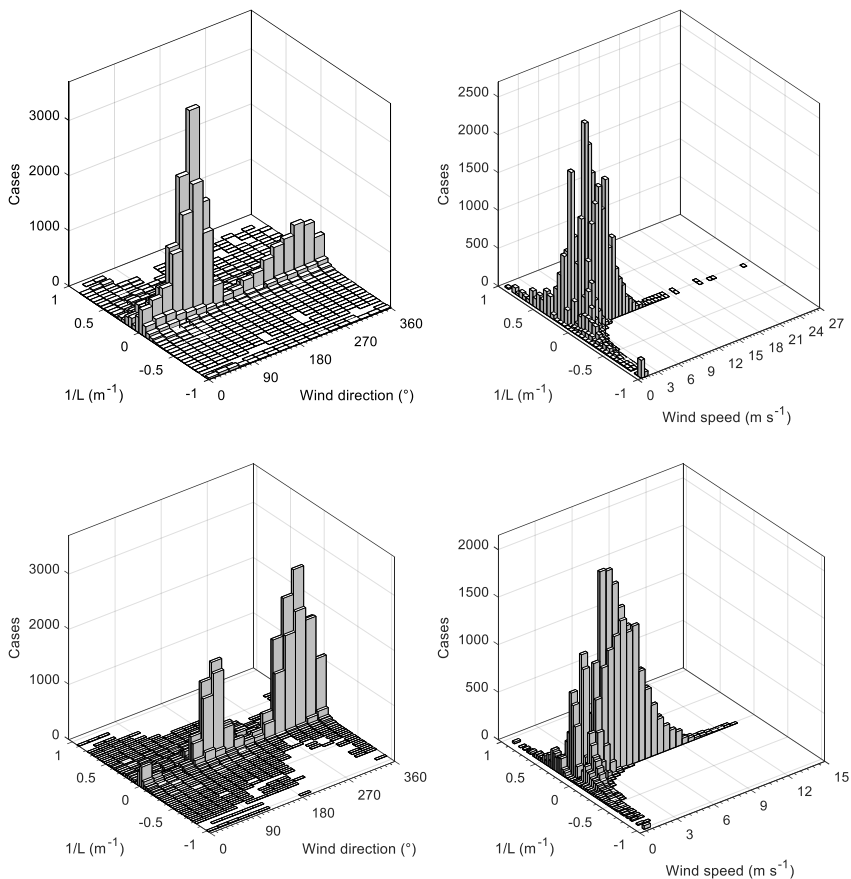
4.3.2. Atmospheric stability

The Obukhov length L , with dimension of length (m), is used by AERMET to estimate the atmospheric stability. Therefore, we show L as an indicator of atmospheric stability estimated by the model, and not as a definitive measure of the dispersion of the plume. Because L , by definition, can approach positive or negative infinity for neutral states, the inverse of L ($1/L$, given in m^{-1} and often called the Obukhov stability parameter) is assessed. Thus, unstable atmospheres have negative values of $1/L$; neutral atmospheres have $|1/L|$ values of approximately zero; stable atmospheres have positive values of $1/L$. Consequently, the more positive the $1/L$ value, the more stable the atmospheric stability is assumed to be. Similarly, the more negative $1/L$ becomes, the more unstable the surface layer is presumed. Once we turn off the ADJ_U* option for the modeling applications, the lowest positive and negative values of L that can be calculated by the model are +1 m and -1 m, respectively. Therefore, the magnitude of the $1/L$ values, in m^{-1} , is within this interval. Fig. 4.4 presents bivariate histogram plots to show the atmospheric stability (given by $1/L$) estimated by AERMET against wind direction and speed. On the top panel of Fig. 4.4, the stability is shown for the Brazilian site and on the bottom panel for the Austrian site. These charts cover the 5 years of meteorology (2004, 2008, 2013, 2014, 2015) at both sites. The dependence of turbulence on the wind speed is confirmed, as expected. With increasing wind speed, there is a tendency that only near-neutral conditions for both sites occur. At both sites, neutral stability essentially dominates with wind speeds roughly greater than 5 m s^{-1} . Extremely unstable and moderately stable atmospheric conditions are both estimated for very low wind speeds ($< 1.0 \text{ m s}^{-1}$). For example, larger abundance of extremely unstable conditions with $1/L$ values of -1.0 m^{-1} at the Brazilian site (302 cases, 0.7% of the total observations) from numerous wind directions are observed than at the Austrian site (40 cases, 0.1% of the total observations), where these extremely unstable conditions are only associated with certain wind directions. Additionally, the effect of low wind speeds favoring the incidence of daytime unstable and night-time stable atmospheric conditions is detected at both sites.

Annual $1/L$ plots against wind direction and speed (data not shown) indicate that the atmospheric stability estimated by AERMET is similar among the years at each site. Although, some year-to-year differences can be observed mainly for the dependence on the wind direction. Inter-annual variability of the atmospheric stability appears to

be lower than for the wind data, whereby the Brazilian site shows more variation than the Austrian site.

Fig. 4.4 – Atmospheric stability estimated by AERMET against wind direction and speed at (top) São José dos Pinhais/Brazil and (bottom) Groß-Enzersdorf/Austria. Meteorological years: 2004, 2008, 2013, 2014, 2015.

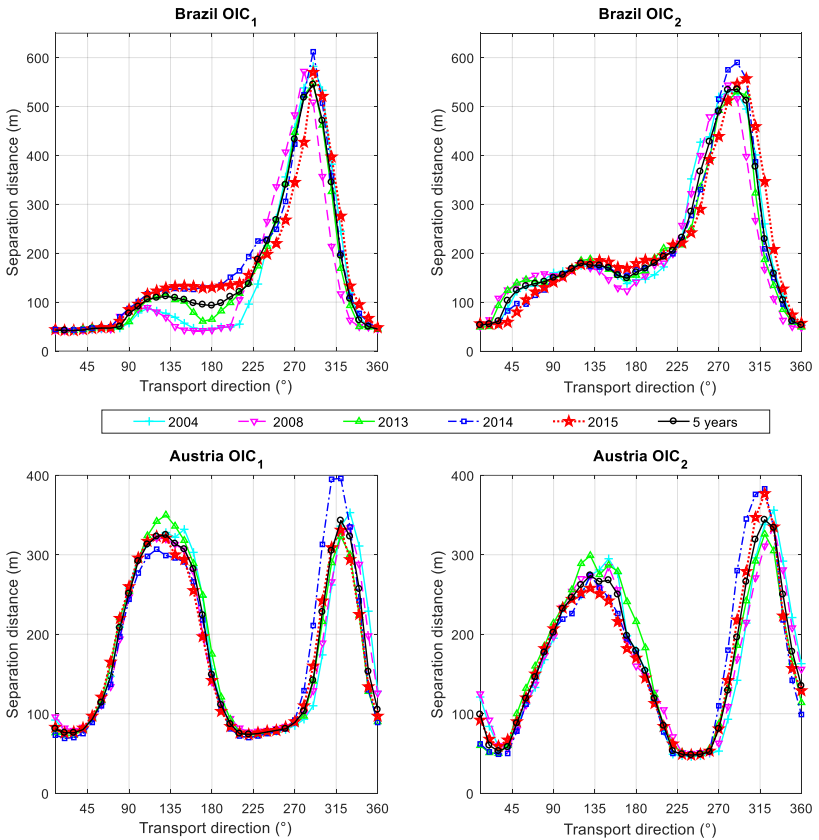


4.3.3. Direction-dependent separation distances

The direction-dependent SepD measured in increments of 10° at São José dos Pinhais (Brazil) and Groß-Enzersdorf (Austria) are given in Fig 4.5. The results for OIC₁ ($C_t = 0.25$ ou m⁻³, $P = 90^{\text{th}}$, $A_t = 1$ h) are

shown on the left panels and for OIC_2 ($C_t = 1$ ou m^{-3} , $P = 98^{th}$, $A_t = 1$ h) on the right panels.

Fig. 4.5 – Direction-dependent separation distances at the Brazilian and Austrian sites. Legend denotes the meteorological years used for the model calculations and their associated colors and markers.



Considerable differences in the shape, length and the transport directions T_d are found between the sites. These differences are, evidently, due to the yearly varying meteorological conditions at each site, as for all modelling runs the same source data and modelling assumptions are considered.

The spreading of the SepD is primarily governed by the distribution of W_d . This is made clear by comparing the wind roses (Fig. 4.2 and Fig. 4.3) with the shape of the SepD at the Brazilian and

Austrian sites (Fig. 4.5). Accordingly, the largest distances are observed in the prevailing wind directions. Therefore, a priori one can expect that the higher the frequency of a certain wind direction sector, the greater the elongation of the SepD will be. The extent of the distances, nevertheless, is probably a combination of many factors such as the frequency distribution of atmospheric stability classes and wind speeds per wind direction sector as well as the selection of the OIC.

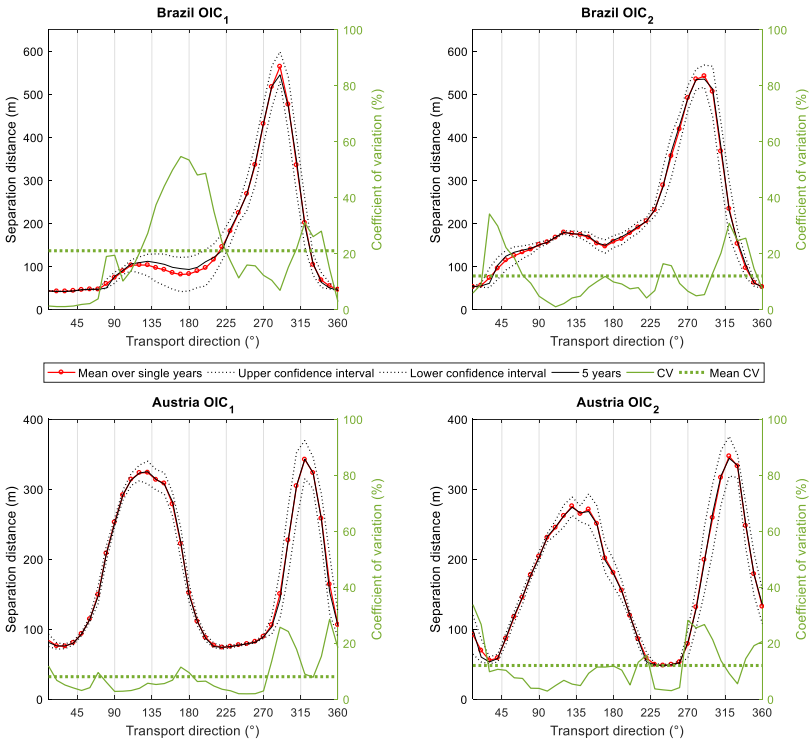
At the Brazilian site, a maximum SepD of 612 m and 590 m for scenarios OIC₁ and OIC₂, respectively, are obtained. These distances occur at $T_d = 290^\circ$ in 2014. The minimum SepD in $T_d = 290^\circ$ is 547 m for the OIC₁ (in 2013) and 528 m (in 2004). The minimum direction-dependent SepD over all wind direction sectors is 42 m for the OIC₁ and 49 m for the OIC₂ at north-easterly T_d , with almost no variation from year to year. The highest variation of SepD from one year to the next at the Brazilian site is observed for the OIC₁ at a T_d from 140° to 210° . Another source of inter-annual variability occurs for the OIC₂ at a T_d from 30° to 60° . Both scenarios of odour criteria also have year-to-year variations in the prevailing wind. All in all, a variation in T_d between approx. 50 and 600 m is observed at the Brazilian site.

At the Austrian site, two main SepD peaks are observed around the odour source because of the prevailing winds heading in these directions. For the OIC₁, a maximum SepD of 396 m for $T_d = 320^\circ$ in 2014 and 350 m for $T_d = 130^\circ$ in 2013 are found. Using OIC₂ results in a maximum distance of 383 m for $T_d = 320^\circ$ in 2014 and 299 m for $T_d = 130^\circ$ in 2013. The minimum SepD in the prevailing winds is 323 m for a $T_d = 320^\circ$ in 2013 and 307 m for a $T_d = 120^\circ$ in 2013 for the OIC₁. Taking OIC₂, a minimum distance in the prevailing winds of 326 m for a $T_d = 320^\circ$ in 2013 and 258 m for a $T_d = 130^\circ$ in 2015 are obtained. At the Austrian site, the largest variations of SepD from year to year are observed mainly in the prevailing winds for both OIC₁ and OIC₂. All in all, SepD vary between approx. 50 and 400 m at the Austrian site.

4.3.4. Inter-annual variability of the calculated direction-dependent separation distances

For evaluating and expressing the amount of the inter-annual variability of the calculated direction-dependent SepD, we present Fig 4.6.

Fig. 4.6. Inter-annual variability of the direction-dependent separation distances at the Brazilian and Austrian sites. Legend denotes the metrics used for the evaluation.



At both sites, the mean direction-dependent SepD over the individual meteorological years are largely in agreement with the distances determined for the 5 years of meteorology. This can be observed in Fig. 4.6 through the great overlapping of the lines “mean over single years” and “5 years”. Moreover, the SepD determined for the 5 years of meteorology, assumed herein as the “true value”, are continuously inside the confidence interval of the mean direction-dependent SepD determined for the single meteorological years. This confirms the consistency of the SepD values determined for the individual years of meteorology.

As previously identified, the peak of variability at the Brazilian site is for a T_d from 140° to 210° when selecting the OIC₁ to delineate the distances. In this regard, a CV of about 55% is observed for a $T_d = 170^\circ$. For the OIC₂, a CV of 34% is determined for a T_d of 30° . The overall CV

for all direction-dependent distances corresponds to 21% and 12% for the OIC_1 and OIC_2 , respectively.

At the Austrian site, some peaks of variation in the annual separation distances are observed for both OIC , however, they are not very pronounced. This reflects in an overall CV for all direction-dependent distances of 8% and 12% for OIC_1 and OIC_2 , respectively.

4.4. Discussion

In this work, we investigated the inter-annual variability of direction-dependent separation distances $SepD$ to avoid odour annoyance calculated by the AERMOD dispersion model. The calculations are undertaken for a site located in São José dos Pinhais (Brazil) and another in Groß-Enzersdorf (Austria). Modelling scenarios simulate a constant OER from a single-point source. Regarding odour pollution, dispersion model outputs are typically related to a certain odour impact criterion, which is a combination of an odour concentration threshold C_t , a percentile rank value P and an averaging time A_t used within the dispersion model. Thus, two common national OIC were selected as a reference of odour protection to obtain the $SepD$ (see Section 4.2.5). The comparability of the two national OIC was shown by Sommer-Quabach et al. (2014). The same emission characteristics and modelling assumptions were used for both sites. Therefore, the outcomes are dependent on the on-site meteorology and the selected impact criteria. We collected 5 years of hourly meteorological observations for each site. São José dos Pinhais, near Curitiba, the capital of the Brazilian state of Paraná, can experience high wind speeds from mostly all directions. The prevailing wind is blowing from E to SE. As seen from Fig. 4.2, some inter-annual variability is seen, especially in the main wind directions, both with respect to the frequency of occurrence and to the wind speed. Groß-Enzersdorf, in Lower Austria east of Vienna, can have high wind speeds mainly from NW directions. The secondary prevailing wind directions are from SE, which can experience stronger winds as well. In contrast to the Brazilian site, Groß-Enzersdorf shows this bi-polar structure of wind directions commonly observed in Central Europe and attributable to the West wind belt in these latitudes with alternating low and high-pressure influence. Inter-annual variability in the wind data appears to be lower than at the Brazilian site when comparing Figs. 4.2 and 4.3. For both sites, the average W_s is 3.3 m s^{-1} and the terrain within the modelling domain is in large parts flat with some receptors located in elevated positions.

As far as atmospheric stability is concerned, the Brazilian site experiences more unstable conditions than the Austrian site (Fig. 4.4). This was expected because of the climate classification of the sites, which further endorses the selected approach to determine the atmospheric stability via the Obukhov length L . With increasing wind speed, neutral conditions dominate at both sites.

The meteorological conditions, especially the distribution of wind directions, are reflected in the direction-dependent separation distances (Fig. 4.5 and 4.6). Both the range as well as the inter-annual variability of the separation distances are larger at the Brazilian than at the Austrian site. The separation distances vary between approx. 50 and 600 m at São José dos Pinhais and 50 to 400 m at Groß-Enzersdorf. At São José dos Pinhais, OIC_2 often delivers larger separation distances than OIC_1 , whereas, at Groß-Enzersdorf, OIC_1 often delivers the larger separation distances. This is an effect of the combination of wind speed and stability data for each wind direction sector. The maximum separation distances of about 600 m for a T_d of 290° at the Brazilian site, for example, result from a combination of a high frequency of the relevant T_d , high wind speeds and a large amount of neutral to slightly stable atmospheric stability.

From the short interpretation of meteorological data given before, it is no surprise that the inter-annual variability of the separation distances is generally larger at São José dos Pinhais than at Groß-Enzersdorf (Figs. 4.5 and 4.6). At both sites, a dependence on the transport direction can be seen which is different between the two odour impact criteria used. At the Brazilian site, the largest CV is obtained for the seldom occurring southerly T_d for OIC_1 . At Groß-Enzersdorf, CV is often high for T_d between 270° and 360° , but also not necessarily for the most frequent directions.

We posed two questions in the Introduction regarding the inter-annual variability of the direction-dependent SepD at the two sites calculated by the AERMOD dispersion model. We return to these questions as follows:

- Is one single year of meteorological observations sufficient to derive representative odour impact patterns?

A fair agreement was observed within the SepD for each OIC applied and site under investigation (Fig. 4.5). Based solely on the inter-annual general tendencies in the shape of the separation distances and the raw direction-dependent SepD measurements presented in Section 4.3.3,

one-year dataset of hourly meteorological observations is sufficient to be taken as a plausible length of meteorology to attain representative odour impacts at a certain site. This is further supported because the meteorological conditions for the Brazilian and Austrian sites have no excessive dissimilarities in a period of 11 years (from 2004 to 2015), as demonstrated in the annual wind roses (Figs. 4.2 and 4.3) and the atmospheric stability. Although some meteorological years were disregarded because of modelling criteria, these and other weather years were investigated, mainly in terms of wind distribution. We found that these data are also representative of the climatic conditions of the two sites, as well as the ability of the individual parameters to characterize the transport and dispersion conditions in the areas of interest (U.S. EPA, 2017).

As noted by Featherston et al. (2014), to conduct an assessment against each meteorological year assessed—independently—has the effect of increasing the effective compliance threshold above the current percentile predicted odour level; and, for some cases, not efficiently accounting for inter-annual variability in meteorology and the incidence of “poor dispersion”, which can be better assessed using the length of meteorology as a whole. Furthermore, in Featherston et al. (2014) the 99.9th percentile is used across 5 years of meteorology. The dispersion patterns showed to be more representative of real-world dispersion because significant smoothing of the petal/fingering pattern usually associated with Gaussian plume model plots is observed.

For calculating separation distances to avoid odour annoyance, we show that one year of meteorological data can be used for sites with constant meteorological conditions. Therefore, it would be possible to accomplish an acceptable equilibrium of representativeness of odour impacts and time/financial resources.

To bear in mind, at least 1 year of “site-specific” meteorological data is already accepted under the scope of the Guideline on Air Quality Models (U.S. EPA, 2017). This guide also states that if more years are available, these data are preferred for use in air quality analyses, which is logically expected.

The use of the most recent and valid meteorological year should be preferred. This is mainly related to possible changes in the surface roughness length around meteorological towers over the years that may influence local micrometeorology patterns.

- What is the amount of inter-annual variability if a single meteorological year is used to calculate direction-dependent separation distances?

A considerable variation within the absolute values of SepD from one year to the next was not observed at the two sites under investigation. If a single year of meteorology is adequate to calculate separation distances to avoid odour pollution, the amount of inter-annual variability involved in this outcome now arises. The mean CV values over all direction-dependent distances at the Brazilian site correspond to 21% and 12% for the OIC₁ and OIC₂, respectively. At the Austrian site, the mean CV values for all direction-dependent distances are 8% and 12% for OIC₁ and OIC₂, respectively. The statistical analyzes reveal, therefore, a relatively low yearly variability, which is an evidence to support the use of one single meteorological year to calculate odour amenity distances by dispersion modelling. Moreover, visual interpretation of the Fig. 4.5 also shows representativeness of the single meteorological years against the 5 years of meteorology. We found agreement (Fig. 4.6) of the SepD determined for the individual years of meteorology because the distances of the 5 years of meteorology are continuously within the confidence interval of the mean values over the single meteorological years.

Therefore, our investigation reveals for the scenarios here tested that one single year of meteorological observations can satisfactorily estimate odour impact fingerprints.

The year-to-year variation of the direction-dependent SepD is most likely related to the frequency of wind direction and atmospheric stability in a certain sector. As noted by Piringer et al. (2016), the combination of atmospheric stability with frequent wind directions can be very important for large separation distances. In a comparison of separation distances at other sites across Austria, Piringer et al. (2016) concluded that separation distances are a result of a complex interaction of wind conditions, stability classes, and attenuation curves due to peak-to-mean factors. Therefore, it can be expected that these factors also will influence the year-to-year variability in separation distances. It is further added that the inter-annual variability can be influenced by the application of the OIC, as seen in Fig. 4.6. We also assume that the 90th and 98th percentiles are better at reducing inter-annual variability in the results because the odour concentrations related to these percentiles are reflective of commonly occurring meteorology. In contrast, results from high percentiles such as the 99.9th or 99.5th can be a mirror of more unusual meteorological events (ERM,

2012). This offers evidence that the OIC also plays an important role in the inter-annual variability of separation distances.

4.5. Conclusion

With the aim of investigating the inter-annual variability of direction-dependent separation distances to avoid odour nuisance, we performed dispersion modelling calculations using the AERMOD model at two sites, each with 5 years of hourly meteorological observations. Our results confirm that long time series of meteorological data can give us an understanding of the “average” conditions of how separation distances are shaped around odour sources. However, long time series of meteorology is not always available and can be time-consuming to prepare a large file for inputting into dispersion models. The inter-annual variability of the separation distances is shown to be within a plausible range (mean CV values from 8% to 21%). In this regard, this finding can launch the potential of using a single year of meteorological observations to predict representative odour impacts.

Acknowledgments

This work was supported by the *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES, Ministry of Education, Brazil), within the *Programa Geral de Cooperação Internacional* (PGCI, grant number 88881.117633/2016-01). We also would like to thank Erwin Petz and Erwin Polreich from *Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik* (ZAMG) for the support with the meteorological dataset from Groß-Enzersdorf.

References

- BIPM, IEC, IFCC, ILAC, ISO, IUPAC, IUPAP, OIML, 2008. Evaluation of measurement data — Guide to the expression of uncertainty in measurement. JCGM 100:2008, GUM 1995 with minor corrections. First edition; September 2008.
- Brancher, M., Griffiths, K.D., Franco, D., De Melo Lisboa, H., 2017. A review of odour impact criteria in selected countries around the world. *Chemosphere* 168, 1531-1570.
- Brancher, M., Schauburger, G., Franco, D., De Melo Lisboa, H., 2016. Odour Impact Criteria in South American Regulations. *Chemical Engineering Transactions* 54, 169-174.
- Cimorelli, A.J., Perry, S.G., Venkatram, A., Weil, J.C., Paine, R.J., Wilson, R.B., Lee, R.F., Peters, W.D., Brode, R.W., 2005. AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source

- Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization. *Journal of Applied Meteorology* 44, 682-693.
- De Melo Lisboa, H., Guillot, J.-M., Fanlo, J.-L., Le Cloirec, P., 2006. Dispersion of odorous gases in the atmosphere — Part I: Modeling approaches to the phenomenon. *Sci. Total Environ.* 361, 220-228.
- ERM, 2012. Environmental Resources Management. Broiler Farm Odour Environmental Risk Assessment - Background to Technical Guidance, Environmental Protection Authority of Victoria, Docklands: ERM, Reference: 0164677, p. 65.
- Featherston, D., Pollock, T., Power, M., 2014. Odour Dispersion Modelling of Meat Chicken Farms: Comparison of AERMOD, AUSPLUME and CALPUFF models. RIRDC Publication No. 14/102. RIRDC Project No. PRJ-009544, Rural Industries Research and Development Corporation, p. 84.
- Ferrero, E., Mortarini, L., Pughè, F., 2017. A Simple Parametrization for the Concentration Variance Dissipation in a Lagrangian Single-Particle Model. *Boundary-Layer Meteorology* 163, 91-101.
- GHD, 2015. Odour amenity buffer assessment using AERMOD. Australian Paper Maryvale, p. 25.
- GOAA, 2008. Guideline on Odour in Ambient Air GOAA. Detection and Assessment of Odour in Ambient Air, Second Version, Berlin, Germany.
- LNE, 2008. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Achtergronddocument Bij Het Visiedocument 'De Weg Naar Een Duurzaam Geurbeleid', p. 108.
- Oettl, D., Ferrero, E., 2017. A simple model to assess odour hours for regulatory purposes. *Atmos. Environ.* 155, 162-173.
- Perry, S.G., Cimorelli, A.J., Painec, R.J., Brode, R.W., Weil, J.C., Venkatram, A., Wilson, R.B., Lee, R.F., Peters, W.D., 2005. AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part II: Model Performance against 17 Field Study Databases. *Journal of Applied Meteorology* 44, 694-708.
- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., Schauburger, G., 2015. A comparison of separation distances against odour annoyance calculated with two models. *Atmos. Environ.* 116, 22-35.
- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., Schauburger, G., 2016. Factors influencing separation distances against odour annoyance calculated by Gaussian and Lagrangian dispersion models. *Atmos. Environ.* 140, 69-83.
- Schauburger, G., Piringer, M., Petz, E., 2000. Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM). *Atmos. Environ.* 34, 4839-4851.
- Schauburger, G., Piringer, M., Petz, E., 2006. Odour episodes in the vicinity of livestock buildings: A qualitative comparison of odour complaint statistics with model calculations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 185-194.
- Schauburger, G., Piringer, M., Schmitzer, R., Kamp, M., Sowa, A., Koch, R., Eckhof, W., Grimm, E., Kypke, J., Hartung, E., 2012. Concept to assess the human perception of odour by estimating short-time peak concentrations from one-hour mean values. Reply to a comment by Janicke et al. *Atmos. Environ.* 54, 624-628.

- Sommer-Quabach, E., Piringer, M., Petz, E., Schaubberger, G., 2014. Comparability of separation distances between odour sources and residential areas determined by various national odour impact criteria. *Atmos. Environ.* 95, 20-28.
- Temel, O., van Beeck, J., 2017. Two-equation eddy viscosity models based on the Monin–Obukhov similarity theory. *Applied Mathematical Modelling* 42, 1-16.
- U.S. EPA, 2000. Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications. EPA-454/R-99-005, Research Triangle Park, North Carolina.
- U.S. EPA, 2008. United States Environmental Protection Agency. AERSURFACE User's Guide. EPA-454/B-08-001 (Revised 01/16/2013), Research Triangle Park, North Carolina.
- U.S. EPA, 2016a. AERMOD Model Formulation and Evaluation. EPA-454/B-16-014. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- U.S. EPA, 2016b. User's Guide for the AERMOD Terrain Preprocessor (AERMAP). EPA-454/B-16-012. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- U.S. EPA, 2016c. User's Guide for the AERMOD Meteorological Processor (AERMET). EPA-454/B-16-010. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- U.S. EPA, 2017. Revisions to the Guideline on Air Quality Models: Enhancements to the AERMOD Dispersion Modeling System and Incorporation of Approaches to Address Ozone and Fine Particulate Matter, 40 CFR part 51, Appendix W. EPA–HQ–OAR–2015–0310; FRL–9956–23–OAR. United States Environmental Protection Agency, Final rule.
- VDI 3894 Part 1, 2011. Emissions and Immissions from Animal Husbandry - Housing Systems and Emissions - Pigs, Cattle, Poultry, Horses. Verein Deutscher Ingenieure, Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- VDI 3894 Part 2, 2012. Emissions from and impacts of livestock operations. Method to determine separation distances. Odour. Verein Deutscher Ingenieure, Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Willems, E., Monseré, T., Dierckx, J., 2015. Geactualiseerd richtlijnenboek milieueffectrapportage 'Basisrichtlijnen per activiteitengroep – Landbouwdieren', Gent: ABO NV, juni 2011 – aangepast maart 2015, p. 146.

CAPÍTULO 5: PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES, CONCLUSÃO E TRABALHOS FUTUROS

5.1. Principais contribuições

A partir da revisão de legislações de odor (**Capítulo 3**), pode-se:

- Identificar e categorizar cinco abordagens utilizadas por jurisdições para legislar sobre odor ambiental: padrão de impacto máximo, padrão de distância de separação, padrão de emissão máximo, padrão de incômodo máximo, padrão tecnológico.
 - Jurisdições sem legislações de odor geralmente utilizam os princípios da *Nuisance Law*. Neste contexto, odor ambiental é tipicamente associado de forma subjetiva como uma forma de poluição.
- Apontar que a associação de uma série temporal de concentração de odor em ar ambiente, calculada por modelos de dispersão, com os chamados critérios de impacto de odor (CIO) é uma das ferramentas mais utilizadas para avaliar impactos de odor.
- Direcionar esforços para sintetizar, comparar e discutir os componentes dos CIO (concentração de odor limite C_t , percentil P e tempo de média A_t):
 - Tabela resumo com CIO e nível de proteção requerido:
 - C_t de 0,25 ou_E m⁻³ (Alemanha) até 35 ou_E m⁻³ (Países Baixos);
 - C_t de 0,05-100 ou_E(H) m⁻³ nas províncias dos Países Baixos;
 - P de 85%-99,99%; algumas jurisdições consideram concentrações máximas;
 - A_t de 1 s-1 h; valores de pico/media F de 1-45.
 - Portanto, C_t , P e A_t abrangem uma ampla faixa de valores, o que evidenciou a atual falta de harmonização entre jurisdições.
- Demonstrar que podem ocorrer diferenças na concentração de odor medida entre todas as unidades de odor:
 - Isso é devido a diferenças nos métodos utilizados para mensurar o limite de percepção de odor (LPO).

- Apresentar por que a legislação de odor é desafiadora de ser estabelecida e prevenir queixas:
 - Dificuldades na estimativa de taxas de emissão de odor, incertezas na modelagem de dispersão, correlação de exposição com incômodo e o somatório de tais fatores.
- Mostrar como foram coletadas evidências para determinar limites de odor em ar ambiente:
 - Estudos de dose-resposta e considerações lógicas.
- Recomendar uma estratégia para aprimorar a gestão de odor ambiental:
 - A estratégia integrada multi-ferramenta recomendada agrega as cinco abordagens identificadas nas atuais estruturas regulatórias;
 - Essa estratégia pode auxiliar, em âmbito mundial, a formar leis de odor mais robustas e harmoniosas através de uma base sólida mútua;
 - Os benefícios de uma estratégia integrada multi-ferramenta são demonstrados quando comparados a abordagens individuais;
 - Os métodos e ferramentas que contemplam a estratégia integrada são abrangidos em preditivos, observacionais/empíricos e mitigação/controle.

A partir da avaliação da variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção calculadas pelo modelo de dispersão AERMOD (**Capítulo 4**), pode-se:

- Confirmar que a avaliação de impacto de odor tende a ser mais representativa das condições meteorológicas "médias" e de longo prazo quando séries temporais de dados meteorológicos mais longas são utilizadas:
 - Essa prerrogativa é válida ao utilizar o período de meteorologia como um todo.
- Determinar, em geral, um baixo grau de variabilidade interanual das distâncias de separação:
 - Valores médios do coeficiente de variação de 8% a 21%.
- Evidenciar que, em estudos de modelagem de dispersão de odor, um único ano de dados meteorológicos é suficiente para derivar padrões de impacto representativos:
 - Esse resultado fornece uma nova visão para protocolos de modelagem de odor.

5.2. Conclusão

O objetivo desta Tese foi colaborar com o aprimoramento de estratégias regulatórias para gestão de odor ambiental. Para este propósito, dois trabalhos foram realizados, onde legislações de odor em 28 países foram organizadas e revisadas, e a variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção foi avaliada. A coletânea compreensiva de regulamentos de odor proporcionou uma oportunidade para reunir diversos achados. Por exemplo, o estudo de revisão sintetizou, comparou e discutiu os diferentes componentes dos critérios de impacto de odor *CIO* (i.e. concentração de odor limite, percentil e tempo de média), e respondeu duas perguntas proeminentes: por que a legislação de odor é desafiadora de ser estabelecida e atender as expectativas de comunidades (i.e. prevenir queixas), e como foram coletadas evidências para determinar limites de odor em ar ambiente. O estudo de revisão contemplou ainda mais tópicos como os fundamentos das propriedades, dimensões, métodos de amostragem e análise de odor, considerações sobre distâncias de separação e melhores tecnologias disponíveis. Demonstrou-se também com argumentos e causas que apesar de unidades de concentração de odor serem conceitualmente equivalentes, podem ocorrer diferenças na concentração de odor mensurada em todas as unidades devido a diferenças nos métodos utilizados para medir o limite de percepção de odor. A assimilação de elementos maduros das atuais estruturas regulatórias culminou na recomendação de uma estratégia multi-ferramenta integrada para gestão de odor ambiental. Essa estratégia pode auxiliar, em âmbito mundial, a fortalecer e harmonizar leis de odor através de uma base sólida mútua. O trabalho de avaliação da variabilidade interanual de distâncias de separação dependentes da direção confirmou que, se um conjunto de dados meteorológicos longo e válido estiver disponível para calcular as distâncias de separação, esse deve ser usado para permanecer no lado dos padrões de impacto de “médios” e de longo prazo. No entanto, foi evidenciado, através de um baixo grau de variabilidade interanual das distâncias de separação, que um único ano de meteorologia é um bom compromisso para obter uma precisão confiável. Dessa forma, um novo entendimento para estudos de modelagem de dispersão de odor pode ser alcançado, particularmente em avaliações de impacto práticas e rotineiras. Face as contribuições proporcionadas, esta Tese pode aprimorar mundialmente regulamentações atualmente em vigor e promover o desenvolvimento de novas legislações de odor ambiental.

5.3. Trabalhos futuros

Esforços adicionais são identificados para continuar o fortalecimento da gestão de odor ambiental. Pode-se citar:

- Investigar a degradação de concentração de odor: tempo decorrido entre coleta de amostras e análise olfatométrica;
- Alguns materiais de amostragem são mais indicados do que outros para armazenar odorantes específicos;
- Sugerir o FIDOL como base de ferramentas preditivas e alinhar cada ferramenta preditiva com a letra do FIDOL, se possível;
- O uso de odorantes múltiplos na olfatometria pode promover uma melhoria das normas atuais;
- Melhor e mais estudos de dose-resposta são fortemente necessários;
- Métodos *screening* e equações empíricas de distâncias de separação fáceis de serem aplicados e conservadores para avaliações preliminares devem ser considerados em legislações de odor;
- Métodos padronizados para análise e validação de queixas de odor são necessários;
- Ainda há dúvidas sobre o melhor tempo de média para modelos de dispersão (fator de pico/média);
- Atualização constante de normas e regulamentos de odor;
- Examinar as causas da variabilidade interanual de distâncias de separação para entender quais são os fatores mais importantes e como eles se comportam;
- Investigar a variabilidade interanual de distâncias de separação com emissões de odor a partir de fontes área;

- Alterar a altura da chaminé e investigar a variabilidade interanual de distâncias de separação;
- Atribuir um padrão de emissão variável para a fonte de odor para examinar e investigar a variabilidade interanual de distâncias de separação.

APÊNDICE 1: TERMINOLOGIA

As seguintes convenções de terminologia são aqui adotadas:

Odor / Refere-se à sensação resultante de estímulos gerados nos receptores olfativos do nariz humano por compostos químicos específicos em fase gasosa.

Odorante / Composto químico qualquer capaz de estimular o sistema olfativo humano, de modo que a sensação de um cheiro ou aroma característico seja derivada.

Odor ambiental | Poluente atmosférico de origem antropogênica gerado e emitido no meio ambiente sobretudo em atividades agroindustriais. Outros tipos de odores como os de fontes naturais, corporais, alimentos, bebidas e produtos não são contemplados no conjunto de odores ambientais.

Regulamentação | Contempla o arcabouço legal que normatiza, orienta a conduta e fornece supervisão constituído por leis, portarias, resoluções, estatutos, códigos, normas, objetivos ou qualquer ordem prescrita por uma autoridade governamental, seja ela federal, estadual ou municipal. Destaca-se que legislação é utilizada como sinônimo de regulamentação.

Jurisdição | Poder atribuído ao Estado para aplicar a lei e administrar a justiça. As principais jurisdições aqui abordadas são a federal, estadual e municipal.

Gestão | Contempla o ciclo completo das atividades ligadas a área de odor ambiental. Essas atividades englobam, por exemplo, a prevenção, mitigação, controle, monitoramento, avaliação, fiscalização, regulamentação. Oportunamente, “gestão” é em determinadas situações utilizado em conjunto com controle e/ou monitoramento com o desígnio de enfatizar tais termos dentro do processo de gestão.

Distâncias de separação | Categoriza o entorno de instalações emissoras de odor em uma área que é protegida contra incômodos e uma área mais próxima do que a distância de separação, onde a perda de amenidades públicas pode ser esperada.

APÊNDICE 2: OUTRAS PUBLICAÇÕES

Outras publicações conectadas com a linha de pesquisa do presente trabalho que foram desenvolvidas pelo autor durante seu doutoramento:

- i. **BRANCHER, M.; SCHAUBERGER, G.; FRANCO, D.; DE MELO LISBOA, H.** Odour impact criteria in south american regulations. *Chemical Engineering Transactions*, v. 54, p. 169-174, 2016.
- ii. **BRANCHER, M.; DE MELO LISBOA, H.** Odour impact assessment by community survey. *Chemical Engineering Transactions*, v. 40, p. 139-144, 2014.
- iii. **BRANCHER, M.; DE MELO LISBOA, H.** Avaliação das emissões odorantes de um biofiltro aberto. *Tecno-Lógica*, v. 18, n. 2, p. 77-83, 2014.
- iv. **BRANCHER, M.; SCHAUBERGER, G.; FRANCO, D.; BELLI FILHO, P.; DE MELO LISBOA, H.** Examination of inter-annual variability in meteorology with implications for odour dispersion modelling. In: *AIR QUALITY CONFERENCE BRAZIL | 3RD CMAS CONFERENCE SOUTH AMERICA*, 2017, Vitória, ES. Proceedings... Vitória: Fundação Espírito-Santense de Tecnologia, 2017, p. 215-217.
- v. **BRANCHER, M.; FRANCO, D.; DE MELO LISBOA, H.** Photocatalytic oxidation of H₂S in the gas phase over TiO₂-coated glass fiber filter. *Environmental Technology*, v. 37, n. 22, p. 2852-2864, 2016.