



**Luís Ricardo
Trindade Mendes**

**Emissão e Controlo de Odores em Aterros
Sanitários**



**Luís Ricardo
Trindade Mendes**

**Emissão e Controlo de Odores em Aterros
Sanitários**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego, Professor catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Dedico este trabalho aos meus pais, irmão, amigos e à Vânia, a quem agradeço o infundo apoio.

o júri

presidente

Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes
Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

vogais

Professor Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego
Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Miguel Sala Coutinho
Secretário-Geral do Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD)

agradecimentos

A realização deste trabalho não teria sido possível sem o apoio e a colaboração de várias pessoas, às quais quero expressar os meus sinceros agradecimentos.

Ao Doutor Professor Carlos Borrego, que tive o prazer de conhecer ao longo da distinta orientação prestada na realização deste trabalho, deixo um especial agradecimento pela permanente disponibilidade prestada e partilha de doudas e sinceras palavras de aconselhamento.

À Eng.^a Clara Ribeiro, também um agradecimento especial pela enorme disponibilidade, simpatia e paciência, assim como todo o conhecimento partilhado.

A toda a equipa do IDAD deixo o meu sincero agradecimento pela simpatia e ambiente de amizade com que fui recebido nas atividades formativas desenvolvidas.

Agradeço também à Suldouro, especialmente à Eng.^a Sandra Oliveira e à Dr.^a Amélia Lucas, pela simpatia e disponibilidade com que fui recebido e pela informação prontamente cedida.

Aos meus pais e irmão o mais especial agradecimento pela maravilhosa família que tenho, a qual me apoia em todos os momentos sem hesitações e me transmitiu os valores da perseverança e honestidade, e que sem olhar a sacrifícios me proporcionaram a oportunidade de chegar até aqui.

À Vânia pelo inesgotável amor, carinho, força, apoio e paciência, e por tudo o que de especial representa na minha vida.

Um agradecimento aos meus amigos, que estão sempre prontos para me apoiar nos momentos mais difíceis.

A todas as outras pessoas direta ou indiretamente relacionadas com a realização deste trabalho.

A todos, o meu sincero muito obrigado...

palavras-chave

Aterro sanitário, Austal2000G, biogás, odor, fator de emissão, modelação reversa.

resumo

Existem várias fontes naturais de odor, no entanto, com a crescente densidade populacional nos centros urbanos, as fontes de odor antropogénicas expõem a população a níveis de odor suscetíveis de causar incómodo significativo e diminuição da qualidade de vida.

As estações de tratamento de resíduos constituem uma fonte de odor comum, motivo pelo qual a população rejeita constantemente a proximidade destas instalações. O crescente número de queixas perante a exposição ao odor revelou a necessidade de criar técnicas adequadas de avaliação e controlo da exposição das populações.

Em Portugal não existe legislação que defina limites à exposição de odor, no entanto países como a Alemanha e Holanda possuem limites e técnicas de avaliação de odor definidos em documentos regulamentares. A modelação da dispersão atmosférica de odores é também uma ferramenta essencial para avaliar o incómodo das populações ou prever o impacto de futuras fontes, podendo ser usada em processos de Avaliação de Impacto Ambiental.

Os aterros sanitários são o principal destino dos resíduos urbanos em Portugal e emitem odores provenientes dos resíduos expostos, da degradação anaeróbia dos resíduos cobertos e dos lixiviados. As fontes de odor mais significativas são as enormes áreas cobertas do aterro e a frente de trabalho.

Este estudo incidiu sobre o aterro sanitário de Sermonde, e permitiu comparar a emissão de odor do aterro de acordo com três metodologias: modelação reversa, uso de fatores de emissão presentes na bibliografia e estimativa da produção e recolha de biogás.

A modelação reversa, realizada com o modelo lagrangeano Austal2000G, baseia-se na perceção humana do odor, e resultou no menor fator de emissão para o aterro. Os fatores de emissão publicados foram pouco concordantes com a modelação reversa, pelo que o seu uso deverá consistir numa prévia avaliação da aplicabilidade dos mesmos ao caso de estudo. A estimativa da produção de biogás realizada com o modelo LandGEM indicou uma boa eficiência de recolha, podendo esta contribuir para o baixo fator de emissão registado.

A modelação da exposição ao odor da população na envolvente do aterro de Sermonde em 2009 indicou que existe uma ligeira exposição ao odor acima do limite indicado na legislação alemã, o que pode ocasionar ações de queixa junto dos responsáveis do aterro.

Keywords

Austal2000G, landfill, landfill gas, odor, emission factor, reverse modeling.

Abstract

There are several natural odor sources. However, due to increasing population density in urban areas, the anthropogenic sources of odor expose the population to odor levels likely to cause significant annoyance, which decrease the quality of life.

Waste treatment plants are a common source of odor, which is why people constantly refuse being in close proximity to these facilities. The growing number of complaints resulting from odor exposure revealed the need for appropriate techniques to assess and control the exposure of populations to odors.

In Portugal there is no legislation which sets limits for odor exposure. However, countries such as Germany and the Netherlands have limits and odor assessment techniques defined in their regulatory documents. Modeling atmospheric dispersion of odors is one of several essential tools to assess odor annoyance or predict the impact of new sources, which can be used in the Environmental Impact Assessment process.

Landfills are the main destination of municipal solid waste in Portugal. They emit odors generated from exposed waste, anaerobic degradation of covered waste and leachate. The most significant odor sources are the large covered areas and the tipping area.

This study was focused on Sermonde landfill and aimed to compare its odor emission according to three methodologies: reverse modeling, the use of emission factors published in several case studies and the estimated production and collection of landfill gas.

The reverse modeling, performed with the Lagrangian model Austal2000G, is based on the human perception of odor and resulted in the lowest emission factor for the landfill. The published emission factors were hardly consistent with the reverse modeling, and the use of these emission factors should consist of a previous assessment of their applicability to the case study. The estimate of landfill gas production performed with the LandGEM model indicated a good collection efficiency, which may have contributed to the low emission factor recorded.

The modeling of the population exposure to odors surrounding Sermonde landfill in 2009 indicated that there is a slight odor exposure above the limit given in German legislation, which can lead to citizen complaints to the entity in charge of the landfill.

Índice

1	Introdução	1
1.1	Objetivo e motivação	1
2	Caracterização e avaliação do odor	3
2.1	O odor e as suas fontes	3
2.2	Perceção e resposta ao odor	4
2.3	Da formação do odor ao incómodo	6
2.4	Efeitos na saúde e na sociedade	8
2.5	Características e propriedades do odor	9
2.5.1	Limiars e unidades de odor	10
2.5.2	Concentração	12
2.5.3	Intensidade	12
2.5.4	Qualidade	14
2.5.5	Agradabilidade	14
2.5.6	Ofensividade	15
2.6	Legislação referente a odores	15
2.7	Medição de odores	18
2.7.1	Amostragem de odores	18
2.7.1.1	Fontes pontuais	19
2.7.1.2	Fontes difusas	19
2.7.1.3	Fontes fugitivas	22
2.7.1.4	Fontes de volume	22
2.7.1.5	Fontes em linha	23
2.7.2	Métodos analíticos	23
2.7.3	Métodos eletrónicos	23
2.7.4	Métodos sensoriais	24
2.8	Avaliação da incomodidade	25
3	Modelação da dispersão de odores	29
3.1	Os modelos de dispersão atmosférica	29
3.2	O modelo Austal2000	31
3.2.1	Estrutura do modelo	32
3.2.2	Austal2000G	34
4	Odores em aterros sanitários	35
4.1	A gestão de resíduos urbanos em Portugal	35
4.2	Aterros sanitários	38
4.2.1	Tipos de aterro	38
4.2.2	Deposição de resíduos	39
4.2.3	Degradação biológica dos resíduos	39

4.2.4	Biogás.....	41
4.2.5	Lixiviados.....	42
4.2.6	Estruturas de apoio.....	44
4.3	Fatores que afetam a emissão e dispersão de odor em aterros.....	44
4.4	Fontes de odor em aterros.....	45
4.5	Fatores de emissão em aterro.....	48
4.5.1	Fatores de emissão específicos.....	48
4.5.2	Fator de emissão global.....	50
4.5.2.1	Medições na fonte.....	51
4.5.2.2	Fator de emissão baseado na geração de metano ou biogás.....	52
4.5.2.3	Modelação reversa.....	54
4.6	Controlo de odores em aterros.....	55
4.6.1	Área de segurança envolvente.....	55
4.6.2	Melhores técnicas disponíveis.....	55
4.6.3	Pulverização de agentes neutralizantes.....	57
5	Caso de estudo – Aterro de Sermonde.....	59
5.1	Caracterização do aterro de Sermonde.....	59
5.2	Medições de penacho.....	60
5.2.1	Seleção do painel de assessores.....	61
5.2.2	Medições e meteorologia local.....	62
5.3	Modelação.....	66
5.3.1	Meteorologia local.....	66
5.3.2	Modelação reversa para estimativa do fator de emissão.....	67
5.3.3	Modelação anual da emissão de odor.....	69
5.4	Fator de emissão com base em fatores de emissão específicos.....	70
5.5	Fatores de emissão com base na produção teórica de biogás.....	72
5.6	Discussão de resultados.....	74
6	Conclusões.....	77
	Bibliografia.....	79
	Anexos.....	91
	Anexo 1 – Caracterização do odor.....	92
	Anexo 2 – Sistemas de Gestão de RSU em Portugal.....	95
	Anexo 3 – Painel de assessores e laboratório de olfatométrica.....	97
	Anexo 4 – Medições de penacho.....	100
	Anexo 5 – Modelo LandGEM.....	101

Índice de figuras

Figura 2.1 – Distribuição lognormal do olfato da população.....	5
Figura 2.2 – Processo desde a formação do odor até à ação de queixa.....	7
Figura 2.3 – Pirâmide de reclamação.....	7
Figura 2.4 – Concentração vs intensidade relativa de odor para várias substâncias.	13
Figura 2.5 – Relação entre exposição ao odor e distância à fonte	17
Figura 2.6 – Representação de um sistema de amostragem tipo pulmão.	19
Figura 2.7 – Campânula de amostragem.	20
Figura 2.8 – Amostragem por cobertura da superfície.	20
Figura 2.9 – Câmara de fluxo.	21
Figura 2.10 – Esquema de um túnel de vento portátil.	21
Figura 2.11 – Olfatómetro.....	24
Figura 2.12 – Avaliação do incómodo em fontes pontuais.....	26
Figura 2.13 – Avaliação do incómodo em fontes difusas.....	27
Figura 3.1 – Penacho em modelos gaussianos (a), eulerianos (b) e lagrangianos (c).....	30
Figura 3.2 – Flutuações da concentração de odor.	30
Figura 3.3 – Princípio do modelo lagrangiano de partículas.....	32
Figura 3.4 – Estrutura do modelo Austal2000.	33
Figura 4.1 – Comparação entre as metas do PERSU para 2005 e a situação verificada.	36
Figura 4.2 – Tratamento e destino final de RSU 1995-2010.	37
Figura 4.3 – Aterros em Portugal por origem dos resíduos.	38
Figura 4.4 – Composição do biogás ao longo da vida do aterro.	40
Figura 4.5 – Parâmetros dos lixiviados ao longo da degradação dos resíduos.....	43
Figura 4.6 – Representação das emissões de um aterro sanitário de RSU.....	45
Figura 4.7 – Contribuição de fontes difusas para a emissão total do aterro.	48
Figura 4.8 – Metodologias para obtenção do fator de emissão global.	50
Figura 5.1 – Aterro de Sermonde.....	59
Figura 5.2 – Representação de uma medição de penacho.	61
Figura 5.3 – Medições de penacho do 1º dia.....	63
Figura 5.4 – Medições de penacho do 2º dia.....	64
Figura 5.5 – Medições de penacho do 3º dia.....	64
Figura 5.6 – Medições de penacho do 4º dia.....	65
Figura 5.7 – Medições de penacho do 5º dia.....	66
Figura 5.8 – Representação 3D da elevação do domínio de simulação.....	68
Figura 5.9 – Processo de modelação reversa.....	68
Figura 5.10 – Frequência da perceção de odores em 2009.	69
Figura 5.11 – Distribuição do peso das fontes de odor.	71
Figura 5.12 – Relação entre concentração de odor no biogás e emissão de odor.	73
Figura A.1 – Exemplos de classificação hedónica e qualidade de odores.	93
Figura A.2 – Roda de odores para aterros sanitários.....	94
Figura A.3 – Sistemas de gestão de RSU de Portugal Continental.....	95
Figura A.4 – <i>Input</i> de dados no modelo LandGEM.	101
Figura A.5 – <i>Output</i> de dados no modelo LandGEM.....	101

Índice de quadros

Quadro 2.1 – Fatores que influenciam a ofensividade de um odor.	15
Quadro 2.2 – Principais documentos de orientação e regulamentação na Europa.	16
Quadro A.1 – Ficha de medição de penacho.	100

Índice de tabelas

Tabela 2.1 – Valores limite da concentração de algumas substâncias segundo a OMS.	9
Tabela 2.2 – Escala de intensidade de odor.	14
Tabela 2.3 – Escala de agradabilidade.	15
Tabela 2.4 – Valores limite de exposição na regulamentação Holandesa (zonas habitadas).	17
Tabela 4.1 – Principais compostos odorantes no biogás.	41
Tabela 4.2 – Concentração de odor em fontes difusas e no biogás.	47
Tabela 4.3 – Fatores de emissão de odor específicos.	49
Tabela 4.4 – Fatores de emissão globais.	51
Tabela 5.1 – Critérios de avaliação do painel selecionado.	62
Tabela 5.2 – Condições meteorológicas do 1º dia.	63
Tabela 5.3 – Condições meteorológicas do 2º dia.	64
Tabela 5.4 – Condições meteorológicas do 3º dia.	65
Tabela 5.5 – Condições meteorológicas do 4º dia.	65
Tabela 5.6 – Condições meteorológicas do 5º dia.	66
Tabela 5.7 – Parâmetros de desempenho do modelo TAPM.	67
Tabela 5.8 – Fator de emissão com base no cenário A.	71
Tabela 5.9 – Fator de emissão com base no cenário B.	71
Tabela 5.10 – Parâmetros de cálculo da geração de biogás e emissão de odor.	72
Tabela 5.11 – Geração teórica de biogás em 2010.	72
Tabela A.1 – Exemplos de compostos odorantes presentes em aterros sanitários.	92
Tabela A.2 – Infraestruturas dos SGRU de Portugal Continental.	96
Tabela A.3 – Resultados dos testes ao painel de assessores.	97
Tabela A.4 – Exatidão e repetibilidade do laboratório de olfatometria.	99

Lista de acrónimos

AGV	Ácidos Gordos Voláteis
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
AS	Aterro Sanitário
CAS	Chemical Abstracts Service
CEN	Comité Europeu de Normalização
CF	Câmara de Fluxo
CIRVER	Centro Integrado Reciclagem, Valorização e Eliminação de Resíduos
COV	Composto Orgânico Volátil
CQO	Carência Química de Oxigénio
CVE	Central de Valorização Energética
CVO	Central de Valorização Orgânica
EAUK	<i>Environment Agency (United Kingdom)</i>
ECTRU	Estação de Confinamento Técnico de Resíduos Urbanos
EN	Norma Europeia
EROM	Massa de Odor de Referência Europeia (<i>European Reference Odour Mass</i>)
ETAL	Estação de Tratamento Águas Lixiviantes
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
FEO	Fator de Emissão de Odor
FEOE	Fator de Emissão de Odor Específico
FIDOL	Frequência, Intensidade, Duração, Ofensividade e Localização
GC	Cromatografia Gasosa (<i>Gas Chromatography</i>)
GEE	Gás com Efeito de Estufa
GOAA	Diretrizes para o odor no ar ambiente (<i>Guideline on odour in ambient air</i>)
IOA	Índice de concordância
ISO	Organização Internacional de Normalização (<i>International Organization for Standardization</i>)
ITE	Estimativa individual do limiar (<i>Individual Threshold Estimate</i>)
LandGEM	<i>Landfill Gas Emissions Model</i>
MP	Medições de Penacho
MR	Modelação Reversa
MS	Espectometria de Massa (<i>Mass Spectrometry</i>)
NeR	Diretrizes holandesas das emissões para o ar (<i>Nederlandse emissierichtlijn lucht</i>)
OMS	Organização Mundial de Saúde

ORC	Ciclo Orgânico de Rankine (<i>Organic Rankine Cycle</i>)
PERSU	Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos
ppb	Partes por bilião
ppm	Partes por milhão
PPRU	Plano de Prevenção de Resíduos Urbanos
PTN	Pressão e Temperatura Normais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RUB	Resíduos Urbanos Biodegradáveis
SGRU	Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos
SKILLE	Índice de capacidade
SKILLR	Índice de habilidade
TA Luft	Instruções Técnicas para o Controlo da Qualidade do Ar (<i>Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft</i>)
TAPM	<i>The Air Pollution Model</i>
TMB	Tratamento Mecânico-Biológico
TVP	Túnel de Vento Portátil
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VDI	Associação dos Engenheiros Alemães (<i>Verein Deutscher Ingenieure</i>)
<i>et al.</i>	<i>E</i> outros (abreviatura das palavras em latim <i>et alii</i> , <i>et aliae</i> e <i>et alia</i> , referentes a um número de pessoas)

1 Introdução

Na atualidade, mais do que em qualquer outro período na história, a humanidade deve reinventar a sua forma de estar no planeta, e encontrar oportunidades de mudança entre os desafios, explorando o conceito de desenvolvimento sustentável.

Os odores constituem um problema ambiental relativamente recente, pois apesar de sempre terem existido na Natureza de forma natural, a densidade da presença humana e das suas atividades no planeta levaram à “criação em massa” de fontes de odor antropogénicas. Apesar dos resíduos serem uma consequência inevitável das atividades humanas, a sua suscetibilidade para a emissão de odor acarreta consequências associadas à sua gestão e tratamento, nomeadamente junto aos locais de implementação de centrais de tratamento e eliminação de resíduos, o que pode interferir com a qualidade de vida das populações.

No âmbito dos odores, cabe à comunidade científica e a toda a população em geral agir de forma a minimizar os impactos das ações de todos sobre alguns, procurando formas de regular e controlar a exposição aos odores das populações mais suscetíveis de verem a sua qualidade de vida reduzida.

1.1 *Objetivo e motivação*

O primeiro objetivo do presente trabalho é fazer uma revisão do estado da arte sobre odores, nomeadamente como e onde se formam, a forma como são percebidos e interferem na qualidade de vida, e quais as técnicas de avaliação e controlo de odores disponíveis. O segundo objetivo consiste em focar o estudo dos odores nos aterros sanitários, de forma a compreender a sua origem, os fatores que influenciam a sua formação e emissão, e os métodos existentes para a quantificação e caracterização das emissões em aterro. Numa terceira fase é abordado como caso de estudo o aterro sanitário de Sermonde, na qual serão abordadas algumas técnicas de avaliação da emissão de odor e da exposição na área envolvente, assim como a comparação com valores de emissão publicados em bibliografia.

Com o presente trabalho pretende-se dar um contributo para a partilha de conhecimento e experiências, partilha essa que é fundamental para que a comunidade científica responda de forma ativa e eficaz perante novos desafios. É uma enorme satisfação contribuir para um estudo que visa defender a qualidade de vida da população mais exposta aos odores, que no fundo, são consequência da atividade social comum, na qual todos os cidadãos são ativos e responsáveis.

2 Caracterização e avaliação do odor

Os odores, de forma semelhante ao ruído, possuem a capacidade de provocar sensações e sentimentos que variam entre o agradável e o insuportável. Estes são difíceis de esconder ou ignorar, e a sua complexidade tem dificultado a vários níveis a adoção e normalização de técnicas de avaliação, sendo ainda uma área científica em processo de desenvolvimento.

Os odores indesejados constituem um problema ambiental devido à sua capacidade de interferir fortemente com a atividade humana ou com a simples sensação de bem-estar, e deste modo é importante compreender de que forma se podem caracterizar, medir e avaliar.

Neste capítulo é abordado o estado da arte ao nível do conhecimento base sobre odores, nomeadamente ao nível dos seus efeitos na saúde humana. São ainda abordadas as técnicas de medição e modelação de dispersão de odores, bem como alguns dos instrumentos legais estrangeiros, devido à ausência total de legislação nacional neste âmbito.

2.1 O odor e as suas fontes

O olfato é o primeiro canal sensorial a ficar ativo nos mamíferos recém-nascidos e representa um dos mais antigos sistemas sensoriais na sua história filogenética. Como sensor químico, este permite identificar alimentos e influencia o comportamento social e sexual (Vokshoor, 2011). Os humanos, como muitos outros animais, desenvolveram o olfato ao longo da sua evolução, o que em conjunto com os outros sentidos, permite avaliar o ambiente envolvente rapidamente e com um alto nível de sensibilidade (USEPA, 2004).

O olfato humano consegue perceber e identificar mais de 3000 odores, sendo um complexo sistema sensorial que usa cerca de 1% do genoma humano, o que evidencia a sua importância em termos evolutivos (USEPA, 2001). O olfato permite avaliar de uma forma muito direta o ambiente envolvente, resultando na aproximação ou no afastamento da fonte de odor. A região do cérebro que gere o olfato é o hipocampo, zona responsável pelas funções básicas como memória de longo prazo e emoções, pelo que não surpreende o facto de associarmos memórias a odores, quer positiva ou negativamente, sendo as experiências passadas determinantes na forma como cada indivíduo interpreta um odor (USEPA, 2001).

Os odores têm o potencial de desencadear reações fortes: odores agradáveis podem provocar sensações de satisfação, e reações imediatas como as associadas à fome, por outro lado, um odor desagradável pode ser um bom indicador de alerta para a ingestão de alimentos degradados por exemplo, sendo esta distinção entre agradável e desagradável adquirida ao longo da vida (DEFRA, 2010).

O odor pode ser definido como a propriedade de um composto, assente em termos de estrutura química e concentração, que afeta o olfato, ou seja, é o atributo organolético perceptível pelo órgão olfativo por inalação de compostos voláteis (WPCF, 1976), ou simplesmente como a sensação resultante do estímulo do órgão olfativo, sendo um odorante um composto capaz de provocar esse estímulo (ISU, 2004a). Os odorantes podem ser apenas uma substância química, no entanto, usualmente são misturas complexas de vários compostos que também podem estar

associados com partículas finas, pelo que os métodos químicos de análise e quantificação na fonte se tornam difíceis de implementar (DEFRA, 2010).

Para uma substância ser detetada como odor, devem ser cumpridos determinados requisitos (ISU, 2004a):

- A substância deve ser volátil o suficiente para permear o ar envolvente à área sensorial;
- A substância deve ser pelo menos ligeiramente solúvel em água, para passar a camada mucosa até às células olfativas;
- A substância deve ser lipossolúvel, uma vez que os cílios olfativos são compostos essencialmente por lípidos;
- Um número mínimo de partículas odoríferas deve estar em contacto com os recetores por um período de tempo mínimo.

A estas características pode-se adicionar o facto de que os compostos odorantes possuem geralmente massas moleculares relativas entre 30 e 300 g·mol⁻¹, uma vez que compostos mais pesados têm uma pressão de vapor à temperatura ambiente muito baixa para serem odorantes ativos (Yuwono e Lammers, 2004). A volatilidade não depende apenas da massa molar, sendo o tipo de interação entre moléculas determinante a este nível, pelo que, os compostos odorantes tendem a ter apenas um ou dois grupos funcionais, uma vez que moléculas com mais grupos funcionais são geralmente pouco voláteis para serem odorantes ativos (Gardner e Bartlett, 1999).

Alguns odores são detetados pelos humanos a muito baixas concentrações dos compostos químicos no ar (inferiores a algumas unidades de ppb como o caso do gás sulfureto de hidrogénio), e uma pequena variação na composição química é suficiente para alterar significativamente o odor percecionado (DEFRA, 2010).

Os principais compostos relacionados com a presença de odor são o sulfureto de hidrogénio e o amoníaco, existindo outros como o dissulfato de carbono, mercaptanos, produtos de decomposição de proteínas, fenóis e alguns hidrocarbonetos. Os odores mais ofensivos são produzidos pela decomposição anaeróbia de matéria orgânica húmida, como estrumes e resíduos orgânicos (CPCB, 2008). A Tabela A.1 do anexo 1 apresenta uma lista dos principais compostos odorantes, bem como algumas das suas características.

2.2 Perceção e resposta ao odor

Os odores são percecionados com recurso ao olfato que faz parte da capacidade humana de quimiorreção (olfato e paladar). Inalar aumenta o fluxo de ar e turbulência o que aumenta a interação com as células sensoriais, que podem ser entre 10 a 30 milhões, concentradas numa área de cerca de 4 cm² (Godish, 1991) e que são uma extensão do cérebro (EAUK, 2002a), local onde ocorre a avaliação do odor. Um segundo órgão de deteção consiste nas terminações livres do nervo trigémeo que detetam irritação química e produzem sensações como irritação, cócegas, queimadura, calor, frio e picadas (EAUK, 2002a).

A acuidade olfativa da população segue uma distribuição lognormal (Figura 2.1). Cerca de 2% dos indivíduos são previsivelmente hipersensíveis e 2% não possuem sensibilidade olfativa. O intervalo de pessoas sem sensibilidade inclui pessoas totalmente privadas de olfato (anósmicas) e

peças privadas parcialmente de olfato (hipósmicas). Uma pessoa pode ser insensível a um odor e hipersensível a outro (EAUK, 2002a).

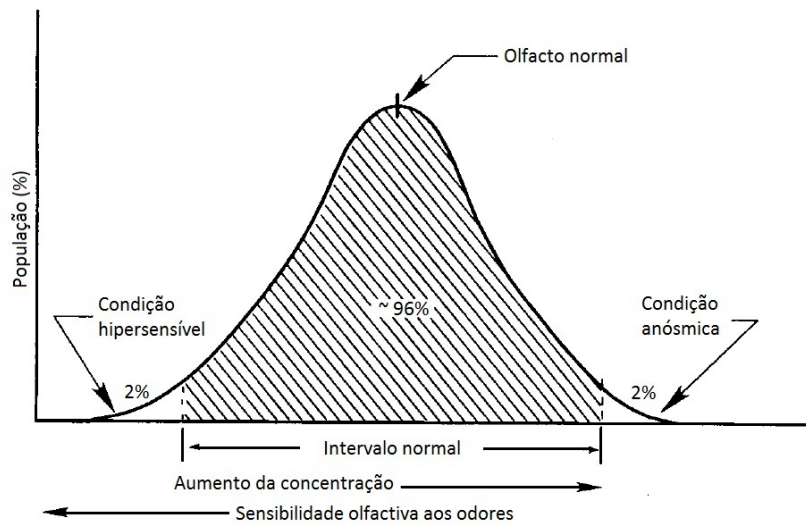


Figura 2.1 – Distribuição lognormal do olfato da população.

Fonte: adaptado de EAUK (2002a)

De acordo com o Guia para Odores da Environment Agency do Reino Unido (EAUK, 2002b), existem vários fatores que afetam a variação na resposta aos odores entre indivíduos, que podem ser descritos como físicos ou psicossociais. Alguns fatores físicos são: a variação na habilidade de detetar odores ao longo da vida (o aumento da idade correlaciona-se com a diminuição desta capacidade), a maior sensibilidade na deteção de odores por parte das mulheres e a inibição da sensibilidade olfativa associada a indivíduos fumadores. Alguns dos fatores psicossociais que afetam a resposta a um odor são: o histórico de exposições, o estado de saúde e perceção dos riscos para a saúde provenientes das emissões, a dependência económica da fonte, expectativas, satisfação com a residência e personalidade.

A fadiga, ou adaptação olfativa, é um fenómeno que ocorre quando pessoas com sentido de olfato normal são sujeitas a uma diminuição na intensidade percebida de um odor quando sujeitas a um estímulo contínuo (Davis, 2000). Este fenómeno pode acontecer de diversas formas, entre as quais (EAUK, 2002c):

- Em situações extremas, existe a ação de gases como o sulfureto de hidrogénio (H_2S) que paralisam os nervos olfativos, incapacitando o olfato de detetar o odor a ovos podres, tornando ainda mais perigosa a presença de H_2S .
- Quando um indivíduo usa um perfume, rapidamente se abstrai do seu próprio odor, no entanto, vai ser cativado pela perceção do odor vindo do perfume de outro indivíduo próximo, e vice-versa.

Pessoas que trabalham em ambiente de forte odor, como uma estação de tratamento de resíduos, rapidamente deixam de perceber o odor envolvente, possivelmente até ao ponto de deixarem de detetar odores regulares. Apesar da Agência do Ambiente do Reino Unido (EAUK, 2002c) considerar este fenómeno incluso na adaptação olfativa, Davis (2000) considera este fenómeno distinto, designando-o por anósmia ocupacional.

Contrariamente à fadiga, existem situações de hipersensibilidade, que segundo a EAUK (2002b) podem ser:

- Indivíduos que são previamente alertados para uma situação de exposição, pois o limite de detecção para alguém concentrado em detetar o odor é menor comparativamente com alguém distraído desse objetivo;
- Situações em que a condição médica pode levar à hipersensibilidade.

2.3 Da formação do odor ao incómodo

Os agentes ambientais de stress como odor, ruído, calor e luz, levam a sentimentos de insegurança e percepção negativa da qualidade de vida (Sucker *et al.*, 2008a), e nos últimos anos o odor tem sido a principal causa de queixas da população perante as entidades competentes (Nicell, 2009). O processo que ocorre desde a formação de um odor até à ação de queixa por parte do recetor (Figura 2.2) é muito complexo e por vezes envolve conceitos e definições pouco claros (Harreveld, 2001). Em termos práticos a relação entre a exposição e o incómodo é avaliada de uma forma mais simplificada, nomeadamente associando a exposição obtida por modelação com o incómodo obtido por questionários ou registo de queixas (EAUK, 2002a). O incómodo, responsável por efeitos na saúde, ocorre após a exposição intermitente e prolongada a odores que provocam uma apreciação negativa, a qual é pouco linear e resulta da forma como cada indivíduo avalia o ambiente envolvente (EAUK, 2002a). Os fatores principais envolvidos neste mecanismo são:

- Características do odor (limiar de detecção, intensidade, hedonismo, ofensividade);
- Diluição na atmosfera por dispersão turbulenta (dependência da meteorologia);
- Exposição dos recetores (localização dos recetores, tempo passado no exterior, etc...);
- Contexto de exposição (outros odores ou agentes ambientais de stress, odores de fundo, atividade e estado mental durante a exposição);
- Características dos recetores (histórico de exposições, percepção da saúde individual e dos riscos existentes, atividade durante a exposição e fatores psicológicos como a forma de lidar com situações de incómodo).

A “pirâmide de reclamação dos cidadãos” (Figura 2.3) é um conceito mais simples do processo descrito anteriormente, e tem por base a ideia que o carácter de um odor é o fator que mais contribui para a ação de queixa, seguido da intensidade, da duração e da frequência que ocupa o topo da pirâmide (McGinley, 1999).

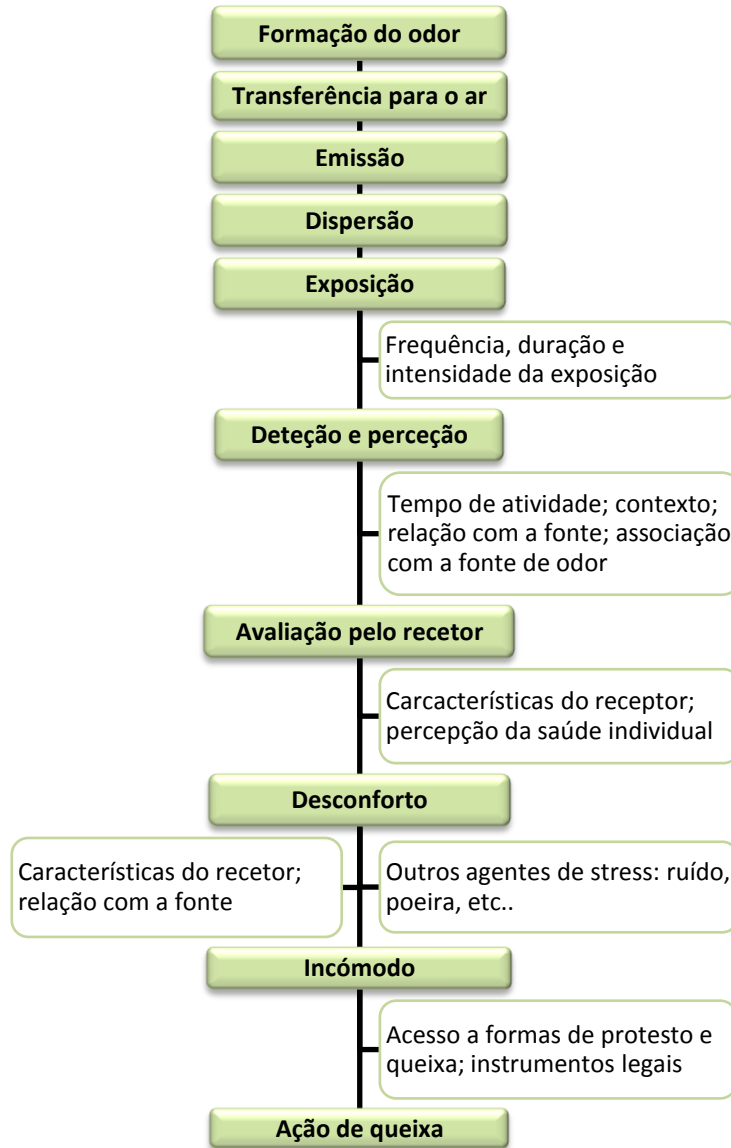


Figura 2.2 – Processo desde a formação do odor até à ação de queixa.
Fonte: adaptado de Harreveld (2001)



Figura 2.3 – Pirâmide de reclamação.

2.4 Efeitos na saúde e na sociedade

Os odores, num contexto natural, podem desempenhar um papel importante no reconhecimento de situações que podem representar perigo ao ser humano, como atmosferas perigosas, alimentos degradados ou existência de doenças (ISU, 2004a). No entanto, com o contínuo crescimento da atividade humana, a industrialização atual associada à densidade populacional urbana criam fontes de odores antropogénicas, que afetam de forma mais ativa o bem-estar da população que outros poluentes atmosféricos já descritos ao nível científico e legislativo (Rosenkranz e Cunningham, 2003). Este facto é potenciado pela crescente consciência por parte da população da necessidade de um ambiente “limpo” (Yuwono e Lammers, 2004) associada às características dos odores que os tornam facilmente detetáveis.

Existem referências a sintomas não específicos associados aos odores como náuseas, vômitos, dores de cabeça, tosse, espirros, indução de respiração superficial, distúrbio do sono, distúrbio do apetite, irritação sensorial, incómodo e depressão (Godish, 1991; Sucker *et al.*, 2009), os quais não podem ser diretamente relacionados com um composto químico ou um evento de exposição (McGinley, 1999). Stern *et al.* (1984) e Shusterman (1992) referem ainda a irritação de olhos e garganta e a destruição do sentido de bem-estar e prazer proveniente da comida, do lar e do ambiente natural externo, bem como alterações qualitativas registadas nos sistemas respiratório e cardiovascular. No contexto económico e social, os odores desagradáveis podem desempenhar um papel fundamental na desvalorização de terrenos (Godish, 1991) e na deslocação de pessoas (Shusterman, 1992), uma vez que terrenos sujeitos à presença de odores serão indesejados para residência ou qualquer atividade social (Sironi *et al.*, 2010). Apesar de todos estes sintomas, o simples facto de uma população ser alertada previamente para a exposição, pode conduzir à ocorrência de ansiedade (Rosenkranz e Cunningham, 2003; EAUK, 2002a), a qual provoca sintomas como palpitações, suores, tremores, calafrios, boca seca, aumento de tensão arterial, hiperventilação, dores de peito, entre outros, que podem levar a ações de defesa como fechar janelas e reportar queixas às autoridades (EAUK, 2002a), o que levanta questões da real origem dos sintomas.

Um estudo baseado em questionários à população residente perto de um aterro sanitário revelou que 83,7% dos inquiridos considera que o odor desagradável afeta o bem-estar e a qualidade de vida, e 80,5% considera que os efeitos do odor afetam a saúde, enquanto apenas 13,2% referem que o odor está associado à corrosão em utensílios domésticos (Sakawi *et al.*, 2011).

Os efeitos da exposição a odores na saúde humana são controversos e pouco claros (Aatamila *et al.*, 2011; Dalton, 2003; Herr *et al.*, 2003; Witherspoon *et al.*, 2004), e tem sido sugerido que os sintomas associados aos odores são provocados pelo incómodo e não pela perceção dos odores (Cavalini, 1994; Steinheider *et al.*, 1998). A agradabilidade de um odor influencia tanto a relação entre a exposição e incomodidade como a relação entre exposição e sintomas (Sucker *et al.*, 2008b), no entanto, apenas numa exposição extrema se pode relacionar odor com sintomas de doença (Steinheider *et al.*, 1998), enquanto para uma exposição mais moderada estes sintomas relacionam-se com a incomodidade provocada na vizinhança da fonte (Luginaah *et al.*, 2002; Sucker *et al.*, 2009). Para fontes de odor associadas a resíduos, tanto a frequência como a

intensidade influenciam a incomodidade (Aatamila *et al.*, 2010). Até ao momento, não foram mostradas evidências de uma relação entre a perceção de odores e o seu potencial para induzir efeitos na saúde (Rosenkranz e Cunningham, 2003), e em comparação com compostos não voláteis, os compostos odorantes apresentam menos capacidade de provocar efeitos tóxicos. De facto, o olfato humano percebe odores a concentrações muito inferiores às necessárias para que os agentes odorantes se tornem tóxicos ou apresentem riscos para a saúde (Rosenkranz e Cunningham, 2003; Morisson e Nazaroff, 2002), o que justifica que apenas em exposições extremas a perceção e os sintomas se correlacionem. Para alguns compostos odorantes existem limiares de concentração definidos para proteção da saúde humana, bem como a descrição dos efeitos nefastos de cada composto (Antunes, 2006; NP 1796:2004; Mithel, 2002; ATSDR, 2005).

Em 1948, a Organização Mundial de Saúde (OMS) definiu saúde como sendo “um estado de completo bem-estar a nível físico, mental e social, e não apenas a ausência de doença ou enfermidade”, em sequência da Conferência Internacional de Saúde de 1946, em Nova Iorque (WHO, 1948). No contexto desta definição, é inegável que os odores possuem a capacidade de afetar a saúde humana, mesmo que não provoquem uma situação específica de doença, uma vez que a componente do bem-estar social e mental são comprometidas com o incómodo proveniente da exposição a odores.

A OMS apresenta valores limite para algumas substâncias odorantes com vista à proteção humana contra o incómodo substancial causado pelo odor das mesmas (Tabela 2.1), no entanto, incómodo substancial parece não ter sido definido (EAUK, 2002b).

Tabela 2.1 – Valores limite da concentração de algumas substâncias segundo a OMS.
Fonte: UKEA (2002b); WHO (1987)

Substância odorante	Limiar de deteção	Limiar de reconhecimento	Limite da OMS para proteção contra incómodo substancial
Dissulfato de carbono	-	-	20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Sulfureto de hidrogénio	0.2-2.0 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0.6-6.0 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	7 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Estireno	70 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	210-280 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	70 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Tetracloroetileno	8 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	24-32 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	8 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$
Tolueno	1 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	10 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	1 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$

2.5 Características e propriedades do odor

A perceção sensorial do odor pode ser caracterizada por 4 atributos ou propriedades principais, (Davis, 2000):

- Concentração;
- Intensidade;
- Qualidade;
- Agradabilidade;

Um quinto atributo, o potencial de incómodo, foi proposto mais tarde, de forma a caracterizar o quanto propício é um odor de causar incómodo numa população quando exposta ao odor de

forma intermitente por um longo período de tempo. No entanto, não existe um método operacional de caracterização e avaliação para este atributo (USEPA,2001). Uma definição para esta dimensão foi referida por Harreveld (2001) como sendo a magnitude da capacidade de um odorante específico, relativamente a outros odorantes, de causar incómodo em humanos quando expostos repetidamente a odores no seu ambiente envolvente. Segundo a USEPA (2001), o potencial de incómodo é função tanto da qualidade como da agradabilidade do odor, em adição à intensidade. A natureza exata das interações entre as propriedades do odor, que pode ajudar a definir o potencial de incómodo, ainda não são claras, pelo que o surgir de um método de avaliação irá ajudar a definir diferentes normas de qualidade do ar para odores específicos.

2.5.1 Limiares e unidades de odor

A concentração a que um odor é detetado pelo “típico” nariz humano é referida como o limiar de deteção, sendo esta definição que serve de base à olfatométrica¹, na qual é usada uma medição sensorial quantitativa para definir a concentração de um odor (DEFRA, 2010).

A Norma Europeia CEN EN 13725:2003 é um exemplo de documento em que os métodos normalizados de medida e expressão de concentração são definidos com base científica aprovada, servindo de modelo e constituindo as linhas de orientação europeias neste âmbito.

Existem vários limiares que são usados como referências para as concentrações de odorantes no ar, pelo que é pertinente o esclarecimento de cada um destes conceitos:

- **Limiar de odor:** este termo surgiu inicialmente em experiências com animais e refere-se à concentração a que um odor provoca resposta por parte de animais em 50 % das vezes a que estes são expostos ao odor (ISU, 2004a).
- **Limiar de deteção:** refere-se à concentração a que um odor é percecionado por 50 % dos elementos de um painel de assessores treinados, representativo da média da população (USEPA, 2001).
- **Limiar de reconhecimento:** é a concentração à qual existe 50 % de probabilidade de um odorante ser reconhecido por um painel de assessores treinados, como o odor a ovos em putrefação associado à presença de H₂S (ISU, 2004a).

No limiar de deteção a concentração de um odor é tão baixa que não é possível definir um odor específico, mas apenas sentir a presença fraca de um odor na “amostra” de ar, quando comparada com uma amostra de ar limpo de odores. A quantidade de odor presente numa amostra de uma mistura odorante pode ser expressa em termos de Unidade Europeia de Odor por unidade de volume de ar (ou_E·m⁻³) (DEFRA, 2010).

Uma unidade de odor é uma medida sensorial da concentração de uma mistura de compostos odorantes numa amostra de odor, pelo que, o conceito de concentração de odor em termos de unidades de odor por volume de ar, é baseado na correlação entre uma resposta fisiológica resultante da deteção de um odor e a exposição a uma amostra em particular com uma concentração específica, sendo o resultado final desta avaliação um número (DEFRA,2010).

¹ Olfactometria : Técnica sensorial de avaliação da percepção humana dos odores (Stern *et al*, 1984).

A EN 13725:2003 define a Unidade Europeia de Odor com recurso a um composto odorante definido, o n-butanol (nº CAS 71-36-3). Deste modo, um painel de assessores treinados e selecionados pelo seu grau de sensibilidade em relação ao odor de n-butanol, efetuou testes em amostras deste gás com vários graus de diluição, sendo a concentração da amostra em que 50% do painel indicou a presença do odorante definida como equivalente a uma Unidade Europeia de Odor, ou seja:

$$1 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3} \Leftrightarrow 40 \text{ ppb}_v \text{ de } n - \text{butanol}$$

em que ppb_v se refere à fração volúmica do gás n-butanol na amostra, expressa em partes por bilião.

É ainda considerado que 1 ou_E é a quantidade de odorante que, quando evaporado em 1 m^3 de gás neutro em condições padrão, provoca a resposta fisiológica de um painel de assessores (ao nível do limite de deteção) equivalente a uma unidade de Massa de Odor de Referência Europeia (EROM, sigla em inglês), evaporada também em 1 m^3 em condições padrão. Uma EROM, nas condições referidas, é equivalente à resposta fisiológica de 1 ou_E , por definição, logo, existe uma relação entre a ou_E para o odorante de referência e a ou_E de qualquer mistura de odorantes. Esta relação é definida apenas para o limite de deteção, em que:

$$1 \text{ EROM } (n - \text{butanol}) \Leftrightarrow 1 \text{ ou}_E \text{ de qualquer mistura odorante}$$

Com esta relação definida e sabendo que 123 μg de n-butanol equivale a uma EROM (Davis, 2000), é possível o rastreio de qualquer mistura odorante e a sua expressão em termos de massa equivalente de n-butanol (USEPA, 2001).

Um odor com concentração de 1 $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ é na realidade tão fraco que não seria percebido pela maioria das pessoas fora do ambiente controlado de um laboratório de odor. À medida que a concentração aumenta, o odor torna-se mais óbvio (DEFRA, 2010), no entanto, esta relação não é linear e pode ser muito variável de acordo com a mistura de odorantes em causa (USEPA, 2001).

De forma a contextualizar a intensidade na discussão, podem-se ter em conta as seguintes relações (EAUK, 2002b):

- 1 $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ é o limiar de deteção;
- 5 $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ é um odor fraco;
- 10 $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ é um odor distinto.

No entanto, num contexto não laboratorial baseado na perceção real dos odores por parte da população em geral, podem existir alterações significativas aos valores apresentados pelo que se deve ter em conta os seguintes factos (EAUK, 2002b):

- A população está constantemente sujeita a odores de fundo (em média de 5 a 40 $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$), pelo que estes podem facilmente sobrepor a perceção de um odor específico. No entanto, um odor com menor concentração pode sobressair, uma vez que existe alguma adaptação ou fadiga olfativa a odores naturais e constantes, que pode contrastar com a concentração;

- O limiar de reconhecimento é usualmente de $3 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$, no entanto, este pode ser inferior para substâncias ofensivas ou superior se uma pessoa estiver distraída com outro estímulo;
- O odor que flutua rapidamente é usualmente mais perceptível que um odor de fundo estável a baixas concentrações.

Para além da Unidade Europeia de Odor, existe outra unidade menos utilizada que é o decibel de odor (dB_{od}). Esta medida surge como analogia com o sentido auditivo com recurso à formulação de Alexander Graham Bell (1847-1922) (USEPA, 2001), sendo a intensidade em dB_{od} dada pela Equação 2.1.

$$I = 10 \cdot \log \left(\frac{C}{C_0} \right) \quad \text{Equação 2.1}$$

em que:

I – Intensidade do odor (dB_{od})

C – Concentração do odor

C_0 – Limiar de deteção

Ou seja, como a EN 13725:2003 define a concentração mínima de odor detetável como 40 ppb de n-butanol, esta formulação pode ser aplicada aos odores, partindo do princípio que:

$$0 \text{ dB}_{\text{od}} \equiv 40 \text{ ppb de n-butanol} = 1 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$$

Esta unidade de intensidade é definida com base no limiar de deteção, pelo que tendo em conta a gama de concentração em que os odores ocorrem (1 a 1 milhão de $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$), a escala de dB_{od} é tida como significativa na gama de 0 a 60. Esta unidade torna-se particularmente interessante pela capacidade de converter a enorme e linear escala da unidade europeia em unidades mais adequadas ao manuseamento e comparações.

2.5.2 Concentração

A concentração está diretamente relacionada com o conteúdo já apresentado, nomeadamente ao nível das unidades utilizadas. Deste modo, a concentração pode-se definir como a “quantidade” de odor presente numa amostra de ar (EAUK, 2002b). Para uma mistura de odorantes usam-se geralmente unidades de odor (ou_E) por m^3 . O “E” subscrito em ou_E usa-se geralmente apenas quando a determinação das concentrações de odor é determinada por olfatométrica dinâmica e de acordo com os procedimentos da norma europeia EN 13725, pelo que métodos de determinação da concentração diferentes ou que não cumpram o protocolo normalizado devem apresentar resultados em $\text{ou} \cdot \text{m}^{-3}$ (Nicolas *et al.*, 2005).

2.5.3 Intensidade

A intensidade é a segunda propriedade da perceção sensorial de odores e segundo a Environment Agency (EA UK, 2002b), é a magnitude da perceção de um odor. A intensidade aumenta com a concentração numa relação logarítmica. O aumento ou diminuição na concentração de um odor nem sempre produz uma resposta proporcional em termos de

intensidade do odor percebida pelo nariz humano, uma vez que se pode ter a presença de odores com altas concentrações e baixas intensidades, tal como o oposto. A VDI 3882, Parte 1, “Olfatometria; determinação da intensidade de odor”, estabelece as normas para medição da intensidade de odores.

A intensidade pode ter um segundo significado, o qual se baseia na magnitude do estímulo que causa a percepção, sendo a relação entre a intensidade percebida e o estímulo (concentração) descrita por uma função logarítmica (Equação 2.2) teoricamente derivada de acordo com Fechner.

$$S = k_w \cdot \log \left(\frac{C}{C_0} \right) \quad \text{Equação 2.2}$$

em que:

- S – intensidade percebida
- C – concentração ($\text{ou} \cdot \text{m}^{-3}$)
- C_0 – limiar de deteção ($\text{ou} \cdot \text{m}^{-3}$)
- k_w – coeficiente de Weber-Fechner

O coeficiente K_w é geralmente expresso em percentagem, e refere-se à sensibilidade aos incrementos na concentração (NYU/CNS, 2004). Ao longo dos anos esta lei foi considerada pouco flexível, e atualmente a lei mais usada é a lei da potência defendida por Stevens (Equação 2.3).

$$S = k \cdot C^n \quad \text{Equação 2.3}$$

em que:

- S – intensidade percebida
- C – concentração ($\text{ou} \cdot \text{m}^{-3}$)
- k – constante de proporcionalidade
- n – expoente de Stevens

podendo n variar entre 0,2 e 0,8 para odores (Davis, 2000). Um n de 0,2 significa que uma redução de 10 vezes na concentração diminui a intensidade percebida (S) num fator de 1,6, enquanto para um n de 0,8, a redução em S será de um fator de 6,3 (Davis, 2000). A constante K

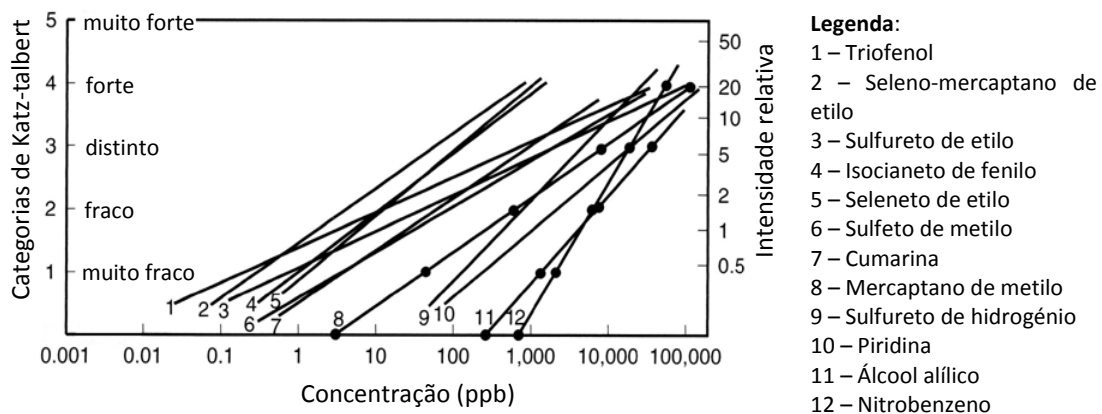


Figura 2.4 – Concentração vs intensidade relativa de odor para várias substâncias.

Fonte: adaptado de Davis (2000)

depende das unidades utilizadas e do tipo de estímulo. A Figura 2.4 apresenta a representação gráfica para várias substâncias obtida pela relação entre o logaritmo da concentração e o logaritmo da intensidade percebida. A persistência de um odor é definida pelo declive das retas representadas na Figura 2.4, em que um menor declive representa um odor mais persistente.

As medições de intensidade são conseguidas expondo um painel de “narizes calibrados” a várias diluições do odor, aos quais é pedido que identifiquem a intensidade numa escala numérica. A Tabela 2.2 apresenta a escala definida pela norma alemã VDI 3940:2006.

Tabela 2.2 – Escala de intensidade de odor.

Fonte: Norma VDI 3940:2006

Pontuação	Descrição
0	Ausência de odor
1	Odor muito fraco
2	Odor fraco
3	Odor distinto
4	Odor forte
5	Odor muito forte
6	Odor ofensivo

O valor registado pelo painel é depois confrontado com o logaritmo da concentração, sendo a linha de regressão o que caracteriza a relação entre a intensidade e a concentração, e o ponto em que esta toca o eixo horizontal correspondente ao limiar de deteção.

2.5.4 Qualidade

A qualidade do odor é uma propriedade que identifica o odor e o distingue de outros com a mesma intensidade (Davis, 2000). A qualidade é expressa em descritores qualitativos, ou seja, palavras que descrevem o odor por comparação, sendo o termo qualitativo como cheiro a fruta ou peixe por exemplo (USEPA, 2001). Em alternativa, pode ser possível identificar compostos químicos chave por uma descrição do seu odor específico (EAUK, 2002b).

No anexo 1, a Figura A.1 apresenta uma breve lista de exemplos de atributos qualitativos geralmente utilizados, e a Figura A.2 uma “roda de odores” desenvolvida para aterros sanitários, a qual é um instrumento que permite determinar uma relação expedita entre a qualidade do odor, a sua possível fonte e os compostos dominantes na mistura odorante.

2.5.5 Agradabilidade

A agradabilidade, referente ao hedonismo do odor, tal como o nome indica, avalia-se por um juízo de categoria da agradabilidade relativa de um odor (USEPA, 2001). A norma VDI 3882:1997 Part 2, “Determination of Hedonic Tone”, refere a metodologia para medição da agradabilidade.

A agradabilidade é avaliada numa escala de 9 valores (Tabela 2.3), sendo os negativos referentes a odores desagradáveis e os positivos a odores agradáveis, e o valor absoluto de cada extremo é tanto maior quanto mais agradável ou desagradável for o odor (DEFRA, 2010).

Os termos aceitabilidade e agradabilidade devem ser distintos, uma vez que a aceitabilidade se refere a um julgamento pessoal sobre uma situação específica com expectativas específicas, enquanto a agradabilidade é avaliada em contexto laboratorial por painéis de assessores treinados, sendo a opinião entre assessores variável (Davis, 2000).

Tabela 2.3 – Escala de agradabilidade.

Fonte: DEFRA (2010)

Pontuação	Agradabilidade percecionada
+4	Muito agradável
+3	Agradável
+2	Moderadamente agradável
+1	Ligeiramente agradável
0	Odor neutro/ sem odor
-1	Ligeiramente desagradável
-2	Moderadamente desagradável
-3	Desagradável
-4	Muito desagradável

2.5.6 Ofensividade

A simples presença de um odor não significa que este tenha propriedades ofensivas, e que seja um motivo de incómodo, uma vez que existem odores agradáveis em determinadas concentrações e outros que simplesmente são neutros em termos de ofensividade. Deste modo, a capacidade de um odor de causar ofensividade resulta da relação entre vários fatores, designados pela sigla **FIDOL** (**F**requência, **I**ntensidade, **D**uração, **O**fensividade relativa, e **L**ocalização) (SEPA, 2010), estando o significado de cada um dos fatores descrito no Quadro 2.1. A ofensividade é um parâmetro de particular interesse na avaliação de odores e dos seus impactos, uma vez que conjuga os fatores que mais influenciam a resposta humana à exposição.

Quadro 2.1 – Fatores que influenciam a ofensividade de um odor.

Fonte: SEPA (2010)

Frequência	Frequência de ocorrência da exposição
Intensidade	Intensidade do odor percecionado
Duração	Duração de um evento de odor particular ou do tempo de exposição
Ofensividade relativa	Ofensividade do odor a uma dada intensidade
Localização	Localização da fonte. Fator importante devido à tipologia dos recetores (áreas de recreio, áreas sensíveis, etc..) e meteorologia.

2.6 Legislação referente a odores

Na legislação portuguesa não existe qualquer referência ao tema dos odores, o que não favorece a adoção de medidas preventivas e mitigadores deste problema ambiental. Com a crescente consciencialização e exigência das populações, o tema dos odores começa a ser mais debatido, e as queixas por parte da população afetada aumentam. As indústrias químicas, de

celulose, e estações de tratamento de águas e resíduos são exemplos de algumas das instalações mais problemáticas (Capelli *et al.*, 2008).

Alguns países, tanto na Europa como no resto do mundo, foram pioneiros na questão dos odores, e foram surgindo várias abordagens de como avaliar os odores no contexto legal. Fora da Europa, podem-se destacar países como os Estados Unidos, Canadá, Austrália, Nova Zelândia e Japão, e na Europa a Alemanha, Holanda e Reino Unido são alguns dos países com legislação própria aplicada no âmbito dos odores (UNSW, 2011). O Quadro 2.2 apresenta as principais referências legislativas e de orientação específica no âmbito dos odores na Europa.

Quadro 2.2 – Principais documentos de orientação e regulamentação na Europa.

Região	Documento	Âmbito de aplicação
Europa	CEN EN 13725:2003	Determinação da concentração de odor por olfatométrica dinâmica.
	VDI 3880:2011	Olfatométrica – Amostragem estática.
	VDI 3882:2008	Determinação da intensidade e do hedonismo do odor.
	VDI 3883 (Parte 1:2003; Parte 2:2008)	Efeitos e avaliação do odor com base em questionários à população.
Alemanha	VDI 3940:2006	Medição do impacto do odor por medições de campo (medições em grelha e de pluma, bem como avaliação da agradabilidade e intensidade).
	VDI 3945:2011 (Parte 3)	Requisitos e aplicabilidade de modelos de dispersão atmosférica (modelos “puff” gaussianos e modelos de partículas).
	GOAA – Guideline on Odour in Ambient Air (1999)	Determinação e avaliação do odor no ar ambiente. Estipula os limites de exposição ao odor.
Holanda	NeR - Netherlands Emission Guidelines for Air (2004)	Estabelece a metodologia holandesa para a avaliação de odores.
Reino Unido	Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - H4 Horizontal guidance for Odour (2002)	Este documento apresenta as principais considerações ao nível de regulação e permissão da emissão de odor (atualmente em revisão).

Apesar de não existir legislação europeia que defina limites de concentração ou exposição ao odor, alguns países possuem valores limite definidos com aproximações distintas à questão da exposição.

A Holanda define valores limite de exposição baseados na concentração em $ou_e \cdot m^{-3}$, para um determinado percentil e para o tipo de instalação em causa (exemplos na Tabela 2.4), os quais são verificados através de modelação. O documento de regulamentação Holandesa é a NeR - Netherlands Emission Guidelines for Air (2004). Relativamente a aterros sanitários a NeR não explicita limites de exposição. Num estudo levado a cabo por Miedema *et al.* (2000) foi provado que a percentagem de população muito incomodada aumenta como função quadrática (sem constantes ou termos lineares) do logaritmo da concentração para o percentil 98 (C_{98}), e que a agradabilidade possui um papel de relevância, pelo que foi sugerido que no âmbito de aplicação prática, fosse usada uma curva de relação média entre intensidade e concentração para os odores

com hedonismo médio, e duas curvas adicionais para os extremos de agradabilidade, com definição dos odores a incluir nestas curvas.

A notação $C_{98,1-hora}$ refere-se ao percentil de 98% e a uma média temporal de uma hora, ou seja, um local com exposição $C_{98,1-hora} = 2 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ é um local em que a concentração de odor é igual ou inferior a $2 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ em 98% do tempo.

Tabela 2.4 – Valores limite de exposição na regulamentação Holandesa (zonas habitadas).

Fonte: Varela e Vaz (2011)

Tipo de instalação	$C_{98,1-hora}$ em $\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$
Centrais de compostagem existentes	3,0
Centrais de compostagem novas	1,5
ETAR existentes	1,5
ETAR novas	0,5
Indústrias de subprodutos	2,5
Matadouros	1,5

A norma NeR (2004) estipula a emissão de odor na fonte seguida de modelação de dispersão para determinar a sua concentração, e considera ainda que a emissão na fonte pode ser obtida partindo da distância à fonte à qual um painel de elementos percebe o odor (Figura 2.5).

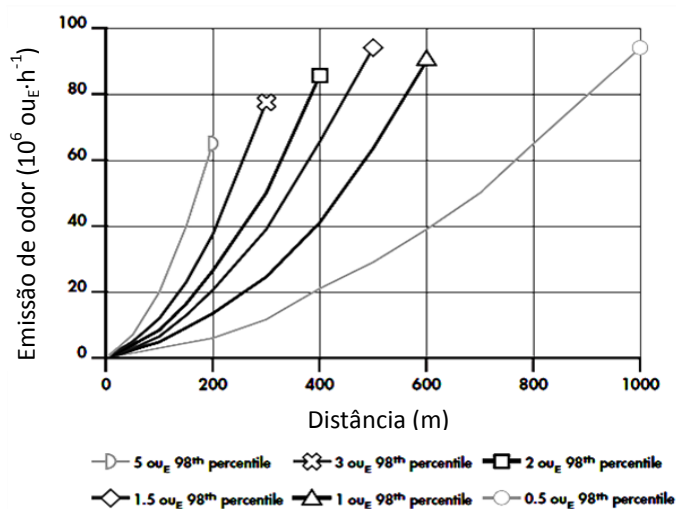


Figura 2.5 – Relação entre exposição ao odor e distância à fonte (central de compostagem)

Fonte: NeR (2004)

É esperado que a futura legislação europeia siga as linhas da legislação alemã (Capela e Ferreira, 2011), pelo que para o contexto português será esta a legislação a adotar futuramente. A regulamentação alemã baseia-se na frequência da exposição e na definição de “hora de odor”. Uma hora é considerada uma “hora de odor” caso seja percebido odor durante pelo menos 10% do tempo. A norma GOAA – Guideline on Odour in Ambient Air (1999) determina os seguintes limites de exposição:

- 10% de horas num ano para zonas residenciais e mistas;

- 15% de horas num ano para zonas industriais.

Apesar destes limites, a norma GOAA (1999) prevê a avaliação singular de casos em que este critério se mostre insuficiente para a avaliação e controlo do odor, uma vez que o incómodo não é apenas dependente do tempo de exposição como já foi referido anteriormente. A abordagem alemã baseia-se no facto da frequência de perceção ser mais passível de causar incómodo do que a intensidade (Varela e Vaz, 2011).

2.7 Medição de odores

A expressão “*If you can’t measure it, you can’t manage it*”, de autoria ainda controversa, retrata admiravelmente a relação entre recursos e a sua gestão. O recurso ar não é exceção, pelo que o desenvolvimento de técnicas de amostragem e medição de compostos existentes na atmosfera é fundamental para que sejam fornecidas, pela comunidade científica, as bases de apoio às decisões políticas relacionadas com qualidade do ar.

A medição de odores é um desafio enorme por várias razões, tais como a subjetividade associada à resposta por parte de indivíduos, a variedade de características dos compostos odorantes e até as próprias características das emissões de odores. A medição destas emissões é indispensável para avaliar e prever os seus impactos, bem como as suas características. Podem ser avaliados impactos associados a fontes ou processos específicos, identificadas as causas de odor, e determinadas as características a adotar em sistemas de controlo de odores, entre outras possíveis aplicações (Nicolay, 2006).

Enquanto na maioria dos poluentes químicos atmosféricos os valores limite de emissão surgiram antes das normas de medição, nos odores ocorre o inverso, e ainda se aguarda pela definição valores limite ao nível europeu. Dependendo do objetivo da análise, existem vários métodos que podem ser adotados, os quais podem ser de carácter analítico, sensorial e eletrónico (Capelli *et al.*, 2008).

Os métodos analíticos proporcionam a medição de compostos odorantes presentes no ar, enquanto os métodos sensoriais se baseiam na análise do odor e dos seus efeitos como um todo (Antunes, 2006). Deste modo, torna-se evidente que os métodos analíticos são adequados para caracterizações de emissões odorantes ao nível dos seus constituintes, enquanto os métodos sensoriais se aplicam com maior eficácia na avaliação de emissões odorantes no seu global, nomeadamente ao nível dos seus efeitos antropogénicos.

A amostragem do odor é um passo fundamental para qualquer análise, pelo que são de seguida abordadas várias técnicas de amostragem e medição.

2.7.1 Amostragem de odores

Uma amostra, no âmbito da amostragem de odores, e segundo a EN 13725:2003, refere-se a uma quantidade (geralmente em volume) de gás odorante, assumida como representativa da massa ou fluxo de gás em estudo, e que é examinada em termos de concentração ou de outras propriedades do odor. As amostras são recolhidas em sacos apropriados para o efeito, associados

a um sistema de amostragem tipo “pulmão” (Figura 2.6), o qual é desenhado para diminuir ao máximo as interações físicas e químicas com a amostra (Nicolay, 2006).

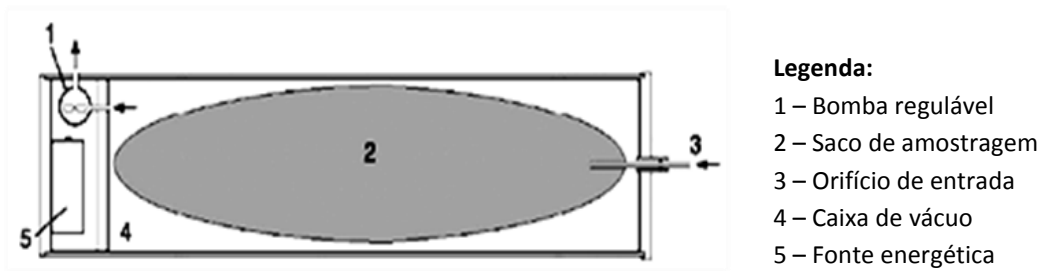


Figura 2.6 – Representação de um sistema de amostragem tipo pulmão.

Fonte: Norma VDI 3880:2011

A análise das amostras, por qualquer uma das técnicas de análise disponíveis, deve ser efetuada num prazo máximo de 30 horas após a recolha da amostra, uma vez que estudos prévios indicam que após um período de 24 horas já existem modificações químicas em alguns compostos (EN 13725:2003).

No caso de amostras muito concentradas ou recolhidas a altas temperaturas e com humidade elevada, devem ser utilizadas as técnicas de pré-diluição disponíveis (estática e dinâmica), as quais previnem a perda de compostos odorantes durante a amostragem devido a processos de condensação e adsorção.

O sistema “pulmão” é indicado para a amostragem de odores na atmosfera, no entanto, para efetuar a recolha de amostras na fonte é necessário associar este sistema a outros equipamentos, recorrendo a técnicas e procedimentos adequados ao tipo de fonte.

As fontes são agrupadas em fontes pontuais, difusas, em volume e em linha, e cada categoria possui características distintas que condicionam os métodos de amostragem e medição.

2.7.1.1 Fontes pontuais

As fontes pontuais são fontes estacionárias discretas de emissão de efluentes gasosos para a atmosfera através de condutas de dimensão e fluxo de ar definidos, como chaminés. A amostragem de odores em chaminés pode seguir a Norma ISO 10780. O fator de emissão de odor neste caso resulta da multiplicação da concentração de odor na amostra recolhida pelo caudal volumétrico emitido pela chaminé.

2.7.1.2 Fontes difusas

A emissão de odores para a atmosfera nas fontes difusas ocorre na interface sólido-gás ou líquido-gás, para o caso de superfícies sólidas ou líquidas respetivamente, e pode ser provocada por difusão natural e por arejamento (no caso de biofiltros por exemplo). As fontes difusas são definidas na sua dimensão, geralmente ao nível de área, e não possuem um fluxo de emissão de ar conhecido, tais como pilhas de composto, resíduos depositados ou lagoas. Na natureza estas fontes são raramente homogéneas, deste modo, é importante aplicar uma técnica de

amostragem bem desenvolvida capaz de obter amostras que representem de forma aceitável o potencial de emissão da fonte em estudo como um todo (MAFRAO, 2012).

Segundo a norma VDI 3880:2011, as fontes difusas podem ainda ser categorizadas em fontes ativas e passivas, dependendo da velocidade de emissão do gás efluente, sendo esta superior à velocidade da difusão natural na atmosfera para a primeira categoria, e inferior na segunda. No âmbito deste trabalho destacam-se as fontes difusas passivas devido à sua relevância na emissão de odores em aterros sanitários.

Para as **fontes difusas ativas** existem duas técnicas de amostragem que podem ser usadas:

- Campânulas de amostragem
- Cobertura da superfície emissora

A campânula de amostragem (Figura 2.7) baseia-se na cobertura de uma área conhecida da fonte emissora, convertendo-a numa fonte pontual. O número de amostras deve estar de acordo com a área de emissão, e procedimento a adotar encontra-se na norma VDI 3880:2011.

A cobertura da superfície emissora (Figura 2.8) é o método mais adequado quando executável, uma vez que existem irregularidades na emissão ao longo da superfície, que neste caso não representam uma fonte de erro uma vez que toda a emissão é conduzida a um único ponto de emissão, no qual é efetuada a amostragem bem como a medição de caudal.

No caso de uma área de emissão muito extensa, pode-se usar o método de cobertura da fonte de uma forma parcial, fazendo a cobertura por pixéis da área total, num número adequado à caracterização da área total.



Figura 2.7 – Campânula de amostragem.
Fonte: www.ecoma.de



Figura 2.8 – Amostragem por cobertura da superfície.
Fonte: Eurofins (2011)

As **fontes difusas passivas** são as de mais difícil amostragem, uma vez que é muito complexo manter as condições de emissão normais ao mesmo tempo que se pretende confinar a emissão gasosa de forma a permitir a sua medição. Existem vários métodos aplicáveis não sendo identificado um método específico na norma EN 13725:2003, no entanto, alguns dos métodos mais vulgarizados são:

- Câmara de fluxo;

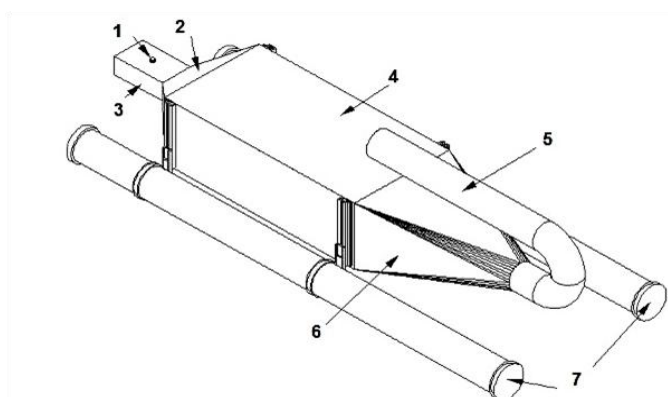
- Túnel de vento portátil;
- Processos micro-meteorológicos.

As câmaras de fluxo (Figura 2.9) são baseadas na câmara de Lindvall, e atualmente existem diversas variantes deste dispositivo, sendo necessária a normalização de configuração e a reavaliação dos processos físicos associados. Existe uma tendência para as câmaras de fluxo subestimarem os valores de emissão de odor, e não são considerados sistemas capazes de garantir a reprodutibilidade e repetibilidade dos fatores de emissão determinados (ENVIRONODOUR, 2005). Este dispositivo é apenas adequado a condições de estagnação devido ao baixo caudal do gás de varrimento (Bokowa e Liu, 2008).



Figura 2.9 – Câmara de fluxo.
Fonte: www.odotech.com

Em 1993 foi desenvolvido um túnel de vento portátil (Figura 2.10) pelo Centro de Tratamento de Águas Residuais da Universidade de New South Wales, e obteve resultados muito bons relativamente à representação de condições de turbulência que levam à transferência de massa por convecção, tornando o túnel de vento um dispositivo mais adequado para o cálculo de fatores de emissão e capaz de reproduzir o seu desempenho aerodinâmico no processo de amostragem (ENVIRONODOUR, 2005).



Legenda:

- 1 – Orifício de amostragem
- 2 – Zona de contração
- 3 – Câmara de mistura
- 4 – Secção principal
- 5 – Condução de entrada
- 6 – Zona de expansão
- 7 – Tubos de flutuação

Figura 2.10 – Esquema de um túnel de vento portátil.

Fonte: UNSW (2011)

O funcionamento do túnel de vento portátil baseia-se num sistema em que é injetado ar filtrado, formando um fluxo contínuo sobre a superfície sólida ou líquida em estudo, acima da qual ocorre transferência de massa por convecção tal como acontece a emissão de odor na atmosfera natural. A emissão odorante é então misturada com o ar filtrado e conduzida ao exterior do túnel por uma secção de área transversal conhecida, local onde se efetua a recolha da amostra (Bokowa e Liu, 2008).

Para determinar o Fator de Emissão Odor Específico (FEOE) com recurso ao túnel de vento, usa-se a Equação 2.4.

$$FEOE = \frac{C_{od} \cdot Q_e}{A_{tv}} \quad \text{Equação 2.4}$$

onde:

$FEOE$ – fator de emissão de odor específico ($ou_E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$)

C_{od} – concentração de odor na amostra ($ou_E \cdot m^{-3}$)

Q_e – caudal do ar de entrada no túnel de vento ($m^3 \cdot s^{-1}$)

A_{tv} – área da base da secção principal (m^2)

O Fator de Emissão de Odor (FEO), resultante do produto entre o FEOE e a área da superfície emissora, é função da velocidade do vento, portanto, obtido o fator para uma determinada velocidade do ar sobre a superfície emissora, é possível obter o FEO para qualquer velocidade partindo da Equação 2.5 (Sironi *et al.*, 2010).

$$FEO_{v2} = FEO_{v1} \cdot \left(\frac{v2}{v1}\right)^{\frac{1}{2}} \quad \text{Equação 2.5}$$

onde:

FEO_{v2} – fator de emissão de odor para a velocidade $v2$ ($ou_E \cdot s^{-1}$)

FEO_{v1} – fator de emissão de odor para a velocidade $v1$ ($ou_E \cdot s^{-1}$)

$v1$ e $v2$ – velocidades do ar sobre a superfície emissora ($m \cdot s^{-1}$)

Os processos micro-meteorológicos baseiam-se na obtenção de fatores de emissão partindo de medições meteorológicas (para determinação do fluxo de ar) e da concentração de odor no ar (DEFRA, 2010).

2.7.1.3 Fontes fugitivas

As designadas fontes fugitivas são fontes elusivas ou de difícil identificação que libertam uma quantidade indefinida de odorantes, como fugas em válvulas, ou fissuras nos materiais de confinamento (VDI 3880:2011). A quantificação de emissões de fontes fugitivas tem associados erros muito consideráveis, não sendo recomendada nenhuma técnica em particular (EN 13725:2003)

2.7.1.4 Fontes de volume

As fontes em volume consistem em emissões fugitivas ou ventiladas provenientes de edifícios, como suiniculturas fechadas ou aviários. Por vezes existem sistemas de ventilação que permitem calcular o caudal volúmico de ar, o que associado à concentração de odor permite obter fatores de emissão (DEFRA, 2010). No entanto, existem fontes fugitivas nos edifícios, através de fendas, janelas, portas e outras falhas de isolamento, sendo possível estimar o caudal volúmico de ar que circula nestes locais através de metodologias já definidas, nomeadamente na norma VDI 3880:2011.

2.7.1.5 Fontes em linha

As fontes em linha, tal como o nome indica, ocorrem linearmente no espaço, pelo que são geralmente associadas ao tráfego de veículos. Apesar de não serem referidas nas normas regulatórias sobre odores, as fontes em linha podem ocorrer quando existem odores associados ao tráfego de veículos (veículos de recolha e transporte de resíduos por exemplo). Segundo Bokowa e Liu (2008), os veículos que provocam fontes de odor em linha são considerados como fontes em volume ao nível de medições de odor, uma vez que possuem um comportamento idêntico a um edifício, onde os odores são emitidos por frestas e pequenas aberturas.

2.7.2 Métodos analíticos

Os métodos analíticos permitem determinar a constituição quantitativa e qualitativa de uma mistura gasosa, usando técnicas adequadas de separação e identificação de compostos, como o uso de Cromatografia Gasosa associada a Espectrometria de Massa (GC-MS, sigla em inglês) (Davoli *et al.*, 2003). A análise de emissões odorantes pode ser desempenhada *in situ* por equipamentos fixos ou portáteis de medição pontual ou contínua, ou em laboratório, com recurso aos métodos de GC-MS, existindo neste caso a necessidade da recolha e transporte de amostras concentradas, devido à baixa concentração dos compostos odorantes no ar (Antunes, 2006; WPCF, 1990). Por serem métodos bem estabelecidos, são considerados objetivos, precisos e com boa repetibilidade, no entanto, a sua principal desvantagem assenta na dificuldade de correlacionar a composição química de uma mistura gasosa com as suas propriedades olfativas (Stuetz *et al.*, 1999). Segundo Capelli *et al.* (2008), a dificuldade desta correlação deve-se aos efeitos de sinergia e máscara que podem ocorrer entre diferentes compostos, uma vez que as propriedades olfativas não são necessariamente aditivas. Outra limitação referida por Capelli *et al.* (2008) é a dificuldade em identificar um número limitado de compostos representativos do odor percecionado quando se analisam misturas complexas, bem como a deteção da presença de compostos com concentrações extremamente baixas, que podem causar odores no caso de possuírem um baixo limiar de deteção. Para além da GC-MS, existem também analisadores específicos (por ex. células eletroquímicas para a análise de H₂S), técnicas químicas húmidas (mercaptanos) e tubos indicadores (Harreveld e Domingues, 2011).

2.7.3 Métodos eletrónicos

Os métodos eletrónicos baseiam-se na utilização de um “nariz eletrónico” ou *electronic nose*, que é um dispositivo desenvolvido com o intuito de desempenhar uma função semelhante ao sistema olfativo humano (Pinho, 2008). Os narizes eletrónicos são baseados num conjunto de sensores seletivos que determinam as características padrão de cada mistura odorante analisada, que é posteriormente comparada e classificada de acordo com uma base de dados pré-instalada no sistema (Capelli *et al.*, 2008). Cada sensor possui mais sensibilidade a uma gama de compostos específicos, pelo que vários sensores no mesmo dispositivo (que podem passar de uma centena) permitem uma análise mais completa (ISU, 2004b). O nariz eletrónico permite uma medição contínua do odor global num determinado local apesar de ter um limite de deteção elevado para indicar a presença de odores a baixas concentrações (Romain *et al.*, 2007). No entanto, os avanços ao nível dos sensores ocorrem frequentemente, e na atualidade os narizes eletrónicos

apresentam-se muito promissoras (Romain *et al.*, 2007), permitindo determinar a classe dos odores com base na constituição química das misturas analisadas (Capelli *et al.*, 2008; ISU, 2004b), bem como o período de exposição a odor num determinado local (Capelli *et al.*, 2008). Apesar de não ser um método normalizado, o nariz eletrônico pode ser um complemento muito forte às medições químicas e sensoriais, bem como no alerta para episódios de incómodo (Romain *et al.*, 2007), sendo uma ferramenta de gestão de odores muito interessante, da qual se podem esperar avanços muito significativos ao nível da gestão e controlo de odores ambientais.

2.7.4 Métodos sensoriais

A análise sensorial é o único método que permite avaliar a real incomodidade dos odores (Varela e Vaz, 2011), existindo 3 metodologias distintas:

- Indicativa – normalmente surge de ações dos cidadãos, e permitem obter uma indicação muito subjetiva da incomodidade percebida;
- Qualitativa – permite obter informação objetiva sobre a incomodidade dos odores;
- Quantitativa – permite a reprodutibilidade de resultados devido ao seu carácter objetivo.

Os métodos sensoriais são os mais vulgarizados, uma vez que permitem avaliar o odor como um todo, e focam-se na percepção humana do mesmo, sendo a capacidade de prever ou modelar a percepção humana do odor com base em parâmetros químicos muito limitada (Varela e Vaz, 2011). O método sensorial que mede a resposta do nariz humano ao estímulo de um odor designa-se por olfatometria.

A olfatometria dinâmica baseia-se na diluição consecutiva de um odor até que este atinja o limiar de deteção (ISU, 2004), e é realizada com recurso a um olfatómetro (Figura 2.11), usando o nariz humano como sensor de análise. Segundo a EN 13725:2003, a resposta de um painel perante a exposição a várias diluições de uma amostra pode ser obtida por duas vias: o método sim/não, no qual os membros do painel apenas registam uma resposta positiva quando percebem um odor, e o método de escolha forçada, no qual os membros têm várias “portas” de teste, entre as quais uma com diluição da amostra. Neste caso os assessores são forçados a indicar em qual das portas percebem o odor, bem como o grau de certeza da sua resposta. Apenas as respostas obtidas com certeza por parte do assessor são consideradas positivas.

Existe um elevado grau de incerteza associado ao método de olfatometria, o qual resulta da soma de vários fatores que vão desde erros associados aos equipamentos de amostragem e análise até à variabilidade de percepção entre membros do painel (a qual pode ser minimizada pelo recurso a painéis mais numerosos). Como a exatidão é a proximidade de um valor ao resultado real (Varela e Vaz, 2011), na medição de odores ambientais não é possível obter a exatidão,

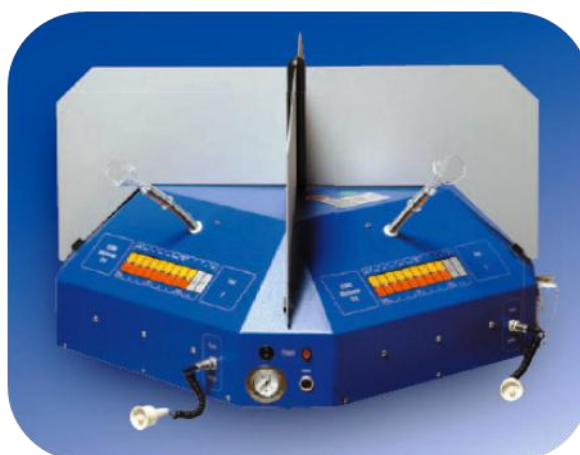


Figura 2.11 – Olfatómetro.

Fonte: www.ecoma.de

pois não existem métodos que permitam obter a concentração de odores real sem erros consideráveis. A precisão determinada para o gás de referência n-butanol é assumida como passível de ser transferida para a medição de odores ambientais, sendo também este o gás utilizado para calibração dos membros do painel, os quais devem detetar este gás numa gama de concentração de 20 a 80 ppm, em resultado de 10 testes distribuídos por 3 dias não consecutivos.

A EN 13725:2003 indica que uma concentração deve ser obtida de pelo menos 10 estimativas individuais do limiar de deteção (Individual Threshold Estimate - ITE), e que um painel deve ser constituído no mínimo por quatro elementos, após análise retrospectiva, que pode eliminar algum dos membros do painel caso os seus ITE's se afastem demasiado da média geométrica de todo o painel.

As amostras destinadas a análise por olfatométrica devem ser transportadas a temperaturas superiores ao ponto de orvalho da amostra mas inferiores a 25 °C, e devem ser analisadas no período máximo de 30 horas, o que pode significar algum esforço de logística no caso de a amostragem ser muito distante do laboratório de olfatométrica, apesar de existirem laboratórios móveis que permitem mobilidade em algumas situações.

Os pormenores operacionais referentes à olfatométrica não serão aqui desenvolvidos uma vez que a norma EN 13725:2003 determina os procedimentos para a determinação de odores por olfatométrica dinâmica, bem como parâmetros de qualidade de equipamentos, métodos de cálculo, critérios de seleção dos membros do painel, entre outros procedimentos no mesmo âmbito.

Existem outras técnicas sensoriais que permitem a determinação do carácter de um odor, intensidade e nível de agradabilidade (Harreveld e Domingues, 2011).

Apesar das técnicas referidas anteriormente permitirem a medição dos atributos de um odor em determinadas situações, só por si não são suficientes para avaliar ou prever a incomodidade causada na população. Deste modo, foram desenvolvidas técnicas que integram os princípios da olfatométrica e que permitem prever o impacto causado na população por uma ou várias fontes de odor.

2.8 Avaliação da incomodidade

A avaliação da incomodidade baseia-se na análise da percepção dos odores após a sua libertação para a atmosfera. As técnicas de avaliação da incomodidade devem resultar em valores de exposição comparáveis com os limites legais.

Tendo como base a metodologia alemã, para obter os valores de exposição em “horas de odor”, a Alemanha possui a norma VDI 3940:2006, que apresenta a metodologia detalhada para a medição do impacto da frequência de odores através de medições em grelha (VDI 3940:2006 Parte 1) e medições de penacho (VDI 3940:2006 Parte 2).

As medições de campo são a forma mais direta de avaliar o impacto/percepção dos odores na população, uma vez que são realizadas com painéis de assessores treinados em condições reais de exposição, tanto temporal como espacialmente, diminuindo as incertezas associadas aos

processos de dispersão, transformação e percepção de odores. A modelação e as medições de campo surgem geralmente associadas, pois estas complementam-se.

No caso de fontes de odor pontuais ou outras bem identificadas e caracterizadas, o processo de avaliação do incómodo é relativamente simples, uma vez que os dados de emissão e de meteorologia servem de base para a aplicação de modelos de dispersão de odor, os quais permitem obter os níveis de incómodo na envolvente da fonte e em unidades adequadas (Figura 2.12).

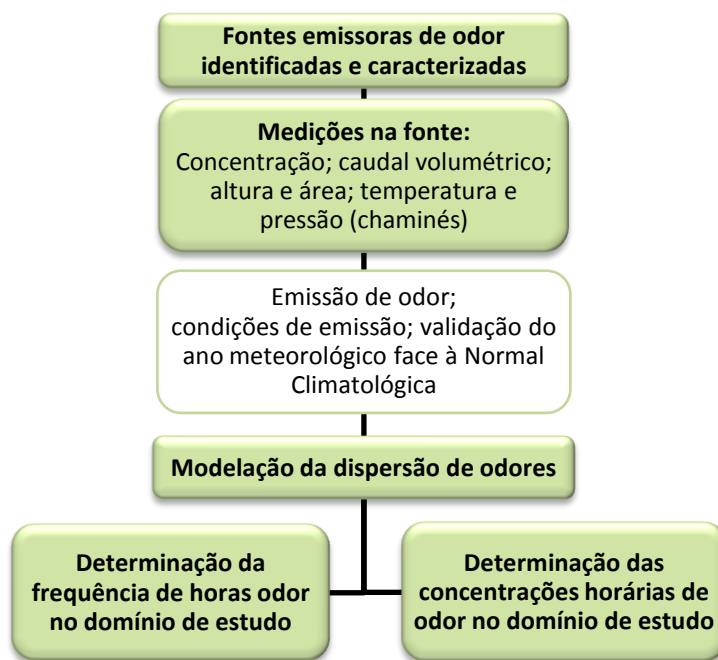


Figura 2.12 – Avaliação do incómodo em fontes pontuais.
Fonte: Capela e Ferreira (2011)

A avaliação do incómodo em fontes difusas é dificultada pela difícil caracterização das mesmas, nomeadamente dos fatores de emissão, que podem ser obtidos pela designada modelação reversa associada a medições de grelha ou penacho. A Figura 2.13 apresenta a metodologia para avaliação do incómodo nestas fontes.

A VDI 3940:2006 Parte 1 determina uma metodologia para avaliar o impacto de uma instalação, baseando-se na definição de uma grelha de espaçamento uniforme envolvente à instalação na qual são feitas medições da exposição real durante um longo período (entre meio ano e um ano). Esta metodologia é muito exigente logisticamente, pois requer medições ao longo de pelo menos 52 dias, com um mínimo de 10 assessores, e que estas sejam efetuadas de forma dispersa pelos dias da semana, horas do dia, e estações do ano, para que se obtenha um resultado anual representativo. Apesar de exigente, esta metodologia é baseada em medições reais, pelo que permite obter um mapa de exposição a odores com incertezas associadas reduzidas (Varela e Vaz, 2011).

A VDI 3940:2006 Parte 2 apresenta a metodologia a seguir para determinação da extensão do penacho de odor. Neste caso apenas são efetuadas medições na zona onde o odor é claramente perceptível, sendo estas realizadas ao longo de pelo menos 5 dias por um mínimo de 5 assessores,

em 3 ou 6 secções transversais à direção do vento. Os dados obtidos são representativos apenas do período de medição, pelo que se pode estender a avaliação para um período anual recorrendo à modelação, na qual, é utilizado um modelo em que se introduz de forma iterativa um caudal mássico de emissão até se obter um penacho semelhante ao real (Varela e Vaz, 2011).

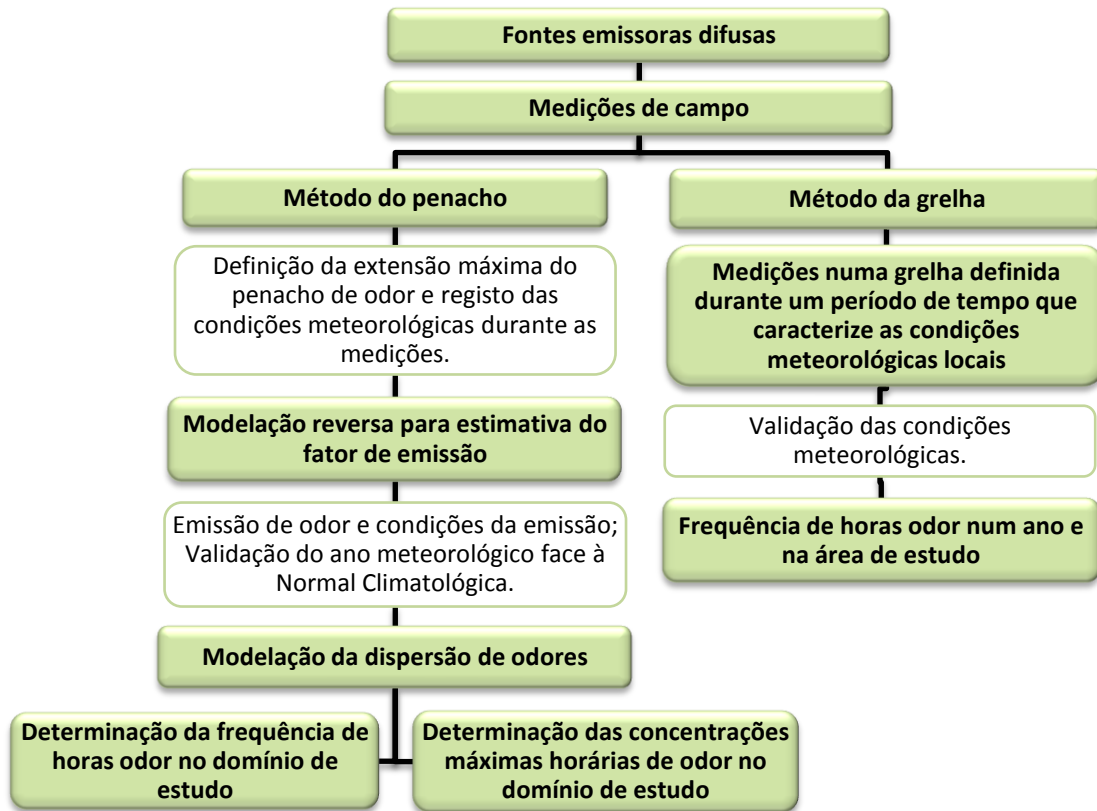


Figura 2.13 – Avaliação do incómodo em fontes difusas.

Fonte: Capela e Ferreira (2011)

McGinley (1998) sugere várias metodologias para avaliação do incómodo do odor provocado em aterros sanitários, que para além das já mencionadas inclui metodologias baseadas no registo e análise de reclamações e inquéritos à população.

3 Modelação da dispersão de odores

A modelação é uma ferramenta numérica utilizada para descrever a relação casual entre emissões, meteorologia, concentrações atmosféricas, deposição de poluentes e outros fatores. O recurso à modelação é essencial, pois apesar das medições de poluentes atmosféricos fornecerem informação quantitativa relativamente às suas concentrações e deposição, estes dados apenas são válidos para um dado local e um dado momento. Deste modo os modelos são o único método que quantifica a relação determinística entre emissões e concentrações/deposições, incluindo a avaliação das consequências de cenários passados e a previsão de cenários futuros, bem como a eficiência de sistemas de mitigação (Daly e Zannetti, 2007).

Ao longo dos anos a modelação tem vindo a ser desenvolvida, e atualmente, com a Diretiva nº 2008/50/CE de 21 de maio, transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei nº 102/2010 de 23 de Setembro, a modelação é citada como uma de quatro técnicas de avaliação da qualidade do ar, o que lhe confere um lugar de destaque e permite que seja aplicada no contexto de requisitos legais no âmbito da qualidade do ar. Como se pode observar nas Figuras 2.12 e 2.13, o recurso à modelação ocorre várias vezes e em diversas situações no processo de avaliação da incomodidade de odores. Esta ferramenta pode ser utilizada para estimar fatores de emissão por modelação reversa ou avaliar a exposição ao odor no domínio pretendido para um ano meteorológico, partindo de medições no local ou de fatores de emissão estimados. Outras aplicações passam pela previsão do impacto de novas fontes ou pela determinação das fontes mais importantes numa área de estudo, bem como pela previsão ou verificação da eficiência de um sistema de controlo de odores.

3.1 Os modelos de dispersão atmosférica

Os modelos de dispersão calculam concentrações ao nível do solo com recurso a dados de emissão, dados meteorológicos e dados orográficos (Brattoli *et al.*, 2011). Os dados de emissão são obtidos por medições de emissão ou por fatores de emissão. Os dados meteorológicos base incluem a velocidade e direção do vento, temperatura e radiação solar, apesar dos modelos mais complexos serem mais exigentes a este nível. Os dados orográficos são importantes para incluir os efeitos do terreno complexo na dispersão de odores.

Um dos primeiros desafios na modelação de poluição atmosférica foi a compreensão das propriedades difusivas dos penachos emitidos por chaminés industriais. Para esse propósito foi desenvolvido o modelo de penacho gaussiano, que apesar de simples foi muito bem-sucedido e aplicado amplamente no cálculo de concentrações ao nível do solo causadas por fontes pontuais, e mais tarde, fontes em linha e em área (Daly e Zannetti, 2007). Os modelos gaussianos foram aplicados a nível mundial, e no âmbito dos odores estes também ocuparam lugar em vários estudos de incomodidade (Lisboa *et al.*, 2006; Mussio *et al.*, 2001; Ribeiro *et al.*, 2010; Sarkar *et al.*, 2003; Úbeda *et al.*, 2010), no entanto, os modelos gaussianos foram apresentando algumas limitações de aplicação (Daly e Zannetti, 2007; Janicke *et al.*, 2008) e segundo Úbeda *et al.* (2010)

estes modelos podem não ser os mais adequados para estimar a dispersão de odor devido à natureza deste poluente.

Os modelos gaussianos baseiam-se na solução estacionária da equação de difusão clássica. (Figura 3.1). Os modelos eulerianos descrevem a variação local da concentração medida num sistema de coordenadas fixo em relação à superfície da Terra e baseia-se na equação de difusão-advecção (Figura 3.1) (Arbage *et al.*, 2006), sendo estes por vezes descartados devido à aparência artificial da dispersão (Nielinger *et al.*, 2004).

Os modelos lagrangeanos surgiram como resposta a muitas das limitações do modelo gaussiano, e permitem estudar situações de transporte tridimensional, turbulento e dependente do tempo (Janicke *et al.*, 2008; Janicke, U. e Janicke, L., 2007a). Estes modelos são tidos como os mais adequados para a avaliação da dispersão de odores, uma vez que as fontes típicas de odor são de baixa altitude e difusas, geralmente localizadas junto a edifícios, o que constitui um cenário para o qual um modelo lagrangeano oferece uma descrição mais realista quando comparado com o modelo de penacho gaussiano (Janicke, U. e Janicke, L., 2007a), no entanto, deve-se considerar que os modelos gaussianos são mais simples e menos exigentes em dados de entrada. A dedução das concentrações médias e taxas de deposição parte da trajetória de várias partículas individuais, sendo necessárias imensas simulações dos percursos individuais de partículas para produzir resultados adequados da dispersão de odor (Bratolli *et al.*, 2011). O movimento de cada partícula é determinado pela média das componentes da velocidade do vento e por condições de turbulência, sendo as últimas descritas pelo processo estocástico de Markov (Figura 3.1) (Nielinger *et al.*, 2006).

Os modelos gaussianos utilizam geralmente um período médio de concentrações que vão dos três minutos a uma hora por exemplo (Pope e Diosey, 2000). No entanto, as condições meteorológicas são muito variáveis em curtos períodos de tempo, e os odores são percebidos pela população em segundos, pelo que, como mostra a Figura 3.2, pode-se ter uma

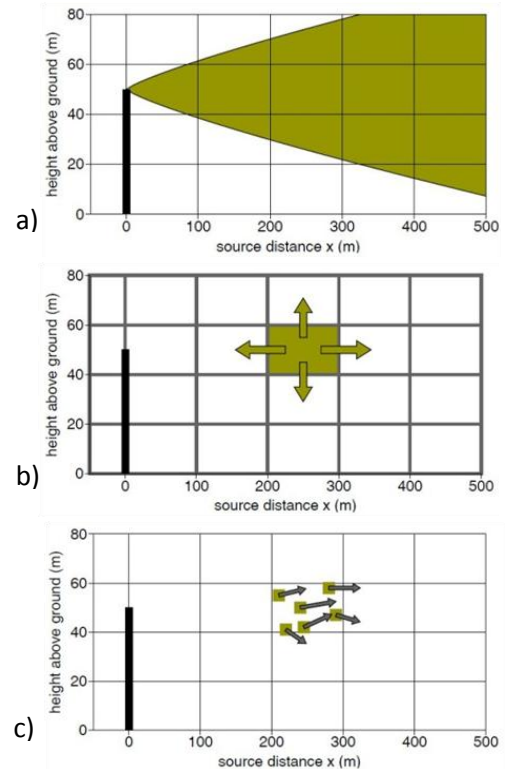


Figura 3.1 – Penacho em modelos gaussianos (a), eulerianos (b) e lagrangianos (c).
Fonte: Janicke *et al.*, 2008.

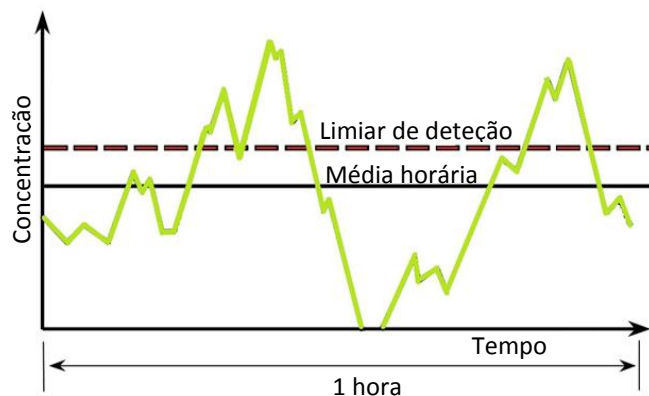


Figura 3.2 – Flutuações da concentração de odor.
Fonte: adaptado de Lisboa *et al.* (2006)

concentração média horária inferior ao limiar de deteção apesar de nesse período a população ter percebido o odor várias vezes. Deste modo, os modelos devem incluir algoritmos que simulem concentrações instantâneas ou semi-instantâneas (Daly e Zannetti, 2007).

Segundo Smith (1973) (citado por Schauburger *et al.*, 2011), é possível estimar concentrações para períodos curtos partindo da simulação obtida para um período mais longo, nomeadamente através da Equação 3.1.

$$C_1 = C_0 \cdot \left(\frac{t_0}{t_1}\right)^n \quad \text{Equação 3.1}$$

em que:

C_1 e C_0 – concentração para os períodos mais curto e mais longo, respetivamente (ou·m⁻³)

t_1 e t_0 – períodos médios mais curto e mais longo, respetivamente (minutos)

n – termo empírico dependente da turbulência atmosférica, geralmente varia entre 0,17 e 0,68.

A Equação 3.1 permite obter um fator designado por “peak to mean ratio”, ou seja, a razão entre a concentração de pico, ou instantânea, e a concentração média, que é também obtido em alguns modelos que o calculam em função da velocidade do vento, estabilidade atmosférica e distância à fonte (Lisboa *et al.*, 2006).

A pluma de dispersão de odores obtida por modelação em unidades de concentração pode ser convertida para horas de odor, com o recurso a um fator de conversão adequado (Ribeiro *et al.*, 2010).

Tendo mais uma vez a abordagem alemã como referência para o contexto português, Capela e Ferreira (2011) indicam algumas falhas de informação na normas aplicáveis às técnicas de modelação, que deixam alguma margem para subjetividades, e referem que basear a análise de incómodo apenas na frequência de odor é negligenciar a intensidade do odor bem como a sua agradabilidade, os quais são fatores muito ativos no incómodo causado.

3.2 O modelo Austal2000

No âmbito do presente trabalho, o modelo selecionado foi o Austal2000, uma vez que o caso de estudo segue a metodologia alemã e este é o modelo regulamentar na Alemanha, tendo sido desenvolvido de acordo com os requisitos das normas VDI 3945/3:2011 e TA Luft (2002). Este modelo encontra-se disponível ao público em www.austal2000.de, existindo também versões comerciais que incluem interface gráfica.

Como modelo lagrangiano, o Austal2000 baseia-se no princípio de que a distribuição das concentrações é determinada através da contagem de partículas em volumes de cálculo específicos, e são apresentadas como valores médios ao longo desses elementos de volume e para determinados intervalos de tempo (Castro, 2011; Nielinger, 2006), como representado na Figura 3.3. O sistema de referência lagrangeano segue o movimento médio da atmosfera.

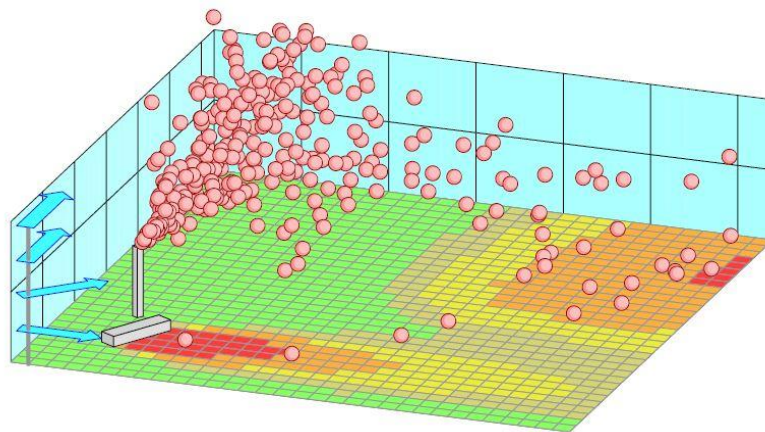


Figura 3.3 – Princípio do modelo lagrangiano de partículas.

Fonte: Janicke *et al.*, 2008.

Segundo Castro (2011), Graff (2002) e Janicke (2008) o modelo AUSTAL2000 permite simular a dispersão de poluentes provenientes de várias fontes, nomeadamente fontes pontuais, em área ou em volume, recorrendo a cálculos e configurações como:

- Cálculos baseados em séries temporais;
- Sequências horárias de dados de meteorologia;
- Cálculo das concentrações e deposição seca;
- Sedimentação gravítica das partículas grosseiras;
- Terrenos de topografia simples e complexa;
- Campos de vento tridimensionais em terrenos complexos;
- Escoamento em torno dos edifícios;
- Definição automática de grelhas de cálculo em camadas (*nesting*) para cálculos com edifícios;
- Estimativa automática do erro.

A dispersão atmosférica de um dado poluente é dada pela Equação 3.2.

$$c(r, t) = \iint_{-\infty}^t p(r, t|r', t') S(r', t') dr' dt' \quad \text{Equação 3.2}$$

O domínio de simulação é integrado na totalidade, e o termo $c(r, t)$ representa a concentração média no espaço r para o tempo t ; $S(r', t')$ é o termo fonte; e o termo $p(r, t|r', t')$ é a função densidade de probabilidade de uma parcela de ar que se move de r' no tempo t' para r no tempo t (Baldocchi, 2008; Castro, 2011).

3.2.1 Estrutura do modelo

A estrutura do modelo AUSTAL2000 encontra-se representada na Figura 3.4. Os vários componentes são explicados de seguida:

- a) O ficheiro matriz é o ficheiro base do projeto de modelação. Neste ficheiro são determinadas as opções de modelação nomeadamente o poluente, o fator de emissão, o

tipo de grelha de modelação, localização e características da fonte, entre outros. Cada variável é identificada por uma designação específica, como por exemplo **ha** refere-se à altura do anemómetro e **Z0** à rugosidade média do terreno. Neste ficheiro são indicados os diretórios para os ficheiros de meteorologia e terreno, no caso de ser usado terreno complexo. Desta forma, o ficheiro matriz permite agregar as várias fontes de dados usadas para a modelação.

- b) O ficheiro meteorológico deve corresponder aos formatos aceites pelo modelo (AKTerm e AKS). Os ficheiros clássicos são os AKTerm em que cada linha indica um conjunto de variáveis para uma hora de uma série, tais como velocidade e direção do vento, classes de estabilidade de Klug-Manier e a altura da camada de mistura. O modelo obtém automaticamente o comprimento de Monin-Obukhov partindo das classes de estabilidade e da rugosidade.
- c) Em modelações com terreno complexo, é necessário indicar no ficheiro matriz o diretório do ficheiro de terreno, o qual deve cumprir os formatos Arcinfo-GRIDASCII, DMNA ou XYZ. Estes ficheiros podem ser obtidos através de modelos digitais de terreno.
- d) O modelo TALdia, provém do modelo de mesoescala TALdiames, o qual foi modificado para contar com a influência de edifícios através do modelo de microescala DMK (Janicke Consulting, 2011). Na ausência de edifícios, o TALdia cria 2 campos de vento para cada classe de estabilidade Klug-Manier, para as componentes Sul e Oeste. No caso de existirem edifícios são criados 36 campos de vento para cada classe, que corresponde à rosa dos ventos decomposta em ângulos de 10° . O modelo cria inicialmente campos de vento com divergência livre, baseados nos dados experimentais indicados no ficheiro meteorológico. Posteriormente estes campos são diagnosticados e ajustados de forma a serem obtidos campos de vento que respeitem a condição de divergência tridimensional nula, que provém da hipótese que a atmosfera é um fluido incompressível e respeita a lei de conservação da massa (Castro, 2011; Moreira *et al.*, 2008).
- e) Os ficheiros de *output* apresentam os resultados obtidos para cada situação simulada. São criados vários ficheiros no caso de serem realizadas simulações para várias grelhas de cálculo, bem como um ficheiro que contém um relatório final da simulação, indicando erros e outros elementos importantes, assim como uma lista dos restantes ficheiros criados.

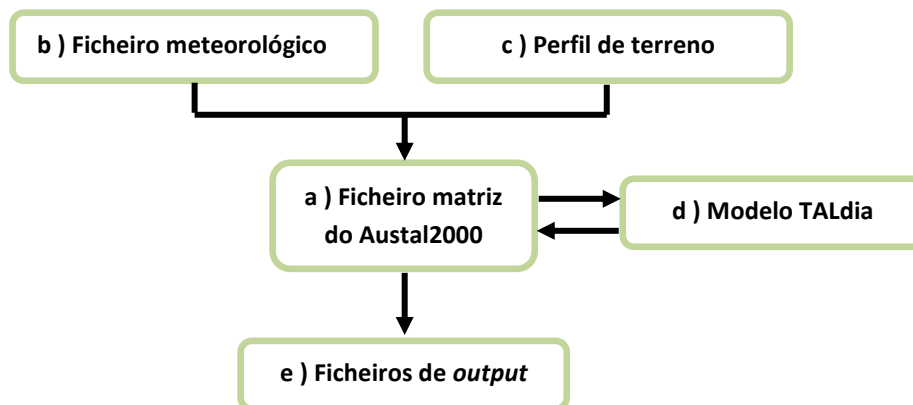


Figura 3.4 – Estrutura do modelo Austal2000.

3.2.2 *Austal2000G*

O modelo *Austal2000G* é a componente de modelação do modelo *Austal2000* dedicada à dispersão de odor (Janicke *et al.*, 2008). Tendo em conta que o documento GOAA estipula o limite de exposição ao odor em frequência de horas num ano (GOAA, 1999), o modelo *Austal2000G* surge como o mais adequado para o cálculo da dispersão de odores, pela capacidade de apresentar os resultados em frequência (IDAD, 2010a).

Uma vez que o modelo não exprime os resultados em concentração torna-se relevante clarificar o método de conversão usado para obter a frequência da percepção de odores. Segundo Janicke, U. e Janicke, L. (2007b, citado por Schaubberger *et al.*, 2012) o modelo *Austal2000G* usa um fator de conversão de 4. Deste modo, o modelo assume que o percentil 90 da concentração instantânea de odor é dado pela multiplicação da concentração média horária por 4, sendo essa hora considerada hora de odor se a concentração média horária estimada for superior a $0,25 \text{ ou} \cdot \text{m}^{-3}$, uma vez que o percentil 90 será de $1 \text{ ou} \cdot \text{m}^{-3}$. A frequência final é dada pela razão entre a percentagem de horas de odor e o número total de horas simuladas.

O recurso a um fator de pico constante pode criar algumas limitações uma vez que é de esperar que junto à fonte as flutuações sejam de uma magnitude superior às registadas em pontos recetores mais afastados, devido ao efeito de homogeneização que ocorre na atmosfera. Deste modo seria adequado o recurso a um fator de pico variável em função da distância, no entanto esta abordagem ainda não é aplicada.

4 Odores em aterros sanitários

Os aterros sanitários (AS) representam o principal destino final de resíduos em todo o mundo (Longhurst, 2007), e também Portugal segue a tendência mundial na deposição de resíduos em aterro, sendo este o principal destino final dos resíduos sólidos urbanos (RSU). A legislação europeia impele a diminuição da deposição de resíduos em aterro. No entanto, se por um lado se criam algumas soluções, por outro a produção de resíduos aumenta todos os anos, pelo que é de prever que os aterros mantenham um lugar de destaque no destino final de resíduos (Taylor e Allen, 2006). Com este panorama, os aterros e a densidade populacional estão intimamente ligados, e inevitavelmente estes surgem com alguma proximidade aos aglomerados populacionais. Os odores são geralmente o único motivo de queixas por parte da população no que se refere às operações de gestão de resíduos (Longhurst, 2007), sendo um problema associado aos aterros mesmo pela população que não o experiencia, o que provoca a reação “NIMBY – Not In My Back Yard” relativamente aos AS (Barros e Cabeças, 2011). O controlo de odor nos aterros torna-se difícil devido principalmente à dimensão das estruturas, que não podem simplesmente ser contidas num edifício com sistema de captação de emissões. Deste modo, é necessário compreender e caracterizar os pontos críticos dos odores nos AS, quer na emissão quer na exposição das populações, bem como as prioridades de ação.

Neste capítulo é efetuado o enquadramento do papel dos AS no contexto da gestão de RSU em Portugal, bem como uma breve caracterização dos AS, quer ao nível de estruturas e operação quer ao nível do reator biológico que um AS constitui. É abordada a origem dos odores em aterro e os fatores que mais influenciam a sua ocorrência, e são apresentadas algumas metodologias para obtenção de fatores de emissão, bem como os fatores de emissão encontrados em bibliografia. O destaque dado aos fatores de emissão é justificado pela sua extrema importância na caracterização das emissões de um aterro, e deste modo, na avaliação da incomodidade da população

4.1 *A gestão de resíduos urbanos em Portugal*

O enquadramento legal dos resíduos em Portugal é definido atualmente pelo Decreto-lei nº 73/2011, de 17 de junho, que constitui a terceira alteração do Decreto-lei nº 178/2006, de 5 de setembro e transpõe a Diretiva nº 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008.

Ao nível do planeamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), Portugal aprovou em junho de 1997 o Plano Estratégico Sectorial de Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), que tinha como principais diretrizes para o Continente:

- O encerramento de mais de 300 lixeiras inventariadas;
- A construção de infraestruturas para o tratamento de Resíduos Urbanos (RU);
- O reforço acentuado da recolha seletiva e da reciclagem multimaterial preconizando metas específicas para os horizontes de 2000 e 2005, bem como objetivos qualitativos para 2010.

Do PERSU I resultou positivamente em 2005 a erradicação de todas as lixeiras (finalizada no período 2001-2002) e a deposição de 63% dos resíduos em aterro, muito acima do previsto de 23%, o que levou ao não desenvolvimento das Estações de Confinamento Técnico de Resíduos Urbanos (ECTRU), sendo que os restantes objetivos não foram totalmente atingidos, com destaque para a taxa de reciclagem que se fixou apenas nos 9% (MAOTDR, 2007) (Figura 4.1).

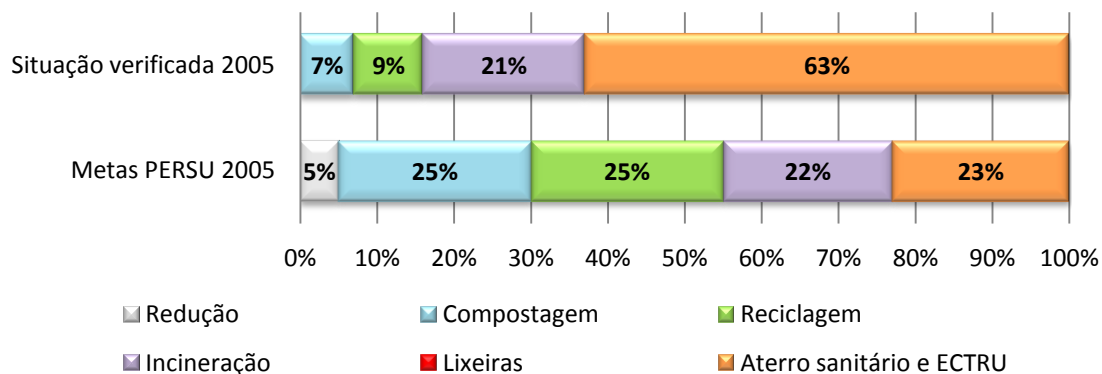


Figura 4.1 – Comparação entre as metas do PERSU para 2005 e a situação verificada.

Fonte: MAOTDR (2007)

Com o cenário resultante do PERSU I, os aterros sanitários assumiram o papel de liderança em termos de destino final dos RSU, sendo atualmente a redução dos RSU com destino final em aterro uma das metas comunitárias a cumprir. A Diretiva 99/31/CE de 26 de abril de 1999, impõe os seguintes limites para resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) a depositar em aterro:

- 75% da quantidade (em peso) dos RUB produzidos em 2005, até janeiro de 2006;
- 50% da quantidade (em peso) dos RUB produzidos em 2005, até janeiro de 2009;
- 35% da quantidade (em peso) dos RUB produzidos em 2005, até janeiro de 2016.

As metas para 2009 e 2016 foram recalendarizadas para os anos 2013 e 2020, segundo o Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de agosto.

O Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II) foi aprovado em 2007 e dá continuidade à política de gestão de resíduos, tendo em atenção as novas exigências entretanto formuladas a nível nacional e comunitário, assegurando, designadamente, o cumprimento dos objetivos comunitários em matéria de desvio de resíduos urbanos biodegradáveis de aterro e de reciclagem e valorização de resíduos de embalagens para o período 2007-2016, e procurando colmatar as limitações apontadas à execução do PERSU I (MAOTDR, 2007).

O Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (PPRU) tem como objetivo fundamental propor medidas, metas e ações para a sua operacionalização e monitorização, com vista à redução da quantidade e perigosidade dos resíduos urbanos produzidos, e foi publicado em Diário da República, através do Despacho n.º 3227/2010, em 22 de fevereiro de 2010.

A Figura 4.2 apresenta a evolução do tratamento e destino final de RSU em Portugal no período 1995-2010, sendo o peso dos aterros sanitários evidente no panorama nacional. De uma forma geral, os aterros e a incineração foram as alternativas às lixeiras erradicadas no âmbito do PERSU I, evoluindo até 2002, ano em que representaram quase na totalidade o destino final de RSU. No

período de 2002 a 2010 a deposição em aterro tem vindo a ser substituída gradualmente pela recolha seletiva com vista à reciclagem e valorização orgânica, uma vez que a quantidade de resíduos incinerados se tem mantido estável ao longo dos anos.

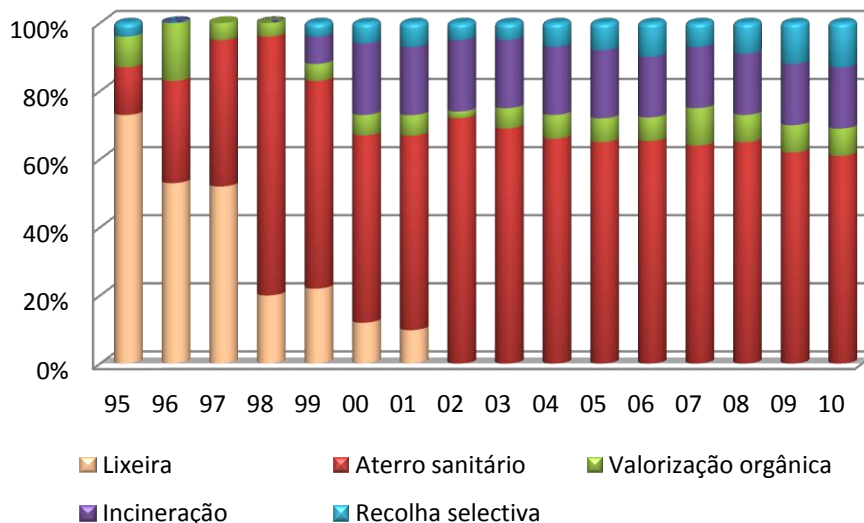


Figura 4.2 – Tratamento e destino final de RSU 1995-2010.

Fonte: APA (2010a e 2011); IA/MAOTDR (2006)

Os dados de produção de resíduos mais recentes, disponíveis no Relatório de Estado do Ambiente (APA, 2011) indicam que em 2010 foram produzidos no território continental cerca de 5,184 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, o que corresponde a uma capitação anual de 511 kg/habitante. Do total de resíduos urbanos produzidos, 15% tiveram recolha seletiva e 85% recolha indiferenciada. A deposição em aterro de RSU em 2010 foi de 61%, sendo 7% inferior a 2008. Ao nível dos RUB, que representaram 51% dos RSU, a deposição em aterro foi de 64%, tendo 18% sofrido valorização energética, 10% valorização orgânica e 8% (papel e cartão) reciclagem. Estes valores indicam que Portugal enviou em 2010 cerca de 1,7 milhões de toneladas de RUB para aterro, devendo este valor descer para 1,126 milhões em 2013 para cumprir o limite fixado na “Diretiva Aterros” (Diretiva nº 1999/31/CE, de 26 de abril). Nos últimos anos têm vindo a ser introduzidos sistemas de Tratamento Mecânico-Biológico (TMB), que permitem separar os resíduos indiferenciados de forma a reduzir a deposição em aterro de materiais recicláveis. A fração orgânica resultante dos sistemas TMB é sujeita a digestão anaeróbia e aeróbia (Martins, 2010), resultando também na redução de RUB depositados em aterro e na produção de biogás (digestão anaeróbia) e de composto biologicamente estabilizado (digestão aeróbia).

Segundo a APA (2010b), no início de 2011, a gestão de resíduos em Portugal estava entregue a 23 Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU), cobrindo a totalidade do território nacional, sendo 12 multimunicipais e 11 intermunicipais. Em dezembro de 2010, existiam 34 aterros sanitários para deposição de RSU em exploração no território nacional, 1 em fase de obra e 8 previstos (APA, 2010b). O anexo 2 apresenta os vários SGRU, bem como as infraestruturas que cada um detém (Tabela A.2 e Figura A.3).

4.2 Aterros sanitários

O aterro sanitário, ou controlado, é uma técnica de disposição final de resíduos através da qual estes são depositados no solo em condições de segurança física e sanitária (Westlake, 1995), e de uma forma economicamente aceitável, sendo um elemento indispensável em qualquer sistema de gestão integrada de resíduos. Uma vez que não existem formas de tratamento de resíduos em que o resultado final seja isento de resíduos inadequados a qualquer forma de tratamento, como o caso de cinzas na incineração ou rejeitados na recolha seletiva com vista à reciclagem, uma forma final de deposição prolongada de resíduos é indispensável na cadeia de gestão (Taylor e Allen, 2006).

No passado, aterro referia-se à deposição dos resíduos em aterro apenas realizando a cobertura dos mesmos com terra, mas atualmente o aterro sanitário é uma obra de engenharia destinada à deposição de RSU, desenhada e operada para minimizar os impactos na saúde pública e ambiente (Tchobanoglous *et al.*, 1993), sendo a forma mais simples e financeiramente barata de deposição de resíduos, apesar dos seus riscos ambientais inerentes não poderem ser negligenciados.

4.2.1 Tipos de aterro

Os aterros sanitários podem ser caracterizados de diversas formas, que podem ir desde o tipo de resíduos a que se destinam até à forma como são construídos. Relativamente à perigosidade dos resíduos a aceitar os aterros podem ser classificados em 3 categorias (Tchobanoglous *et al.*, 1993):

- Resíduos inertes (ex. resíduos de construção e demolição)
- Resíduos não perigosos (ex. resíduos sólidos urbanos)
- Resíduos perigosos (ex. alguns resíduos industriais)

Em Portugal, em dezembro de 2010, existiam 34 aterros de RSU, o que corresponde a 57% dos aterros nacionais (Figura 4.3) e clarifica o peso deste tipo de aterros no panorama nacional relativamente aos odores, quer pelo número de aterros quer pela natureza dos resíduos recebidos.

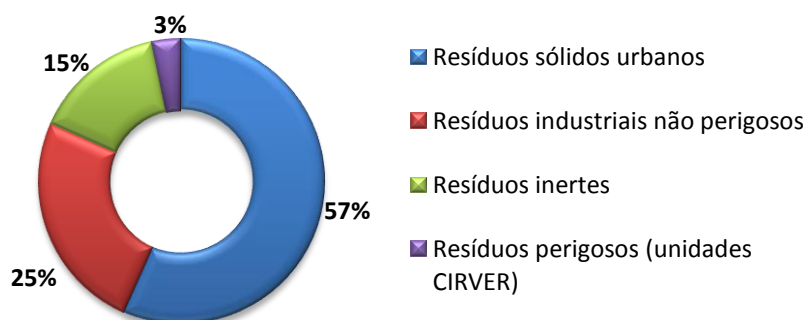


Figura 4.3 – Aterros em Portugal por origem dos resíduos.

Fonte: APA (2010c)

Ao nível da construção os aterros podem ser de superfície ou de trincheira (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Os aterros de superfície são construídos onde a geologia não é favorável à escavação ou

o nível freático é muito elevado, podendo ser aproveitado um declive natural no chamado método de rampa. O tipo de aterro em trincheira envolve uma escavação de forma a aumentar a rentabilidade da área utilizada, tendo como vantagem a obtenção de terras para as camadas de cobertura dos resíduos no local, evitando o transporte das mesmas. Frequentemente os locais de exploração de pedreiras constituem locais adequados para implementação de aterros, sendo possível ainda a recuperação paisagística destes locais após encerramento dos aterros.

4.2.2 Deposição de resíduos

Os resíduos são depositados por células, as quais consistem numa camada de resíduos depositados durante um dia, com uma espessura uniforme (cerca de 1,5 m). As células são cobertas diariamente com uma camada de solo que evita a proliferação de insetos e aves no local, bem como a atenuação da emissão de odores. As operações básicas de deposição de resíduos num AS envolvem os seguintes passos (Martins, 2010):

- Pesagem dos camiões à entrada e saída do aterro;
- Descarga dos resíduos na frente de deposição;
- Manuseamento e compactação dos resíduos;
- Aplicação de camada de terra diária, temporária ou final;
- Impermeabilização de taludes.

Para além destas operações são realizadas operações de apoio indispensáveis ao bom funcionamento do aterro, nomeadamente a lavagem e manutenção dos camiões e maquinaria, e todas as operações relacionadas a operacionalidade dos sistemas de tratamento de lixiviados e de recolha e tratamento de biogás.

Os solos de cobertura, quer diária, quer final, ocupam cerca de 20 a 25% da capacidade do aterro, percentagem que pode ser diminuída para 9 a 13% com o recurso a materiais de cobertura alternativos (Solan *et al.*, 2010).

4.2.3 Degradação biológica dos resíduos

A degradação dos resíduos biodegradáveis em aterro está na origem da produção de biogás e formação de odores. Este processo é altamente variável e complexo, e no mesmo aterro podem ocorrer várias fases em simultâneo. Atualmente é aceite pela comunidade científica que este processo ocorre principalmente em cinco fases (Monteiro, 2009): ajuste inicial; período de transição; fase acidogénica; fase metanogénica e maturação final. Estas fases estão incluídas em duas outras mais abrangentes: a fase aeróbia inicial e a fase anaeróbia que se inicia após o consumo total do oxigénio disponível por parte dos microrganismos (Russo, 2005). A Figura 4.4 refere a constituição média do biogás ao longo das fases de decomposição.

A fase de ajuste inicial dura poucos dias ou semanas e começa quando o resíduo é depositado em aterro. O oxigénio presente juntamente com as bactérias, fungos e alguns insetos iniciam a decomposição da massa de resíduos. À medida que estes organismos consomem a matéria biodegradável e as reações de oxidação decorrem, o oxigénio disponível diminui, verificando-se uma fase de transição até se estabelecerem condições de reação anaeróbias (Monteiro, 2009). Na

fase inicial, ocorre a hidrólise de proteínas, lípidos e hidratos de carbono, formando constituintes mais simples disponíveis às bactérias. A decomposição das proteínas é responsável pela presença de amoníaco, uns dos constituintes odorantes no biogás (Westlake, 1995).

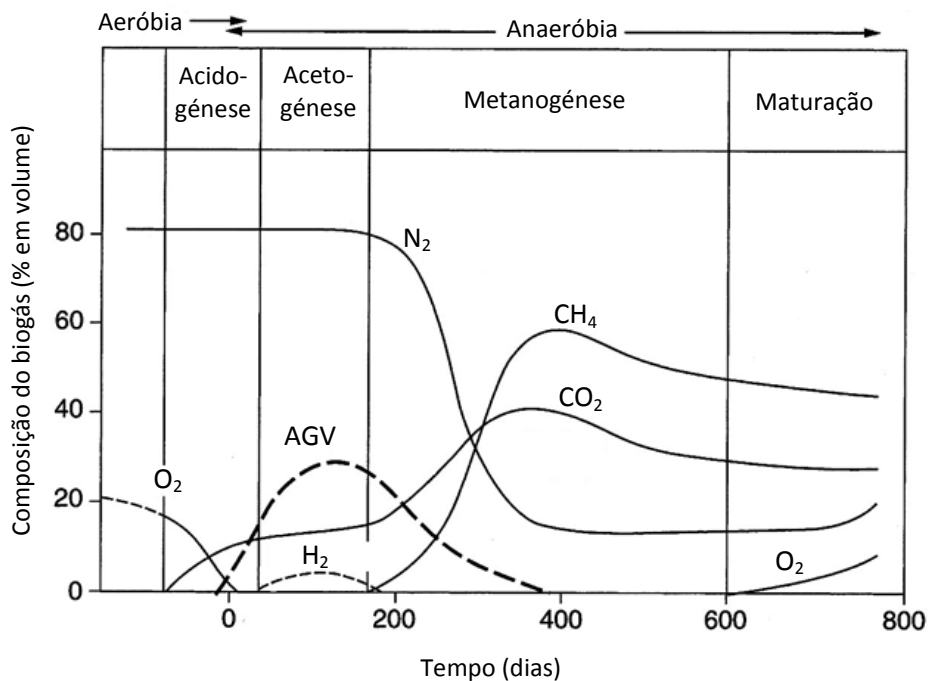


Figura 4.4 – Composição do biogás ao longo da vida do aterro.

Segundo Monteiro (2009), na fase seguinte (de transição e acidogénica), o oxigénio é completamente substituído por dióxido de carbono (CO_2). As bactérias começam a transformar as substâncias produzidas pelos organismos aeróbios em ácidos de baixo peso molecular (acético, fórmico, láctico) e álcoois (metanol, etanol). Estas substâncias, através da percolação, constituem uma fração importante dos lixiviados, sendo o baixo pH dos lixiviados um parâmetro indicativo do desenvolvimento deste período de transição, o qual pode ocorrer durante vários meses.

Na fase acetogénica ocorre a produção de acetato em grandes quantidades, proveniente do consumo dos ácidos e álcoois produzidos anteriormente.

Na fase metanogénica, o acetato, hidrogénio (H_2) e CO_2 , constituem os principais substratos para o crescimento de bactérias metanogénicas, iniciando-se a produção de metano (Westlake, 1995). Esta fase pode durar de 15 a 60 anos (Monteiro, 2009).

Os dados científicos relativos à etapa de maturação são escassos e tem um forte carácter especulativo. Supõe-se que uma vez consumida a matéria biodegradável existente, a produção de gás e lixiviado termine, a população de bactérias desapareça e o aterro estabilize.

A presença de Ácidos Gordos Voláteis (AGV) no biogás está na origem dos odores mais intensos em aterros, pelo que é possível observar que a fase crítica ao nível de odor ocorre durante a acetogénese (Westlake, 1995).

4.2.4 Biogás

O biogás constitui uma das principais emissões do aterro para o ambiente, e consiste numa mistura gasosa de centenas de espécies gasosas, apesar de o metano e o dióxido de carbono representarem a maioria do seu volume, com valores de 45 a 60% e 40 a 60%, respetivamente (Allen *et al.*, 1997; ATSDR, 2001).

Os compostos odorantes existem em frações muito reduzidas no biogás (cerca de 1%), no entanto, devido aos seus baixos limiares de deteção, são passíveis de provocar odores desagradáveis. Os compostos odorantes são essencialmente ésteres, organossulfatos, alquilbenzenos, limoneno, outros hidrocarbonetos e sulfureto de hidrogénio (Young e Parker, 1983). A Tabela 4.1 apresenta um resumo dos principais compostos odorantes presentes no biogás, sendo ainda de destacar que os compostos com maior potencial odorífico são o sulfureto de hidrogénio e o mercaptano de metilo (EAUK, 2002d). Podem ser encontrados estudos detalhados neste âmbito, nomeadamente Fang *et al.* (2012) e Davoli *et al.* (2003). A composição do biogás é influenciada por diversos fatores, entre os quais o tipo de resíduos depositados, a fase da decomposição biológica, o oxigénio disponível, a humidade, a infiltração de precipitação, o pH, a matéria orgânica e a população de microrganismos (Davoli e Bianchi, 2008). Um teor de humidade superior a 40%, associado a temperaturas elevadas e baixo teor de oxigénio permitem uma maior produção de biogás, a qual diminui com a idade dos resíduos no aterro (ATSDR, 2001).

Tabela 4.1 – Principais compostos odorantes no biogás.

Fonte: Antunes (2006); ATSDR (2001); EA UK (2010); Fang *et al.* (2012).

Composto	Descrição do odor	Limiar de deteção (ppb)
Acetaldeído	Pungente	4
Ácido butírico	Azedo, ranço	0,19
Amoníaco	Ácido pungente ou asfixiante	1 000 – 5 000
Benzeno	Tintas	840
Butirato de etilo	-	-
Cloreto de vinilo	Ligeiramente doce	10 000 – 20 000
Dicloroetileno	Doce, ligeiramente ácido	85
Diclorometano	Doce, semelhante ao clorofórmio	205 000 – 307 000
Dissulfeto de carbono	Semelhante ao éter	210
Dissulfureto de dimetilo	Putrefação	0,16
Etilbenzeno	Aromático, semelhante ao benzeno	90 – 600
Mercaptano de etilo	Couve em decomposição	0,19
Mercaptano de metilo	Couve ou alho em decomposição	0,04
Mercaptano de n-butilo	-	-
Mercaptano de n-propilo	Pútrido	0,75
Propiletileno	-	-
Sulfureto de dimetilo	Vegetais em decomposição	2,5
Sulfureto de hidrogénio	Ovos em putrefação	0,5 - 1
Tetracloroetileno	Doce, semelhante ao clorofórmio/éter	50 000
Tolueno	Aromático, semelhante ao benzeno	10 000 – 15 000
Tricloroetileno	Doce, semelhante ao clorofórmio	21 400

A libertação de biogás resulta de um diferencial de pressões, uma vez que geralmente a pressão no interior do aterro é superior à pressão atmosférica, criando um efeito de bombagem de gás no sentido do equilíbrio, o que origina o transporte de gás para o exterior por fluxo convectivo, em adição à natural difusão molecular. Estes processos juntamente com reações de consumo e produção de gás, e adsorção de gás aos líquidos e sólidos no aterro, influenciam o movimento vertical e horizontal do biogás no aterro (Tchobanoglous *et al*, 1993).

No aterro, o biogás é recolhido por tubagens perfuradas dispostas vertical e horizontalmente no seu interior, de forma a maximizar a área de sucção criada no aterro, evitando a fuga do biogás para a atmosfera. Após recolhido o biogás pode ser queimado numa tocha, ou usado como combustível num motor de combustão interna para produção de eletricidade e calor, sendo neste caso essencial um pré-tratamento do biogás para não danificar o motor. A simples queima do biogás, que permite passar a emissão de metano a emissão de dióxido de carbono, reduz o potencial de aquecimento global em cerca de 95% (Wilcox, 2007).

Nas fases iniciais de produção de biogás, este não possui qualidade para ser queimado (Davoli e Bianchi, 2008), pois não permite uma combustão eficiente devido à pequena fração de metano. Este facto pode ser um dos pontos críticos ao nível de odores, uma vez que este período coincide com a fase acetogénica, na qual a presença de ácidos gordos voláteis é muito significativa. Num aterro que já possua zonas de produção de biogás com qualidade, o biogás proveniente de regiões mais jovens não afeta a combustão uma vez que é diluído.

4.2.5 Lixiviados

Os lixiviados provêm da humidade incluída nos resíduos e na água que entra no aterro devido à precipitação, e são atualmente considerados o maior problema na operação dos aterros (Kulikowska e Klimuik, 2008). O potencial de contaminação de solos e águas pelos lixiviados é enorme, e a remediação destas situações muito difícil, pelo que os aterros são projetados de forma a evitar ao máximo a saída destes do aterro de forma não controlada. Os lixiviados, por ação da gravidade, acumulam-se no fundo do aterro, o qual é impermeabilizado com várias camadas de diferentes materiais, e drenado através de um sistema de tubagens com declive adequado (Monteiro, 2009; Westlake, 1995). Deste modo, os lixiviados são recolhidos e bombeados para os sistemas de tratamento de lixiviados. Segundo Monteiro (2009), os lixiviados podem ser encaminhados para tratamento conjunto com águas residuais urbanas, recirculados para o aterro, ou tratados localmente. Os processos de tratamento podem ser biológicos (aeróbio e anaeróbio) ou físico-químicos (precipitação, oxidação, adsorção, osmose inversa e “*stripping*” amoniacal), sendo ainda referidos os processos de micro, ultra, e nanofiltração.

Os lixiviados são muito variáveis e heterogéneos (Kulikowska e Klimuik, 2008), no entanto, a Figura 4.5 apresenta a evolução média de CQO, amónia, pH, e ácidos orgânicos voláteis nas fases coincidentes com as apresentadas para a degradação da matéria orgânica em aterro. O pH varia entre 5 e 9 e a CQO entre 1 500 e 30 000 mg·L⁻¹ (Johannessen, 1999). Os compostos odorantes dissolvidos nos lixiviados são em parte semelhantes aos compostos presentes no biogás, apesar de se poder destacar uma maior concentração de sulfureto de hidrogénio (H₂S) (Fang *et al.*, 2012), que confere aos lixiviados o odor típico a ovos em putrefação.

A emissão de odores pelos lixiviados provém da libertação dos compostos odorantes dissolvidos na fase líquida (Hvitved-Jacobsen e Volertsen, 2001). Podem-se considerar dois processos para a transferência dos compostos entre a fase líquida e gasosa, a volatilização e a lavagem gasosa (“gas stripping” em inglês) (Metcalf e Eddy, 2003). A volatilização refere-se à libertação de compostos dissolvidos a partir de uma fase líquida para a atmosfera, enquanto a lavagem gasosa ocorre pela introdução de um gás no líquido (Antunes, 2006), como a injeção de ar nos lixiviados que permite a oxidação dos compostos odorantes. Em ambos os casos a migração de compostos é função da sua concentração nas fases líquida e gasosa, e do seu diferencial em relação à concentração de equilíbrio. Esta relação é descrita pela Lei de Henry, traduzida pela Equação 4.1 (Antunes, 2006).

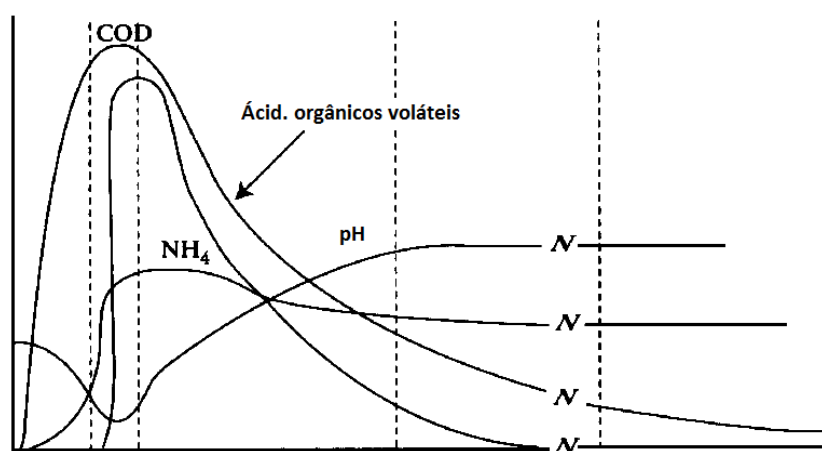


Figura 4.5 – Parâmetros dos lixiviados ao longo da degradação dos resíduos.

Fonte: Johannessen, 1999.

$$C_A = H_A \cdot P_A$$

Equação 4.1

em que:

C_A – concentração molar do composto A na fase líquida, em equilíbrio ($\text{mole} \cdot \text{m}^{-3}$)

H_A – constante da Lei de Henry para o composto A ($\text{mole} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{Pa}^{-1}$)

P_A – pressão parcial do composto A na fase gasosa sobre a superfície do líquido (Pa)

A emissão de odor depende de vários fatores, entre os quais o oxigénio dissolvido, que permite a oxidação de compostos odorantes e a redução dos seus impactos. O pH também influencia a emissão de odores, uma vez que para pH superior a 7 são emitidos os compostos mais voláteis em meios alcalinos como a amónia e as aminas, enquanto para pH ácidos são libertados compostos como o sulfureto de hidrogénio e mercaptanos (Antunes, 2006). A baixas temperaturas o oxigénio é mais solúvel em água, e a atividade microbiana anaeróbia diminui, pelo que a emissão de odores é reduzida em lixiviados com temperaturas inferiores a 16°C (Antunes, 2006). O tipo de tratamento adotado também influencia a emissão de odor, pelo que alguns métodos permitem uma oxidação mais rápida e menor contacto com a atmosfera.

4.2.6 Estruturas de apoio

Para além das estruturas diretamente relacionadas com a deposição de resíduos e controlo das emissões do aterro, existem estruturas de apoio a estas operações, nomeadamente as zonas de pessoal, que incluem escritórios, refeitórios e instalações semelhantes, as zonas de armazenamento de equipamentos, a zona de lavagem e manutenção de maquinaria pesada e ligeira, entre outros elementos do aterro essenciais ao seu funcionamento.

As estruturas de apoio ao aterro não representam fontes de odor significativas, no entanto, representam zonas de exposição aos odores por parte dos trabalhadores. A maioria destas estruturas são edifícios fechados, o que reduz exposições prolongadas aos odores provenientes da área do aterro.

4.3 Fatores que afetam a emissão e dispersão de odor em aterros

Nos aterros, a emissão de odores pode ser influenciada por fatores como a dimensão do aterro, a quantidade e constituição dos resíduos, a idade do aterro e a eficiência do sistema de extração de biogás (Sironi *et al.*, 2005). A estes ainda se podem adicionar os fatores meteorológicos, que podem influenciar tanto a produção de odores como a sua dispersão. Os fatores operacionais também podem ser importantes na prevenção da emissão de odores.

As características do odor variam com a composição e idade dos resíduos, grau de decomposição, taxa de produção de gás e com a natureza das populações microbianas nos resíduos, entre outros fatores (El Fadel *et al.*, 1997). A estabilidade biológica proveniente da degradação da matéria orgânica reduz muito significativamente o odor (Orzi *et al.*, 2010), pelo que será de esperar que os resíduos nas fases finais de decomposição possuam menos poder odorante.

De facto, a meteorologia pode influenciar muito a perceção do odor pela população. De acordo com Stretch *et al.* (2001), as reclamações da população coincidem com períodos de calor e humidade, e estas provêm dos locais situados na direção dos ventos dominantes, o que é confirmado por Sakawi *et al.* (2011) que indica que a perceção do odor pela população é influenciada em 30,5% pelo vento, em 22,6% pela chuva e 6,3% temperaturas altas, apontando ainda uma influência total da meteorologia de 40,6%. Estes indicadores seriam de esperar, uma vez que o vento é o responsável pelo transporte dos odores até às populações. A chuva surge como fonte de humidade, mas acima de tudo está associada a períodos em que a estabilidade atmosférica não é favorável à dispersão do odor. A temperatura alta é um fator que por um lado favorece a degradação dos resíduos e a difusão dos gases, e por outro está associada a atmosferas instáveis, que favorecem a dispersão. Deste modo, as condições quentes e húmidas favorecem a degradação dos resíduos e a ocorrência de odores junto das populações. A ausência de precipitação pode favorecer a concentração dos lixiviados e aumentar a concentração do odor emitido nesta fonte. As temperaturas muito baixas que levem a ciclos de congelamento da água nos solos, fazem a atividade microbiana cair, bem como a oxidação do metano, e os solos nestas condições atuam como barreiras físicas, no entanto, estes ciclos podem danificar as coberturas causando fissuras (Lannan *et al.*, 2009).

Lannan *et al.* (2009) refere a importância da pressão atmosférica na emissão passiva de odores, uma vez que baixa pressão atmosférica exterior aumenta o diferencial de pressão entre o aterro e o exterior, que permite ao biogás sair do aterro, enquanto altas pressões exteriores reduzem a sua fuga.

A eficiência do sistema de recolha de biogás tem sido apontada como um dos fatores principais que influenciam as emissões de odor, no entanto, enquanto a USEPA (1997) refere eficiências de 75%, Lannan *et al.* (2009) defende que as eficiências atuais são muito superiores, retirando alguma da influência atribuída a este fator.

Para além de todos os fatores referidos, é ainda de notar a influência da orografia do local de implementação do aterro, e as condições operacionais, nomeadamente ao nível da área de frente de trabalho, do planeamento da chegada dos camiões, das coberturas aplicadas, da forma como os resíduos são manuseados e ainda da existência de uma cortina arbórea significativa.

4.4 Fontes de odor em aterros

As operações de gestão de resíduos produzem emissões químicas e biológicas para o ambiente (Aatamila *et al.*, 2011), sendo as emissões químicas percecionadas pela presença de odores (Suffet *et al.*, 2009) provenientes de processos de degradação microbiológica, as quais são assumidas essencialmente como desagradáveis (Aatamila *et al.*, 2011). Por este facto, os aterros de RSU são dos mais ativos ao nível de odores, uma vez que a fração de resíduos biodegradáveis depositados é ainda muito considerável.

Podem-se encontrar num aterro sanitário imensas fontes de odor associadas a vários processos distintos, ou processos semelhantes em fases diferentes (Figura 4.6).

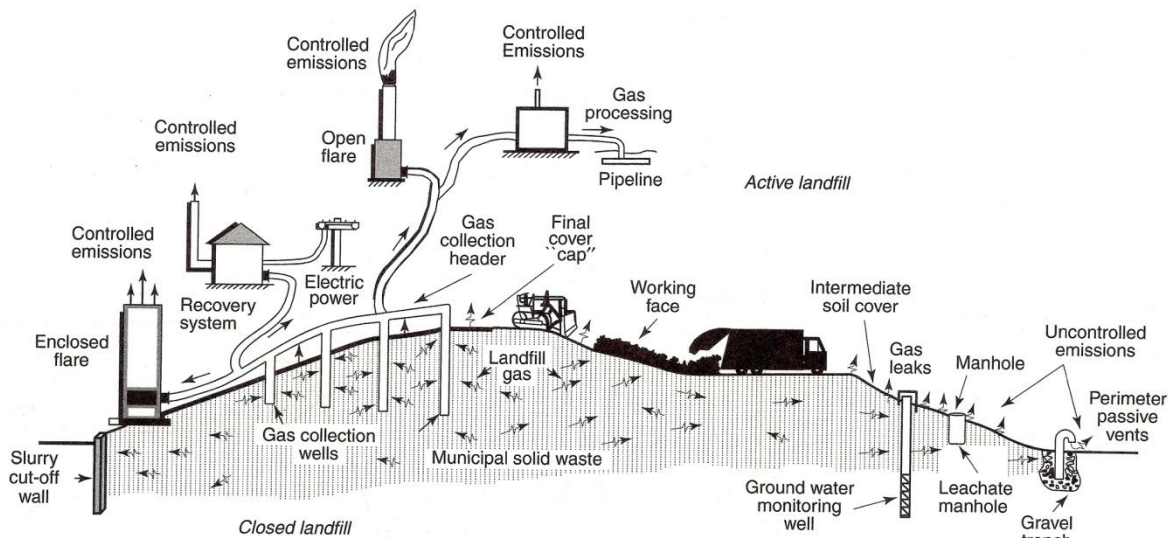


Figura 4.6 – Representação das emissões de um aterro sanitário de RSU.

Fonte: Davis (2000)

As **fontes de odor difusas** são as mais significativas num AS, uma vez que representam a maioria da área do aterro, nomeadamente toda a área efetiva do aterro e as lagoas de lixiviados, sendo inviável o confinamento destas áreas convertendo-as em fontes pontuais ou em volume.

Deste modo, considerando um AS em fase normal de operação, podem ser enumeradas as seguintes fontes difusas:

- Frente ativa de deposição;
- Resíduos depositados sem cobertura;
- Zonas com coberturas (diárias, temporárias, intermédias ou finais);
- Tanques de regulação de caudal e tratamento de lixiviados.

A célula ativa é indicada como problemática devido à inexistência de um sistema de exaustão funcional até ao encerramento da mesma, o que possibilita que tanto o biogás como o odor dos resíduos frescos sejam emitidos diretamente para a atmosfera (Davoli e Bianchi, 2008).

As **fontes pontuais** são as únicas que permitem o tratamento dos odores em sistemas de desodorização. Num AS estas fontes estão ligadas ao ciclo do biogás recolhido no sistema de exaustão, e dependem do destino final do biogás, podendo ainda existir fontes pontuais ligadas ao sistema de tratamento de lixiviados, caso algumas das estruturas se encontrem confinadas. De forma geral, as fontes pontuais de odores em aterro são:

- Sistema de queima do biogás;
- Sistema de produção de energia;
- Sistema de tratamento do biogás;
- Sistema de tratamento de lixiviados (em caso de confinamento em estrutura).

Os AS possuem também **fontes fugitivas** de emissão de odor, as quais são de difícil controlo identificação e quantificação, e geralmente surgem nos circuitos de recolha de biogás e lixiviados. Podem ainda ser consideradas como fontes fugitivas pequenas falhas ou perfurações nas coberturas das células, uma vez que a emissão deixa de fluir através dos materiais da cobertura, criando pontos de emissão singulares de difícil identificação. As principais fontes deste tipo são:

- Coletores de biogás verticais e horizontais;
- Coletores de lixiviados;
- Válvulas, junções e outros pontos de possíveis fugas de gás e lixiviados;
- Fissuras e perfurações nas coberturas dos resíduos
- Interface entre coberturas e taludes;
- Pontos de monitorização de lixiviados;
- Equipamentos de bombagem e recirculação de lixiviados;
- Bolsas de água resultantes da saturação do solo ou da baixa condutividade hidráulica;
- Resíduos dispersos fora da área de trabalho;

Segundo Sironi *et al.* (2005), o odor libertado pela falta de hermeticidade dos coletores de biogás representa uma fração inferior a 5% da emissão total do AS, e em geral as fontes fugitivas são consideradas como pouco significativas na emissão de odor (Sironi *et al.*, 2010).

Os camiões de transporte de resíduos constituem a única **fonte em linha** de odores nos aterros, e o facto de todos os percursos culminarem nas povoações junto ao aterro torna-os uma possível fonte de odor significativa para a população, apesar de difícil controlo e não provir diretamente da atividade no espaço do aterro. Pode-se considerar que quanto mais paragens e

maior o percurso até à zona de descarga dos resíduos, maior será a emissão por parte dos camiões, devido ao tempo que estes permanecem no local. Geralmente é feita a lavagem dos rodados dos camiões quando estes abandonam o aterro, o que permite reduzir a emissão de odor por resíduos arrastados para a via pública.

Frechen (1995; citado por Nicolas *et al.*, 2006) afirma que as fontes de odor mais significativas são de facto as fontes difusas passivas devido à sua área imensa, no entanto, outros autores indicam que o problema principal reside no manuseamento dos resíduos (Davoli e Bianchi, 2008; Karnic e Parry, 2001; Nicolas *et al.*, 2006; Stretch *et al.*, 2001). De facto, como se pode observar na Tabela 4.2, a frente de trabalho, ou seja, os resíduos e o seu manuseamento durante a deposição, constitui um dos locais onde o odor emitido possui uma maior concentração. Nicolas *et al.* (2006) verificou que a emissão de odor na frente de trabalho possui uma fraca correlação com o número de camiões que chegam ao aterro para descarga (0,11 a 0,54), indicando que a emissão nesta fonte estará mais relacionada com o manuseamento dos resíduos do que com o volume de resíduos que é depositado. Neste estudo foi ainda verificado que apesar do odor do biogás ser percecionado ocasionalmente na envolvente do aterro, o odor dos resíduos frescos é de longe o mais intenso, e o que se geralmente corresponde a queixas por parte da população.

As fontes difusas, apesar da menor concentração do odor emitido, apresentam áreas muito superiores, pelo que o caudal emitido poderá ser superior relativamente à frente de trabalho. Com esta relação torna-se óbvio que o tamanho do aterro influencia significativamente o peso de cada fonte de odor, uma vez que a emissão está diretamente ligada à área emissora.

Tabela 4.2 – Concentração de odor em fontes difusas e no biogás.

Fonte de odor	Concentração (ou m^{-3})	Fonte bibliográfica
Resíduos depositados (frente de trabalho)	937	Sarkar e Hobs (2003)
	1 200	Sironi <i>et al.</i> (2005)
	1100- 4350	WM (2012)
	1 355	Sarkar e Hobs (2002)
	1360	Snidar <i>et al.</i> (2008)
Resíduos com cobertura de terra de alguns centímetros	240	Sironi <i>et al.</i> (2005)
Resíduos com cobertura de terra de 1-2 metros	120	Sironi <i>et al.</i> (2005)
Célula selada e com exaustão de biogás	86	Sironi <i>et al.</i> (2005)
	542	The Airshed (2009)
	1785	WM (2012)
Tanque de recolha de lixiviados	4800	Snidar <i>et al.</i> (2008)
	10 000	MOE (1992)
	27 000	Snidar <i>et al.</i> (2008)
Biogás	150 000 – 1 000 000	Capelli <i>et al.</i> (2008)
	900 000 \pm 200 000	Sarkar e Hobs (2002)

Sironi *et al.* (2005), num estudo efetuado em dois aterros italianos, um grande e outro pequeno em que a célula ativa representa 1/3 e 1/10 da área total, respetivamente, retrata a influência do tamanho do aterro na determinação da principal fonte de emissão, pois neste caso,

a célula ativa que representa apenas 18% da emissão de odor num aterro grande. Num aterro pequeno esta pesa quase 47% das emissões. Torna-se evidente que a área de deposição de resíduos, pela elevada concentração de odor, pode ser importante em episódios de odor esporádicos, nomeadamente devido à alta variabilidade da concentração de odor, no entanto, este estudo aponta um valor de contribuição inferior a 10% das emissões do aterro, excluindo as fontes não apresentadas na Figura 4.7. Este valor pode variar imenso, dependendo de vários fatores tais como a eficiência do sistema de extração de biogás, as coberturas usadas e a operação do aterro.

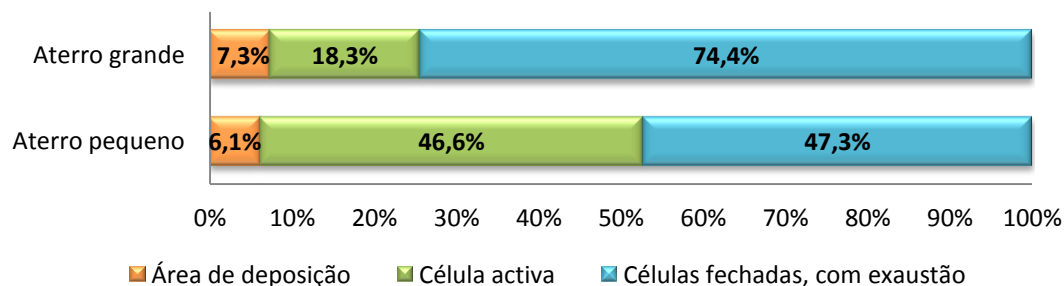


Figura 4.7 – Contribuição de fontes difusas para a emissão total do aterro.

Fonte: Sironi *et al.* (2005)

4.5 Fatores de emissão em aterro

A emissão de odor em aterros está normalmente associada à libertação direta de biogás para a atmosfera, podendo este ser libertado por diversas fontes, e ainda pelo odor dos resíduos não confinados na frente ativa. Os volumes emitidos podem ser estimados com recurso às eficiências dos sistemas de recolha de biogás, à taxa de produção de biogás e a equações de difusão e de estimativa de fugas (Davis, 2000).

Os fatores de emissão de odor específicos (FEOE) ou totais (FEO) constituem uma ferramenta fundamental na avaliação de odores em aterros. Estes podem ser de fácil aquisição no caso de fontes pontuais por exemplo, no entanto, para fontes difusas, é necessário o recurso a outras técnicas de medição (DEFRA, 2010), algumas das quais já referidas anteriormente no Capítulo 2. Existem situações em que a aquisição de amostras não é praticável, como no caso de se considerarem novos processos ou novas instalações, pelo que a solução passa por recorrer a fatores de emissão obtidos em processos semelhantes, realçando assim a importância dos mesmos na comparação e validação de processos e projetos nestas condições (DEFRA, 2010). Ao nível de aterros sanitários já foram desenvolvidos alguns estudos para determinar fatores de emissão, no entanto as metodologias são diversas e os dados muito dispersos.

4.5.1 Fatores de emissão específicos

Uma forma de avaliar a emissão de odores em aterro e prever casos futuros de emissão passa pela caracterização das fontes de emissão individualmente, obtendo a emissão por fonte, o que permite obter a emissão total bem como identificar as fontes críticas. A Tabela 4.3 apresenta alguns dos dados bibliográficos referentes a FEOE em aterros.

Como é possível observar na Tabela 4.3, a frente de trabalho tem sido o principal alvo de estudos, e demonstra uma grande variabilidade nos resultados. De facto, os métodos de amostragem variam imenso nos resultados que apresentam, bem como a própria amostragem é altamente irregular. No caso de câmaras de fluxo e túneis de vento, a zona de amostragem é muito pequena relativamente à área emissora, e os resíduos dispostos podem ser muito variáveis. Como tinha sido referido nos métodos de amostragem, a câmara de fluxo apresenta fatores de emissão inferiores aos túneis de vento, no entanto ambos os métodos estão atualmente patenteados.

Tabela 4.3 – Fatores de emissão de odor específicos.

Fonte de odor	FEOE ($\text{ou}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$)	Método	Fonte bibliográfica
Frente de trabalho	0,3 - 0,5	CF	Bowly, 2003 (em Nicolas <i>et al.</i> , 2006)
	0,5	CF	Romain <i>et al.</i> , 2008
	0,76	-	AECOM (2009)
	0,9	-	WM (2012)
	1,1 - 8,3	CF	Frechen, 1995 (em Sarkar e Hobs, 2003)
	2	CF	Sironi <i>et al.</i> , 2003 (em Nicolas <i>et al.</i> , 2006)
	8 - 30	MP + MR	Nicolas <i>et al.</i> , 2006
	15	MP + MR	Romain <i>et al.</i> , 2008
	24,9	CF	Sarkar e Hobs, 2003
	59	TVP	Sironi <i>et al.</i> , 2005
Lamas de ETAR depositadas	4,5	CF	Sironi <i>et al.</i> , 2003 (em Nicolas <i>et al.</i> , 2006)
Resíduos com cobertura de terra (alguns cm)	0,5 - 1,6	CF	Frechen, 1995 (em Sarkar e Hobs, 2003)
Resíduos com cobertura de terra de 1-2 metros	0,2 - 0,7	CF	Frechen, 1995 (em Sarkar e Hobs, 2003)
Célula ativa (média)	8	TVP	Sironi <i>et al.</i> , 2005
Célula selada e com exaustão de biogás	0,05	-	AECOM (2009)
	4	TVP	Sironi <i>et al.</i> , 2005
Tanque de recolha de lixiviados	1,44	-	AECOM (2009)
	1,48	CF	The Airshed (2009)
	9,61	-	TOBIN (2007)
	10,5	MP + MR	Úbeda <i>et al.</i> , 2010

TV – Túnel de vento portátil; CF – Câmara de fluxo; MP – Medições de penacho; MR – Modelação reversa;

A modelação reversa parece apresentar valores médios entre os dois métodos anteriores, uma vez que a média de todos os valores apresentados é de $30 \text{ ou}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ para a frente de trabalho. Nicolas *et al.* (2006) e Romain *et al.* (2008) chegaram a valores de emissão concordantes recorrendo à modelação reversa.

Frechen (1995) apresentou fatores de emissão para vários pontos do aterro, os quais se basearam no uso da câmara de fluxo. Apesar de estes valores serem claramente as estimativas

mais baixas de entre os métodos disponíveis, o facto de o mesmo método ser utilizado nas várias fontes em condições semelhantes, permite a comparação entre as mesmas. É de notar o efeito que as coberturas têm na emissão, uma vez que o fator de emissão máximo de $8,3 \text{ ou} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ nos resíduos “frescos” é reduzido para o máximo de $0,7 \text{ ou} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para resíduos com cobertura de terra final, resultando numa diminuição de cerca de 12 vezes. A cobertura diária reduz em cerca de 5 vezes o FEOE.

O recurso ao túnel de vento portátil resultou em fatores de emissão concordantes nos estudos efetuados por Sironi *et al.* (2005) e Karnic e Parry (2001) para a frente de trabalho. Sironi *et al.* (2005) no mesmo estudo estimou uma redução de cerca de 15 vezes no fator de emissão entre os resíduos descobertos e os mesmos após selagem da célula e com exaustão ativa do biogás. Relativamente às células seladas a emissão é fortemente dependente da eficiência do sistema de exaustão do biogás e da técnica de selagem.

Como seria de esperar pelas concentrações de odor emitidas, a frente ativa possui o maior fator de emissão, seguida dos tanques de recolha de lixiviados, a média da célula ativa e as células seladas. Apesar deste facto, como já abordado, a área de emissão dita a última palavra no peso de cada fonte emissora. Apesar de importantes na identificação das fontes de odor principais, o uso de FEOE deve ser avaliado, nomeadamente se as condições da sua determinação são idênticas às condições que se pretendem simular, e se as técnicas utilizadas são adequadas.

4.5.2 Fator de emissão global

Existem várias formas de determinar um fator de emissão de odor global de um aterro sanitário, cada uma com vantagens e limitações específicas, pelo que neste ponto são apresentadas algumas das metodologias existentes bem como fatores de emissão propostos por diversos autores. A Figura 4.8 resume as estratégias usadas por alguns estudos publicados.

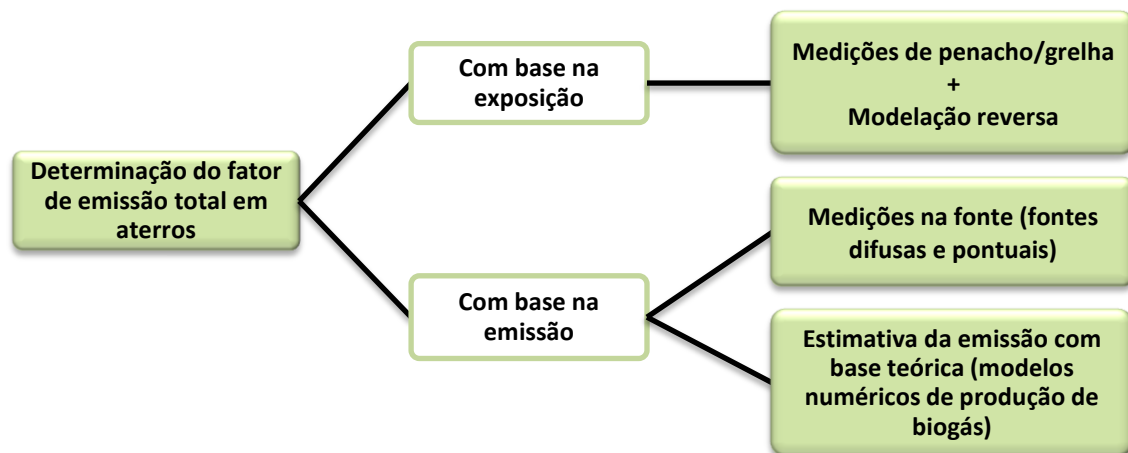


Figura 4.8 – Metodologias para obtenção do fator de emissão global.

A Tabela 4.4 apresenta alguns fatores de emissão existentes na bibliografia obtidos por métodos citados anteriormente.

Tabela 4.4 – Fatores de emissão globais.

Método de cálculo dos FEOE	FEO (ou $\text{ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)	Fonte bibliográfica
Geração de biogás (equação da USEPA)	2,5 – 5,7	
Geração de biogás (equação da VDI 3790)	2,9 – 4,0	Sironi <i>et al.</i> , 2005
Medições da emissão nas fontes	5,1 - 6,0	
Emissão de biogás sugerida na VDI 3790	5,0 – 10,0	
Modelação reversa	0,74	Ruhling e Lohmeyer, 2005
	1,36	Úbeda <i>et al.</i> , 2010

Sironi *et al.* (2005) obteve um FEO médio de $5,5 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \pm 3,4 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$, o qual já inclui um erro médio de 20% associado ao processo de olfatométrica a que as amostras foram sujeitas, após amostragem por via de um túnel de vento portátil. Este valor resulta da formulação apresentada aplicada a dois aterros com dimensão muito distinta. Para os mesmos dois aterros, os métodos de cálculo da norma AP-42 da USEPA e da norma VDI 3790 foram realizados assumindo a concentração de metano de 50%, a eficiência do sistema de recolha de biogás de 50% também e a concentração de odor no biogás de $900 \text{ 00 ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$. As duas formulações resultaram em resultados mais próximos para aterros de pequenas dimensões.

A norma VDI 3790 apresenta valores guia para libertação de biogás por aterros grandes e pequenos de 40 e $20 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$, respetivamente, pelo que, assumindo a concentração de odor no biogás de $900 \text{ 000 ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ (Sarkar e Hobs, 2002), Sironi *et al.* (2005) chegou a um fator de emissão de $5,0 \pm 1,1 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para aterros pequenos, e $10,0 \pm 2,2 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para aterros grandes.

Relativamente à modelação reversa, a maioria dos casos de estudo publicados neste âmbito baseia os resultados na frequência de exposição ao odor, de acordo com a metodologia alemã, pelo que não apresentam fatores de emissão específicos comparáveis com outras situações. Úbeda *et al.* (2010) chegou ao FEO de $1,375 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para a zona do aterro, utilizando o modelo TROPOS, e de $10,50 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para os lixiviados recolhidos. Apesar do estudo ter sido realizado durante o inverno, é notório que o FEO do aterro é muito inferior aos estimados pelas metodologias anteriores. Ruhling e Lohmeyer (2005) chegaram ao fator de emissão de $0,74 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para o aterro de Seixal (Amarsul), que se destaca por se referir a um aterro em Portugal.

4.5.2.1 Medições na fonte

Um estudo realizado em sete aterros sanitários italianos por Sironi *et al.* (2005), com o objetivo de determinar fatores de emissão de odor (FEO), permitiu obter várias conclusões importantes. Neste estudo foram determinados os fatores de emissão com base em medições de concentração de odor e em fatores de emissão de materiais, existentes na bibliografia, nomeadamente com o recurso a equações de produção de biogás em aterro. Com base neste estudo, partindo de dados experimentais, a emissão de odor num aterro como resultado da soma das parcelas ativas, fechadas e resíduos depositados recentemente, pode ser determinada pela Equação 4.2, assim como o fator de emissão de emissão específico é dado pela Equação 4.3.

$$FEO = F_D \cdot \frac{R}{\rho \cdot WD \cdot h} + F_A \cdot A_A + F_S \cdot A_S \quad \text{Equação 4.2}$$

onde:

FEO – fator de emissão de odor do aterro ($\text{ou} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)

F_D, F_A, F_S – FEO's da frente de trabalho (D), célula ativa (A) e células seladas (S) ($\text{ou} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)

R – deposição anual de resíduos ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$)

ρ – densidade dos resíduos ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$)

WD – dias de trabalho por ano ($\text{dia} \cdot \text{ano}^{-1}$)

h – altura da camada de resíduos diária ($\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$)

A_A – área da parcela ativa (m^2)

A_S – área das células seladas (m^2)

$$FEOE_A = FEO \cdot \frac{1}{A_{TOT}} \quad \text{Equação 4.3}$$

onde:

$FEOE_A$ – fator de emissão de odor específico do aterro ($\text{ou} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)

FEO – fator de emissão de odor do aterro ($\text{ou} \cdot \text{s}^{-1}$)

A_{TOT} – área total do aterro (m^2)

Esta abordagem não inclui outras fontes de odor para além das áreas referidas na formulação, ou seja, as lagoas de lixiviados e fontes pontuais não são tidas em conta, pelo que estas devem ser somadas ao FEO obtido por esta metodologia.

4.5.2.2 Fator de emissão baseado na geração de metano ou biogás

Outro método de obter a emissão global de odor num aterro é partir da produção de biogás e da eficiência do sistema de extração do mesmo. O potencial de produção de metano num aterro é considerado função da humidade e matéria orgânica dos resíduos, e a produção de metano é função de fatores como humidade, pH, temperatura e outros fatores ambientais e operacionais (USEPA, 1997). De uma forma simplificada, ao estimar a produção de metano, determinar a sua concentração no biogás, bem como a eficiência do sistema de extração do mesmo, e sabendo a concentração de odor no biogás, é possível estimar a emissão de odor num aterro de acordo com a Equação 4.4, assumindo que a emissão de odor é uniforme ao longo do ano.

$$FEO = \frac{Q_{CH_4} \cdot (1 - \eta) \cdot C_{od-bio}}{f \cdot (8,766 \cdot 10^9)} \quad \text{Equação 4.4}$$

em que:

FEO – fator de emissão de odor do aterro ($\text{Mou} \cdot \text{h}^{-1}$)

Q_{CH_4} – produção de metano ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$)

η – eficiência do sistema de extração de biogás

C_{od-bio} – concentração de odor no biogás ($\text{ou} \cdot \text{m}^{-3}$ biogás)

f – fração de metano no biogás

Existem diversos modelos para estimar a geração de metano ou biogás mas apenas alguns serão aqui apresentados. A USEPA apresenta a Equação 4.5 para o cálculo da produção de metano no documento *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42)*. O modelo LandGEM da USEPA foi desenvolvido para prever a geração de metano em aterros sanitários, bem como outros compostos gasosos emitidos (USEPA, 2005). Este modelo apresenta algumas evoluções em relação à AP-42 e baseia-se na Equação 4.6.

$$Q_{CH_4} = L_0 \cdot R \cdot (e^{-k \cdot c} - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Equação 4.5}$$

onde:

L_0 – potencial de produção de metano ($m^3 \cdot t^{-1}$ resíduos)

R – média anual de deposição de resíduos durante o tempo de atividade ($t \cdot \text{ano}^{-1}$)

k – constante de produção de metano (ano^{-1})

c – tempo desde o encerramento do aterro (nulo para aterros ativos) (ano)

t – tempo desde o início da deposição de resíduos (ano)

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=0.1}^1 k \cdot L_0 \cdot \left(\frac{M_i}{10}\right) e^{-k \cdot t_{ij}} \quad \text{Equação 4.6}$$

onde:

t – tempo desde o início da deposição de resíduos (ano)

k – constante de produção de metano (ano^{-1})

L_0 – potencial de produção de metano ($m^3 \cdot t^{-1}$ resíduos)

M_i – massa de resíduos aceite no ano i (t)

t_{ij} – idade da secção j da massa de resíduos M_i aceite no ano i (ano decimal)

A norma alemã VDI 3790:2000 apresenta uma expressão de cálculo (Equação 4.7) para estimar a produção de biogás no aterro (Sironi *et al*, 2005), que dispensa o conhecimento da fração de metano no biogás.

$$Q_B = L_0 \cdot R \cdot (1 - 10^{-kt}) \quad \text{Equação 4.7}$$

onde:

Q_B – produção de biogás ($m^3 \cdot \text{ano}^{-1}$)

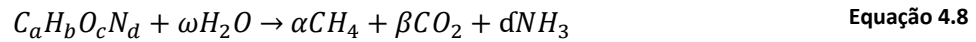
L_0 – potencial de produção de metano ($m^3 \cdot t^{-1}$ resíduos)

R – média anual de deposição de resíduos durante o tempo de atividade ($t \cdot \text{ano}^{-1}$)

k – constante de degradação (ano^{-1})

t – tempo desde o início da deposição de resíduos (ano)

O potencial de produção de metano L_0 é variável de acordo com o tipo de resíduos. O fator de decaimento k depende de vários fatores que vão desde o tipo de resíduos até às condições climáticas do local do aterro e das condições operacionais. O fator L_0 pode ser estimado através da composição química dos resíduos, partindo das Equações 4.8 a 4.11 (Russo, 2005).



$$\omega = \left(\frac{4a - b - 2c + 3d}{4} \right) \quad \text{Equação 4.9}$$

$$\alpha = \left(\frac{4a + b - 2c + 3d}{8} \right) \quad \text{Equação 4.10}$$

$$\beta = \left(\frac{4a - b - 2c + 3d}{8} \right) \quad \text{Equação 4.11}$$

O IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) apresenta também uma metodologia para o cálculo de L_0 com base na Equação 4.12 (IPCC, 2000).

$$L_0 = MCF \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad \text{Equação 4.12}$$

onde:

L_0 – produção de metano ($m^3 \cdot t^{-1}$ de resíduos)

MCF – fator de correção (adimensional)

DOC – fração de carbono biodegradável ($t \cdot C \cdot t^{-1}$ resíduos)

DOC_f – fração de carbono biodegradável de degradação lenta ou inexistente (%)

F – fração de metano no biogás (%)

Os fatores de emissão obtidos pelas expressões anteriores apenas contabilizam a zona do aterro com deposição terminada e sistema de extração de biogás ativo, pelo que têm tendência a subestimar o valor de emissão, uma vez que os resíduos com deposição recente e toda a célula ativa desempenham um papel relevante na emissão de odores, com destaque para aterros de pequena dimensão (Sironi *et al.*, 2005).

4.5.2.3 Modelação reversa

A modelação reversa, como já referido, baseia-se em medições da extensão do penacho de odor, bem como das condições meteorológicas no momento das medições, dados que são introduzidos num modelo numérico, juntamente com a orografia, características da fonte e dos recetores, e que num processo de tentativa e erro o fator de emissão é adaptado até ao ponto em que o penacho simulado coincide com o penacho medido. Este processo pode ser utilizado para estimar a emissão total do aterro ou apenas de alguma fonte específica, sendo neste caso necessário que os assessores do painel estejam bem familiarizados com o odor característico da fonte, de forma a distingui-la de outras fontes. No caso dos aterros, pode-se distinguir facilmente

o odor acre dos resíduos frescos, o odor ligeiramente doce do biogás e o odor a ovos em putrefação dos lixiviados (Nicolas *et al.*, 2006).

Esta metodologia é usada tanto para o cálculo reverso da emissão como para validação de modelos de dispersão e possui a clara vantagem das medições serem baseadas na percepção humana do odor (Romain *et al.*, 2008), o que constitui a principal preocupação nos estudos do impacto de odores. Esta vantagem permite reduzir erros associados a transformações que ocorram à emissão odorante no percurso emissor-recetor, independentemente da natureza das mesmas. No entanto, surgem erros associados ao processo de modelação e às próprias medições de penacho, uma vez que os métodos olfatométricos podem ser afetados por diversos fatores não mensuráveis.

4.6 Controlo de odores em aterros

Uma vez que as principais fontes de odor em AS são fontes difusas com grandes áreas de emissão, as medidas de controlo de odor usadas em outras instalações, como ETAR's ou indústrias confinadas em edifícios, não são adequadas para aplicação em AS. Deste modo, as soluções para o controlo de odores em aterros com vista à proteção da população assentam essencialmente em três métodos (CPCB, 2008):

- Área de segurança na envolvente do aterro;
- Recurso às melhores técnicas disponíveis;
- Uso de equipamentos de pulverização de soluções neutralizantes.

4.6.1 Área de segurança envolvente

A área de segurança baseia-se numa zona envolvente ao aterro na qual não se deve desenvolver qualquer atividade que potencie a exposição de população ao odor. O ideal é que estas áreas sejam ocupadas por espécies florestais, que permitem um efeito de barreira e ocultação da fonte de odor. Esta medida faz parte integrante dos estudos de localização de aterros sanitários, os quais podem também considerar a orografia local e os ventos predominantes para assegurar uma área de segurança adequada.

4.6.2 Melhores técnicas disponíveis

As melhores técnicas disponíveis são aplicadas ao nível da construção, exploração e encerramento do aterro. Uma vez que o odor provém do biogás, dos resíduos e dos lixiviados, são de seguida enumeradas algumas das ações a tomar para minimizar a emissão de odores (ATSDR, 2001; Casey *et al.*, 2008; EPAV, 2011):

- **Desvio de resíduos orgânicos do aterro.** A valorização orgânica é uma alternativa à deposição de resíduos orgânicos em aterro, o que inevitavelmente resulta numa redução da emissão de odor.

- **Queima ou valorização energética de biogás.** Esta medida permite reduzir a emissão de GEE e permite a oxidação quase total dos compostos odorantes (ATSDR, 2001).
- **Rede de poços de recolha de biogás eficiente.** Uma vasta rede de poços de biogás associada a um eficiente sistema de exaustão forçada permite que a maioria do biogás produzido seja conduzida ao sistema de queima ou valorização. A ineficiência deste sistema vai tornar inevitável a emissão de biogás pela superfície e pontos sensíveis do aterro, uma vez que a completa estanquicidade de um aterro é inconcebível atualmente. Devido à exaustão forçada, cada poço de recolha cria uma área de influência no aterro, na qual existe uma força de sucção que conduz o biogás às canalizações de recolha, evitando a sua fuga. A eficiência deste sistema é dos pontos mais importantes na operação do aterro em relação ao controlo de odores.
- **Seleção da técnica de tratamento de lixiviados adequada.** De facto, existe uma grande variedade de técnicas disponíveis para o tratamento de lixiviados, no entanto, independentemente das suas eficiências, algumas são mais suscetíveis à emissão de odor em relação a outras. Uma vez que não é economicamente viável o confinamento dos tanques de recolha de lixiviados, devido à sua dimensão, os métodos de tratamento dos mesmos devem promover a rápida oxidação dos compostos odorantes com o menor contacto possível com a atmosfera. Como exemplo, a opção de arejadores de bolha fina ao invés de arejadores de superfície permite reduzir o contacto com a atmosfera causado pela agitação. A condução dos lixiviados até ao tanque deve ser efetuada por condutas fechadas e acessos para monitorização devem ser selados.
- **Planeamento adequado da recolha de resíduos.** Um plano de recolha de resíduos adequado permite que os camiões cheguem ao aterro ordenadamente, evitando a acumulação dos mesmos para a descarga. Esta medida permite que as operações de descarga, espalhamento, compactação e cobertura dos resíduos sejam realizadas progressivamente, o que permite um maior controlo da área de resíduos exposta à atmosfera.
- **Rápida e adequada cobertura dos resíduos.** Como uma das principais fontes de odor em aterro, os resíduos devem ser cobertos o mais rápido possível após a sua compactação. Esta medida é uma das ações mais básicas no controlo de odores e insetos, mas de extrema importância. Para além da cobertura diária são ainda aplicadas coberturas temporárias e finais, as quais diminuem infiltrações no aterro e permitem o reforço do controlo de odores. As coberturas diárias e temporárias podem atuar como simples barreiras e como biofiltros, dependendo das características do material usado. As coberturas finais destinam-se à impermeabilização do aterro pelo que atuam essencialmente como barreira evitando a exalação de biogás.
- **Rápida impermeabilização dos taludes.** Os taludes do aterro são uma zona particularmente sensível à erosão hídrica. A impermeabilização de taludes atempada cria uma barreira eficaz à emissão de odores e protege a integridade estrutural do aterro, uma vez que esta é realizada com materiais de reduzida permeabilidade como geomembranas.

- **Monitorização de coberturas e possíveis pontos de fuga de biogás.** A verificação das coberturas e sistemas de recolha de biogás e lixiviados permite identificar imperfeições no isolamento, as quais são responsáveis por emissões fugitivas.

Têm vindo a ser desenvolvidos estudos com o objetivo de encontrar materiais alternativos ao tradicional solo usado na cobertura dos resíduos, uma vez que nem sempre existe solo disponível no local e nem sempre as características do mesmo são adequadas para a cobertura de resíduos. Solan *et al.* (2010) verificaram que uma cobertura diária composta por 5 cm de resíduos finos de construção e demolição e 15 cm de aparas de madeira permite uma redução na emissão de odor superior a 50%, e perto de 100% se não for considerado o odor de fundo da cobertura. Hurst *et al.* (2005), analisaram o composto proveniente da compostagem como material de cobertura e verificaram uma redução na emissão de odor até 97%, a qual aumenta com o aumento da densidade do composto. A Environment Agency (EAUK, 2009) apresenta o desempenho de vários materiais ao nível da contenção de odores, no entanto apenas são considerados menos adequados os materiais que por si mesmos emitem odor.

Em aterros com problemas na contenção de odores, o recurso a materiais alternativos para cobertura pode ser uma das medidas a aplicar.

4.6.3 Pulverização de agentes neutralizantes

Existem atualmente várias tecnologias de sistemas de nebulização e atomização de soluções neutralizantes de odor ou odorantes agradáveis. Estes sistemas criam uma neblina direcionada geralmente para os tanques de recolha de lixiviados e frente de trabalho, podendo assumir configurações fixas ou móveis, dependendo do contexto de aplicação (IPCB, 2008).

As tecnologias de nebulização de agentes neutralizantes são consideradas como uma medida temporária e o último recurso para a mitigação de odores em aterros (ATSDR, 2001; Michaels, 2005). De facto, o recurso a agentes neutralizantes ou odorantes agradáveis apenas permite criar o efeito de máscara, não sendo uma medida que reduza efetivamente a emissão de odor. A aquisição e operação deste tipo de tecnologia não devem representar alternativa à adoção das medidas apresentadas anteriormente, sendo o seu uso um investimento acrescido à operação do aterro. A operação dos nebulizadores deve ser ponderada e adequada às condições meteorológicas.

5 Caso de estudo – Aterro de Sermonde

O objeto do presente caso de estudo é o aterro sanitário de Sermonde, que em 2010 foi sujeito a um estudo realizado pelo Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD) que visou a caracterização da emissão de odores previamente à instalação da central de valorização orgânica (IDAD, 2010a).

Neste capítulo é abordada a avaliação indireta da emissão de odores no referido aterro recorrendo à metodologia alemã, baseada na frequência da percepção de odor.

Para obter o fator de emissão do aterro foram realizadas medições de campo do penacho de odores associadas à modelação reversa através do modelo alemão AUSTAL2000G. Uma vez que as medições de penacho são apenas representativas do período em que ocorrem, o mesmo modelo é usado para estender a modelação ao período de um ano, que permite verificar se o aterro cumpre os requisitos estipulados pela norma alemã GOAA – “Guideline on Odour in Ambient Air”.

Para além da modelação reversa baseada no estudo do IDAD, são analisadas neste capítulo outras metodologias para obter o fator de emissão, nomeadamente recorrendo a fatores de emissão publicados na bibliografia e a modelos de produção de biogás. Deste modo, é possível comparar os fatores de emissão obtidos pelas várias metodologias entre si e com valores publicados em outros estudos semelhantes.

5.1 Caracterização do aterro de Sermonde

O aterro sanitário de Sermonde (Figura 5.1), explorado pelo sistema multimunicipal Suldouro, teve início de exploração em março de 1999 e serve atualmente uma área de 384 km² e uma população superior a 450 000 habitantes.

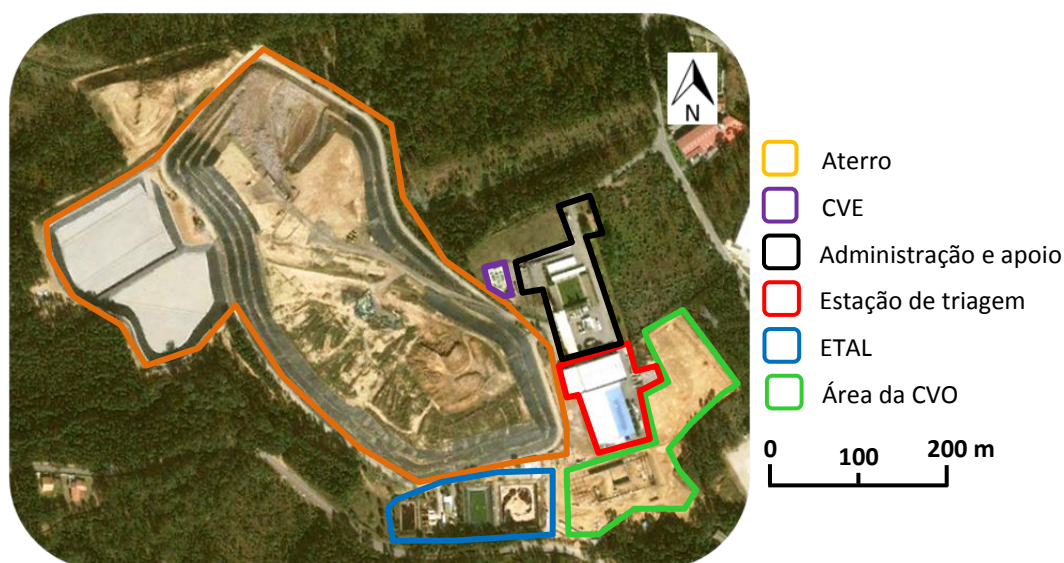


Figura 5.1 – Aterro de Sermonde.

Fonte: Google Earth (imagem de satélite datada de 11 de outubro de 2009)

Para além do AS, esta unidade dispõe atualmente de infraestruturas para triagem automática dos resíduos diferenciados, uma Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes (ETAL) e uma Central de Valorização Energética (CVE) de biogás. Encontra-se em fase de testes a Central de Valorização Orgânica (CVO), que permitirá desviar do aterro a deposição de 20 000 toneladas de resíduos biodegradáveis por ano, resultando na produção de composto e na valorização energética do biogás. Algumas estruturas de apoio incluem armazéns, edifícios administrativos e equipamentos essenciais para a operação do aterro.

O aterro, alvo principal deste estudo, é constituído por 2 células, a célula 1 com 10 alvéolos e a célula 2 com 2 alvéolos, as quais conferem ao aterro um volume de encaixe de 2 122 880 m³ e cerca de 13 hectares de área. A célula 2 foi construída em 2009 para manter a capacidade do aterro até finais do ano de 2012.

A operação normal do aterro ocorre de 2^a feira a sábado, no horário das 07:00 às 04:00 horas. Os resíduos recebidos pelas cerca de 80 descargas diárias são depositados em camadas, sendo depois compactados e cobertos com uma camada de terra de cerca de 20 cm de espessura. As zonas das células que não recebem resíduos temporariamente são cobertas com uma camada de terra com espessura de 1 a 2 metros. Os taludes são impermeabilizados com um polímero resistente assim que concluídos. A frente de trabalho ocupa uma área entre 1000 e 5000 m². Em 2011 foram depositadas cerca de 180 000 toneladas de resíduos no aterro, dos quais estima-se que 60% foram resíduos orgânicos.

A CVE é constituída por 4 grupos geradores com uma potência instalada de 4,239 MW. Recentemente a CVE foi complementada por um sistema de aproveitamento do calor dos gases de escape dos grupos geradores, com base na tecnologia Organic Rankine Cycle (ORC). O biogás é drenado e extraído do aterro por uma vasta rede de poços de captação. Em 2011, o sistema de extração de biogás recolheu cerca de 23 Mm³, o qual foi totalmente direcionado para a CVE.

A ETAL realiza o pré-tratamento de cerca de 50 000 m³ de lixiviados por ano, os quais são posteriormente encaminhados para uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). O tratamento consiste na regularização inicial com injeção de oxigénio, seguida do tratamento biológico por lamas ativadas e pelo tratamento físico-químico com remoção de lamas por flotação.

O estudo realizado pelo IDAD baseou-se na avaliação da incomodidade partindo de medições do penacho de odores, de acordo com os requisitos da legislação alemã, os quais já foram abordados anteriormente no capítulo 2.

5.2 Medições de penacho

A norma alemã VDI 3940:2006 Parte 2 define a metodologia a adotar para realizar medições de penacho com vista à caracterização da emissão de odores ou validação de modelos de dispersão. O procedimento baseia-se na definição de eixos transversais à direção do vento e na zona a jusante da fonte, sob orientação dos quais são colocados assessores em pontos de medição (Figura 5.2). As medições de cada eixo são realizadas em simultâneo, e o principal objetivo é determinar as características do penacho, o qual pode ser avaliado em termos de

frequência ou intensidade do odor. Uma vez que a metodologia alemã se baseia na frequência do odor, cada medição é realizada por um período de 10 minutos, durante o qual os assessores indicam a cada 10 segundos se foi ou não percebido odor. Deste modo, dos 60 registos de cada medição, a percentagem de registos positivos indica a frequência de odor registada nessa medição, sendo o objetivo determinar os pontos correspondentes à frequência de 10%, uma vez que é este o valor definido como máximo para as áreas mistas e residenciais envolventes ao aterro sanitário.

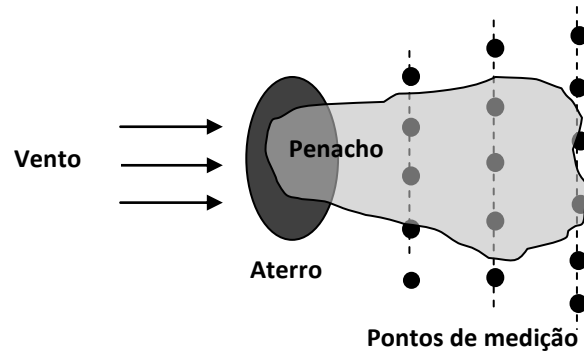


Figura 5.2 – Representação de uma medição de penacho.

As medições de frequência devem ser acompanhadas por medição de parâmetros meteorológicos, nomeadamente a velocidade e direção do vento, a nebulosidade e a classe de dispersão. Cada eixo de medição é composto de pelo menos 5 medições e são recomendados pelo menos 30 eixos, os quais devem ser distribuídos por 5 dias. Em 3 dos 5 dias as condições de dispersão devem ser neutras, e nos restantes 2 dias devem-se evitar condições muito estáveis ou instáveis (IDAD, 2010a).

5.2.1 Seleção do painel de assessores

As medições de penacho são realizadas por assessores qualificados. Para que um assessor seja considerado apto à realização de medições permitindo a reprodutibilidade dos resultados, deve possuir características olfativas que cumpram os critérios referidos na EN 13725:2003, sendo estes baseados na variabilidade e sensibilidade individual. A referida norma refere como critério para a variabilidade individual que:

$$10^{S_{ITE}} \leq 2,3$$

onde:

S_{ITE} – Desvio padrão do logaritmo das estimativas individuais do limiar de deteção

O desvio padrão (S_{ITE}) é calculado para um mínimo de 10 estimativas individuais do limiar de deteção (ITE), e máximo de 20 (Equação 5.1). As ITE são obtidas em 3 sessões separadas de pelo menos um dia de intervalo.

$$S_{ITE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_{ITE})^2}{(n - 1)}} \quad \text{Equação 5.1}$$

onde:

y_i – logaritmo da estimativa individual do limiar de deteção do teste i

\bar{y}_{ITE} – Média dos logaritmos das ITE

n – número de testes realizados

Para a sensibilidade individual ser aprovada, o assessor deve perceber o gás n-butanol (gás de referência) no intervalo de concentrações entre 0,020 e 0,080 $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$, deste modo:

$$0,020 \leq 10^{\bar{y}_{ITE}} \leq 0,080$$

A Tabela 5.1 apresenta os parâmetros obtidos para cada um dos 8 elementos do painel. Os testes foram realizados com o gás de referência n-butanol e com recurso ao olfatómetro TO6, atualizado com o software TO7, fabricado por Mannebeck, Alemanha. A metodologia seguiu os procedimentos indicados na norma EN 13725:2003, com a adoção do método sim/não. Os resultados indicam que os membros são capazes de perceber um odor na gama de sensibilidade pretendida e capaz de reproduzir essa sensibilidade em várias medições.

Tabela 5.1 – Critérios de avaliação do painel selecionado.

Fonte: IDAD (2010a)

Assessor	Variabilidade	Sensibilidade
	$10^{S_{ITE}} \leq 2,3$	$0,020 \leq 10^{\bar{y}_{ITE}} \leq 0,080$
A	1,34	0,070
B	1,49	0,066
C	2,23	0,046
D	2,14	0,040
E	2,09	0,038
F	1,43	0,061
G	2,14	0,040
H	1,49	0,066

No anexo 3 são descritos com maior pormenor os dados referentes à seleção dos membros do painel de assessores (Tabela A.3) bem como os requisitos de desempenho do laboratório no qual os membros do painel foram testados (Tabela A.4).

5.2.2 Medições e meteorologia local

As medições do penacho de odores na envolvente da Suldouro foram realizadas em 5 dias do mês de setembro de 2010. Os eixos de medição não foram lineares uma vez que as condições locais não permitiram a localização dos assessores linearmente, no entanto, uma vez que todos os pontos de medição foram devidamente referenciados, este facto não se revela nefasto para o trabalho desenvolvido. Ao longo dos 5 dias foram realizadas medições em 40 eixos transversais ao penacho de odores, com 7 ou 8 pontos de medição em cada eixo, resultando em 331 medições pontuais. Em cada medição pontual é preenchida uma ficha de medição semelhante ao exemplo apresentado no anexo 4.

Além dos dados das medições de campo, é necessário o registo das condições meteorológicas durante as medições, pelo que neste caso os dados foram obtidos por equipamentos específicos instalados na torre meteorológica situada nas instalações da Suldouro. As médias horárias referentes à velocidade e direção do vento, temperatura, humidade relativa, radiação solar e

precipitação foram armazenadas por um *datalogger*. Os valores de nebulosidade foram obtidos por observação direta.

As Figuras 5.3 a 5.7 e as Tabelas 5.2 a 5.6 apresentam os resultados das medições realizadas e as condições meteorológicas registadas nos períodos de medição. Alguns eixos possuem os mesmos dados meteorológicos uma vez que estes são obtidos em média horária, tempo suficiente para várias medições.

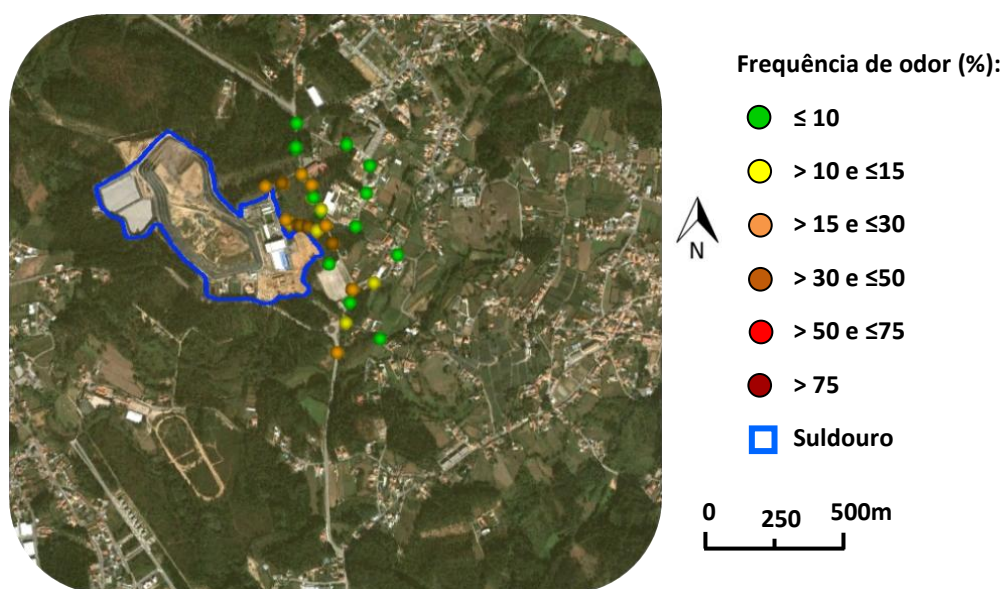


Figura 5.3 – Medições de penacho do 1º dia.

Tabela 5.2 – Condições meteorológicas do 1º dia.

Fonte: adaptado de IDAD (2010a)

Eixo	Temperatura (°C)	Velocidade do vento (m s ⁻¹)	Direção do vento	Nebulosidade (%)	Estabilidade
1	19,1	2,7	WNW →	60	Moderadamente instável
2-3	18,8		NW →		
4-5	19,8		NNW ↓		

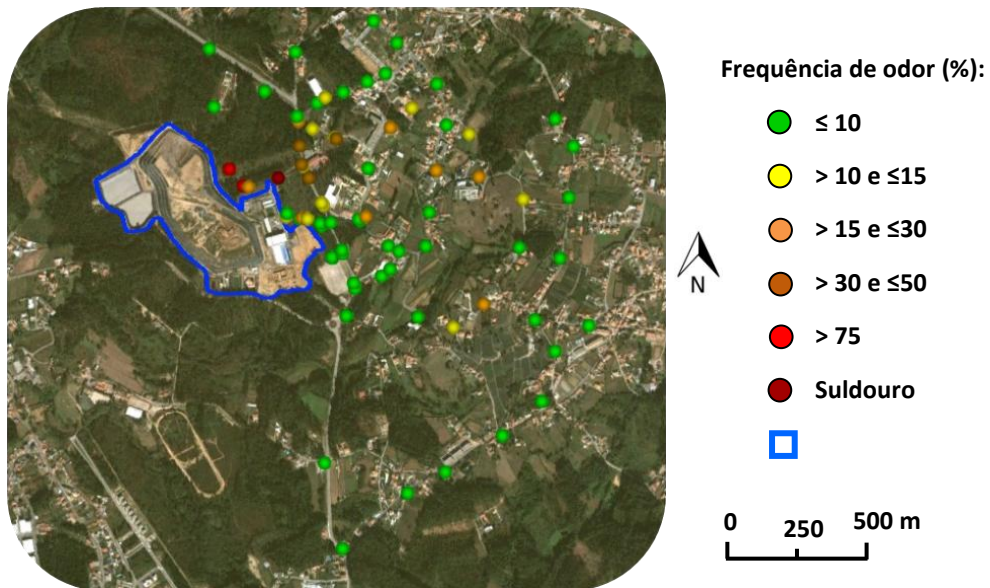


Figura 5.4 – Medições de penacho do 2º dia.

Tabela 5.3 – Condições meteorológicas do 2º dia.

Fonte: adaptado de IDAD (2010a)

Eixo	Temperatura (°C)	Velocidade do vento (m s ⁻¹)	Direção do vento	Nebulosidade (%)	Estabilidade
6-7	19,8	1,8	W →	0	Moderadamente instável
8	19,5	2,7	W →		
9-10	21,1	2,2	WNW ↘		
11	21,1	2,2	WSW ↗		
12-13	20,1	2,7	WNW ↘		
14-15	19,6	3,1	WNW ↘		Neutra

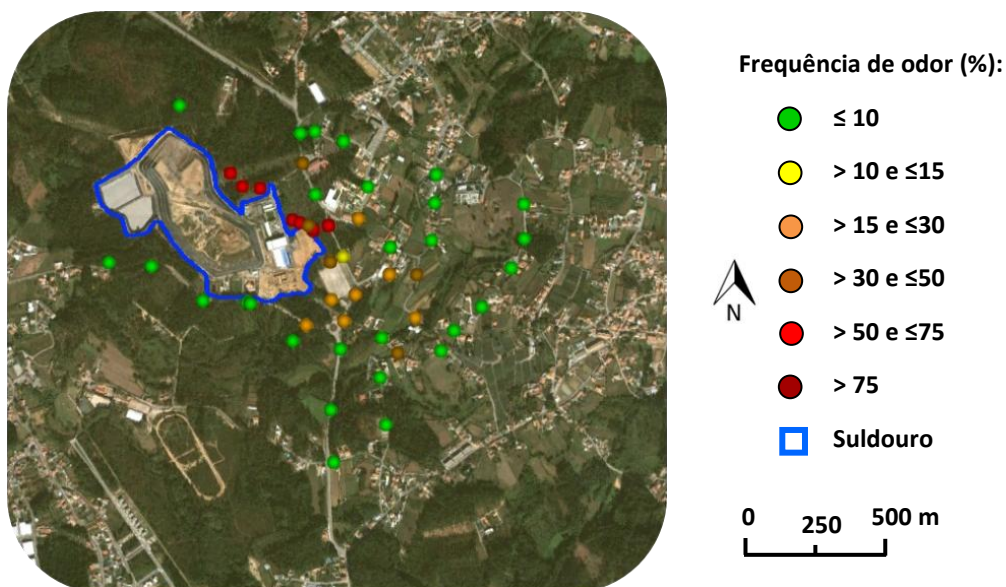


Figura 5.5 – Medições de penacho do 3º dia.

Tabela 5.4 – Condições meteorológicas do 3º dia.

Fonte: adaptado de IDAD (2010a)

Eixo	Temperatura (°C)	Velocidade do vento (m s ⁻¹)	Direção do vento	Nebulosidade (%)	Estabilidade
16	20,4	2,7	N ↓	0	Moderadamente instável
17-19	20,2	2,7	NNW ↘		
20	19,6	4	NNW ↘		
21-22	19,7	4	N ↓		Neutra
23-24	19,2	4,5	N ↓		

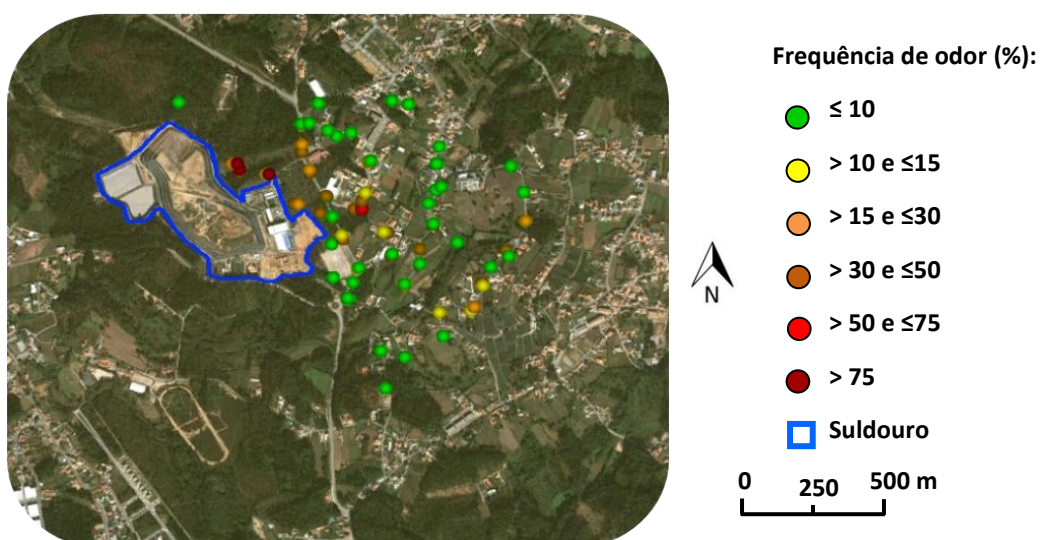


Figura 5.6 – Medições de penacho do 4º dia.

Tabela 5.5 – Condições meteorológicas do 4º dia.

Fonte: adaptado de IDAD (2010a)

Eixo	Temperatura (°C)	Velocidade do vento (m s ⁻¹)	Direção do vento	Nebulosidade (%)	Estabilidade
25	21,8	1,3	NW ↘	30	Moderadamente instável
26-27	20,8	2,2	NW ↘		
28-30	21,2	3,1	NW ↘		
31-32	20,1	3,1	NNW ↘		Neutra
33-35	19,2	3,1	NW ↘		
36	19,1	2,2	NW ↘		

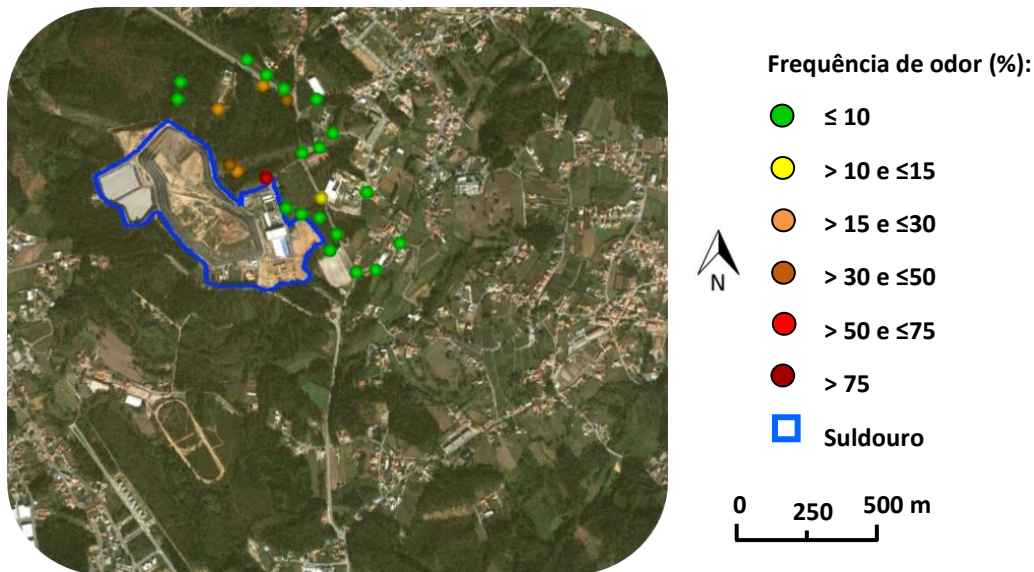


Figura 5.7 – Medições de penacho do 5º dia.

Tabela 5.6 – Condições meteorológicas do 5º dia.

Fonte: adaptado de IDAD (2010a)

Eixo	Temperatura (°C)	Velocidade do vento (m s ⁻¹)	Direção do vento	Nebulosidade (%)	Estabilidade
37-39	20,3	1,3	WSW →↗	100	Moderadamente instável
40	20,7		W →		

5.3 Modelação

Neste caso de estudo a modelação foi usada em 3 contextos diferentes: modelação da meteorologia local, modelação reversa com vista à estimativa do fator de emissão de odor e modelação da exposição anual ao odor na envolvente do aterro.

5.3.1 Meteorologia local

A rede de estações meteorológicas é limitada a alguns pontos específicos, pelo que é impossível obter dados meteorológicos reais de todos os locais. Uma das formas de contornar esta limitação é utilizar um modelo que simule um ano de dados meteorológicos, baseados em normais climatológicas obtidas por uma estação próxima do local em estudo. O modelo usado no estudo ao aterro de Sermonde foi o TAPM (The Air Pollution Model) desenvolvido pela CSIRO – Atmospheric Research, sendo descrito detalhadamente por Hurley (2008). As normais climatológicas usadas são do período 1961-1990 e da estação de Porto/ Serra do Pilar (546), publicadas pelo Instituto de Meteorologia.

O modelo TAPM foi validado com dados reais medidos na estação meteorológica de Pedras Rubras em 2009. Para realizar a validação, foram modeladas as variáveis temperatura, velocidade e direção do vento (componente *U*, este-oeste, e *V*, sul-norte) para Pedras Rubras, as quais foram depois comparadas com as medições reais através de 3 parâmetros estatísticos adequados: os

índices de capacidade e habilidade ($SKILL_E$ e $SKILL_R$, respetivamente), e o índice de concordância (IOA), os quais são propostos e descritos em vários trabalhos (Doty *et al.*, 2002; IDAD, 2010a; Moriasi *et al.*, 2007; Willmott *et al.*, 2011). Os índices de capacidade e habilidade avaliam os resultados através dos erros quadráticos médios sistemáticos e não sistemáticos, e valores inferiores a 1 indicam que o modelo produz estimativas próximas da realidade. O IOA avalia a variação das estimativas realizadas pelo modelo em relação às medições reais, e um bom desempenho é indicado por valores superiores a 0,5, sendo o melhor desempenho indicado por 1. O modelo TAPM obteve um bom desempenho de acordo com os valores da Tabela 5.7, o que indica que o ano meteorológico simulado no TAPM para a zona de Sermonde é adequado para a simulação da exposição anual a odores.

Tabela 5.7 – Parâmetros de desempenho do modelo TAPM.
Fonte: IDAD (2010)

Variável	IOA	$SKILL_E$	$SKILL_R$
Velocidade do vento	0,78	0,71	0,91
Componente U	0,82	0,81	1,12
Componente V	0,91	0,57	1,04
Temperatura	0,93	0,51	1,01

5.3.2 Modelação reversa para estimativa do fator de emissão

A metodologia a aplicar no processo de modelação reversa não está claramente definida, pelo que podem existir algumas diferenças nos métodos adotados. Apesar de alguns estudos se basearem apenas no limite do penacho de odores (Nicolas *et al.*, 2006; Romain *et al.*, 2008), onde os assessores apenas indicam pontos onde detetam ou não o odor, neste caso de estudo, e de acordo com a metodologia alemã, as medições foram realizadas em frequência da perceção de odor. Para cada conjunto de eixos de medição com condições meteorológicas semelhantes foram realizadas simulações da dispersão do odor de acordo com a metodologia descrita na Figura 5.9.

Os dados de entrada para a modelação no modelo Austal2000G basearam-se nas medições meteorológicas realizadas durante as medições de campo. No presente caso de estudo foi utilizado o modelo TAPM para o cálculo do comprimento de Monin-Obukov correspondente às condições meteorológicas medidas no campo. Caso não fosse possível o uso do modelo as classes de estabilidade de Pasquill-Gifford poderiam ser convertidas em classes de Klug-Manier e a altura da camada de mistura poderia ser determinada com base nas classes de estabilidade (Castro, 2011). A modelação foi realizada tendo em conta o terreno complexo e uma fonte em área de 100 x 100 metros e altura de 5 metros. As medições realizadas no 5º dia não se correlacionaram com os restantes dias, deste modo, não foram tidas em conta no processo de modelação reversa

Uma vez introduzidas as coordenadas dos pontos de medição no modelo Austal2000G, o penacho de odores é apresentado pela frequência nesses pontos, permitindo uma comparação expedita entre a simulação e os valores medidos. Esta comparação baseia-se em parâmetros estatísticos como a *bias*, o erro quadrático e o coeficiente de correlação (Doty *et al.*, 2002), que

permitem avaliar se o fator de emissão assumido produz resultados semelhantes aos resultados das medições. No caso de a correlação ser fraca, o fator de emissão é ajustado e é novamente corrida a simulação, sendo este procedimento repetido até ser obtida uma boa correlação.

Os dados do terreno foram obtidos através de um modelo digital terrestre. A Figura 5.8 representa o modelo digital de elevação do domínio de simulação, o qual possui uma área de 3500x3500 metros, com centro no AS de Sermonde.

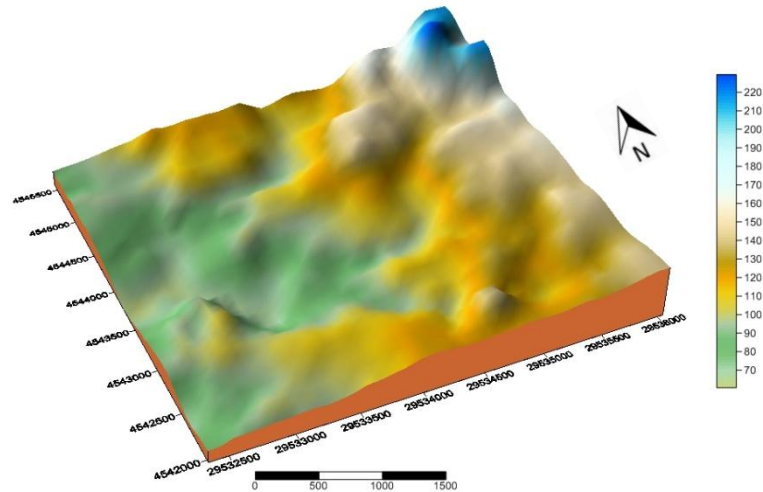


Figura 5.8 – Representação 3D da elevação do domínio de simulação.

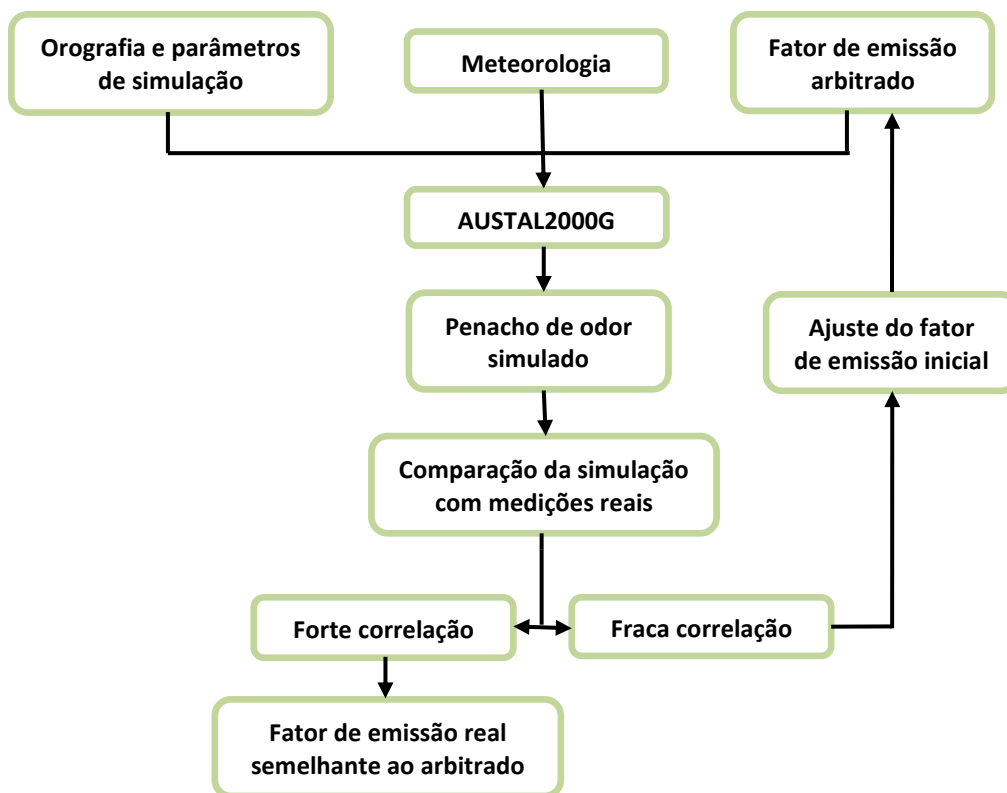


Figura 5.9 – Processo de modelação reversa.

O caudal de emissão encontrado para o aterro de Sermonde foi de $50 \text{ Mou}\cdot\text{h}^{-1}$, que corresponde a um fator de emissão específico de $0,11 \text{ ou}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para os cerca de 13 ha de área do aterro. Apesar da fonte de odor introduzida corresponder em área apenas à área com resíduos expostos e/ou cobertura diária, o odor proveniente de outras fontes também terá sido percecionado pelo painel. Deste modo pode-se concluir que o fator de emissão inclui as restantes fontes de odor no aterro.

5.3.3 Modelação anual da emissão de odor

Tendo em conta que a envolvente do aterro de Sermonde é uma zona mista, composta por habitações e algumas empresas, o limite de exposição vigente segundo a norma GOAA é de 10% de horas de odor num ano.

Para obter a exposição anual de odores foram introduzidos no modelo AUSTAL2000G o ano meteorológico simulado pelo modelo TAPM para Sermonde e o fator de emissão obtido por modelação reversa, assim como os dados de terreno. A norma GOAA recomenda um domínio de simulação de 3500×3500 metros, com uma grelha de cálculo constituída por pontos distanciados uniformemente por 250m. A simulação obtida para o aterro de Sermonde é apresentada pela Figura 5.10.

Os resultados da modelação indicam áreas envolventes ao aterro com exposição superior ao estipulado pela norma GOAA, facto que pode ser potenciado pela forte proximidade entre as habitações e o aterro. O limite de exposição é excedido até à distância máxima de cerca de 500 metros dos limites do aterro.

O modelo Austal2000G, no cálculo do número de horas de odor, considera que a concentração de $1 \text{ ou}\cdot\text{m}^{-3}$ é percecionada pela população, no entanto, como já referido neste trabalho, esta concentração é tão baixa que é provável que não seja percecionada pela maioria da população, uma vez que esta não se encontra no ambiente controlado de um laboratório de olfatométria. Este facto, pode contribuir para a sobrestimativa do incómodo causado à população.

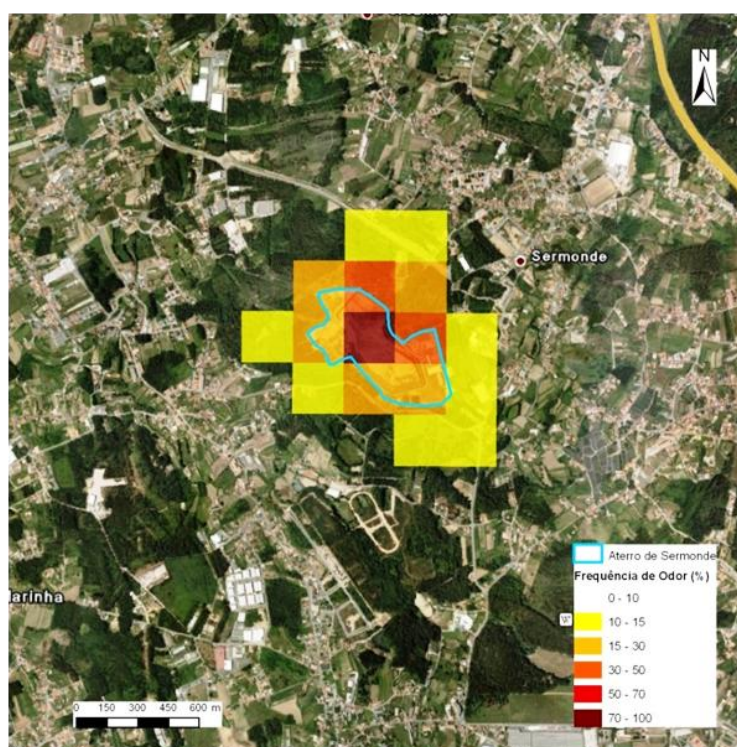


Figura 5.10 – Frequência da percepção de odores em 2009.
Fonte: IDAD (2010a)

5.4 Fator de emissão com base em fatores de emissão específicos

Os fatores de emissão específicos, como já abordado, são altamente irregulares e a sua determinação depende de diversas variáveis. No caso da Suldouro, não foram realizadas medições para determinação destes fatores, pelo que partindo do princípio aplicado na Equação 4.2, que se baseia na soma das várias fontes de odor, foram estimados fatores de emissão para o aterro de Sermonde partindo dos fatores de emissão encontrados na bibliografia.

As áreas das fontes de odor no aterro são variáveis ao longo do tempo, no entanto, foram tidos em conta valores médios baseados na operação do aterro em causa, nomeadamente para as seguintes fontes de odor:

- Frente de trabalho (resíduos expostos);
- Resíduos com cobertura diária;
- Resíduos com cobertura temporária;
- Tanque de recolha de lixiviados.

A frente de trabalho e a área com cobertura diária perfazem a área de 10 000 m², a qual corresponde à fonte de odor introduzida na modelação reversa. As fontes apresentadas foram consideradas as mais significativas no aterro em causa, uma vez que a CVE permite a combustão de todo o biogás recolhido, tornando esta fonte pontual pouco relevante em termos de emissão de odor.

Para além da frente de trabalho com resíduos expostos e zonas com cobertura diária, a restante área do aterro corresponde à área com cobertura temporária de 1 a 2 metros de terras, uma vez que não existem ainda coberturas finais no aterro. Foram realizados 2 cenários com base nos fatores de emissão publicados:

- Cenário A – Com base em FEOE obtidos por túnel de vento;
- Cenário B – Com base em FEOE obtidos por câmara de fluxo.

O primeiro cenário foi calculado de acordo com os fatores de emissão propostos por Sironi *et al.* (2005) para o aterro e The Airshed (2009) para os lixiviados. Os fatores de emissão para o aterro foram calculados através de um túnel de vento portátil, enquanto o fator de emissão para os lixiviados foi obtido por uma câmara de fluxo (Tabela 4.3), uma vez que não foram encontrados estudos com túnel de vento nesta fonte. O tanque de recolha de lixiviados possui um sistema de oxidação por injeção de oxigénio, que acelera a oxidação dos compostos odorantes, sendo assim razoável optar pelos fatores de emissão mais baixos, que neste caso correspondem aos valores medidos por câmara de fluxo.

O cenário B foi calculado tendo em conta os valores médios obtidos por Frechen (1995), com recurso ao método da câmara de fluxo. De forma semelhante ao caso anterior, à exceção dos lixiviados, todos os FEOE foram obtidos pelo mesmo método e autor, o que assegura que os mesmos foram determinados sob condições semelhantes, sendo este facto que condicionou a seleção dos FEOE a usar de entre os apresentados na Tabela 4.3. As Tabelas 5.8 e 5.9, e a Figura 5.11 apresentam os resultados para ambos os cenários.

Apesar das previsões da emissão de odor muito distintas, em que o cenário A prevê uma emissão quase 10 vezes superior ao cenário B, ambas as situações apresentam uma distribuição semelhante do peso de cada fonte. A área com cobertura temporária representa a principal fonte de odor em ambos os cenários, devido à sua área relativa de cerca de 95%, no entanto, a frente de trabalho com resíduos expostos possui um elevado fator de emissão, pelo que o fator de emissão global depende fortemente da área desta fonte. Para que a área de resíduos exposta se torne a principal fonte basta atingir áreas de cerca de 8 500 m² no cenário A e 12 000 m² no cenário B.

Tabela 5.8 – Fator de emissão com base no cenário A.

Fonte	Área (m ²)	FEOE (ou·s ⁻¹ ·m ⁻²)	FEO (ou·s ⁻¹)	FEO total (Mou·h ⁻¹)	FEO total (ou·s ⁻¹ ·m ⁻²)
Frente de trabalho	5000	59	295000		
Cobertura diária	5000	8	40000	2 942	6,2
Cobertura temporária	120000	4	480000		
Tanque de lixiviados	1500	1,48	2220		
Total	131500	-	817220	-	-

Tabela 5.9 – Fator de emissão com base no cenário B.

Fonte	Área (m ²)	FEOE (ou·s ⁻¹ ·m ⁻²)	FEO (ou·s ⁻¹)	FEO total (Mou·h ⁻¹)	FEO total (ou·s ⁻¹ ·m ⁻²)
Frente de trabalho	5000	4,7	23500		
Cobertura diária	5000	1,05	5250	306	0,6
Cobertura temporária	120000	0,45	54000		
Tanque de lixiviados	1500	1,48	2220		
Total	131500	-	84970	-	-

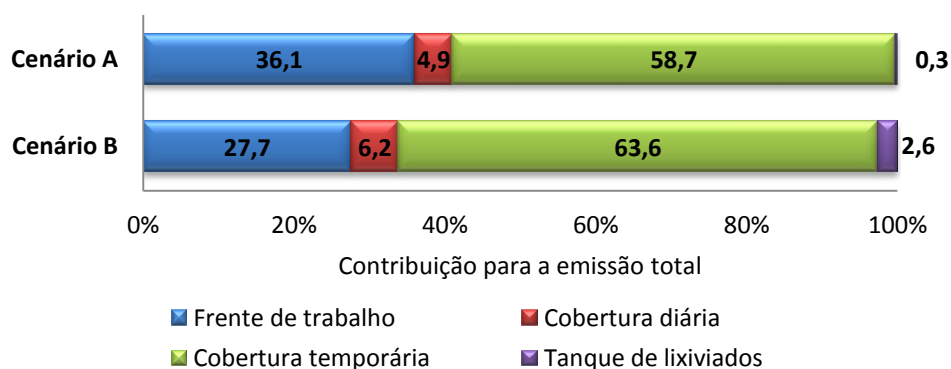


Figura 5.11 – Distribuição do peso das fontes de odor.

5.5 Fatores de emissão com base na produção teórica de biogás

Os modelos teóricos de produção de biogás usados na atualidade requerem como *input* do potencial de geração de metano dos resíduos (L_0) e da taxa de degradação dos resíduos (k). Para o presente caso de estudo, L_0 foi assumido com o valor de 94,9 m³ de metano por tonelada de RSU, em condições PTN (Pressão e Temperatura Normais), sendo este valor baseado em dados específicos do aterro de Sermonde (Cabeças, 2011) e obtido pelo método do IPCC. Este valor, nas condições de modelação do LandGEM sobe para 101,7 m³ de metano por tonelada de RSU, e é muito próximo do valor de referência determinado pela USEPA (documento AP-42) de 100 m³·t⁻¹. O fator k depende de imensas variáveis e é de difícil estimativa. Cabeças (2011) chegou ao valor k de 0,08 ano⁻¹ para o aterro de Sermonde. Os dados históricos de precipitação para Sermonde indicam uma precipitação anual superior a 1000 mm (SNIRH, 2005), pelo que o valor assumido está de acordo com outros trabalhos (Amini *et al.*, 2012; World Bank, 2003).

Segundo o IDAD (2010b), no final de 2009 o aterro tinha recebido 2 107 187 toneladas de resíduos, o resulta numa média anual de deposição de cerca de 216 100 toneladas, desde o início de exploração (março de 1999).

Os parâmetros usados para o cálculo de geração de metano ou biogás estão resumidos na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – Parâmetros de cálculo da geração de biogás e emissão de odor.

Parâmetro	Valor	Unidades
L_0	101,7	m ³ ·t ⁻¹
k	0,08	ano ⁻¹
R	216 100	t·ano ⁻¹
t	10,75	ano
c	0	ano

Uma vez que as medições de campo foram realizadas em 2010, o cálculo da geração de biogás também incidiu sobre esse ano, já que a emissão de biogás será também função da quantidade gerada no aterro. A Tabela 5.11 indica os resultados obtidos pelos vários métodos adotados assim como a estimativa da eficiência de recolha de biogás, sabendo que em 2010 foram recolhidos cerca de 20 Mm³ de biogás (Cabeças, 2011). O anexo 5 apresenta os dados de entrada e de saída do modelo LandGEM (Figura A.4 e Figura A.5).

Tabela 5.11 – Geração teórica de biogás em 2010.

Método	Metano gerado (m ³)	% metano no biogás	Biogás gerado (m ³)	Eficiência de Recolha Estimada (%)
AP-42	12 677 380		23 049 781	87
VDI 3790	10 419 006	55	18 943 648	-
LandGEM	11 680 000		21 230 000	94

A equação de cálculo proposta pela VDI 3790 estimou uma produção de biogás inferior à recolhida, sendo deste modo considerada inadequada para o presente caso de estudo. As eficiências de recolha, apesar de elevadas, são credíveis, uma vez que Spokas *et al.* (2005) e Lannan *et al.* (n.d.) indicam que as eficiências atuais dos sistemas de recolha podem situar-se na gama do 90 - 99%.

A concentração de odor do biogás (C_{od-bio}) é muito divergente entre os vários autores, e desempenha um papel de destaque na previsão de odor por esta metodologia. Na Tabela 4.2 é possível observar que os valores variam entre 10 000 e 1 100 000 $ou_E \cdot m^{-3}$, no entanto, o valor mínimo foi determinado como referência no Canadá (MOE, 1992), pelo que as condições tanto climáticas como dos resíduos e operação podem ser muito distintas do contexto português. Deste modo, nos valores resultantes de estudos realizados em Itália o valor mínimo registado é de cerca de 27 000 $ou_E \cdot m^{-3}$. Uma vez que não existe certeza quanto à concentração de odor no biogás do aterro de Sermonde, a Figura 5.12 apresenta a relação entre a concentração de odor no biogás na gama citada e o fator de emissão do aterro, tendo em conta os modelos da AP-42 e o LandGEM, assim como as respetivas eficiências de recolha estimadas.

Na abordagem utilizada assume-se que o biogás que não é recolhido é emitido para a atmosfera através da superfície do aterro com a mesma concentração de odor que possui antes da emissão. No entanto, as coberturas diárias e temporárias possuem a capacidade de atuar como biofiltros, uma vez que retêm o biogás por um determinado período de tempo na zona arejada da cobertura, o que associado a níveis de humidade adequados permite uma oxidação considerável de metano e compostos odorantes. O material de cobertura influencia a eficiência de oxidação, que pode chegar aos 70% para certas combinações de materiais (Hurst *et al.*, 2005; Solan *et al.*, 2010), mas no caso da Suldouro o material usado é o solo da envolvente do AS, pelo que assumindo uma eficiência de oxidação de 50% a relação entre a concentração de odor do biogás e o FEO é representada na Figura 5.12.

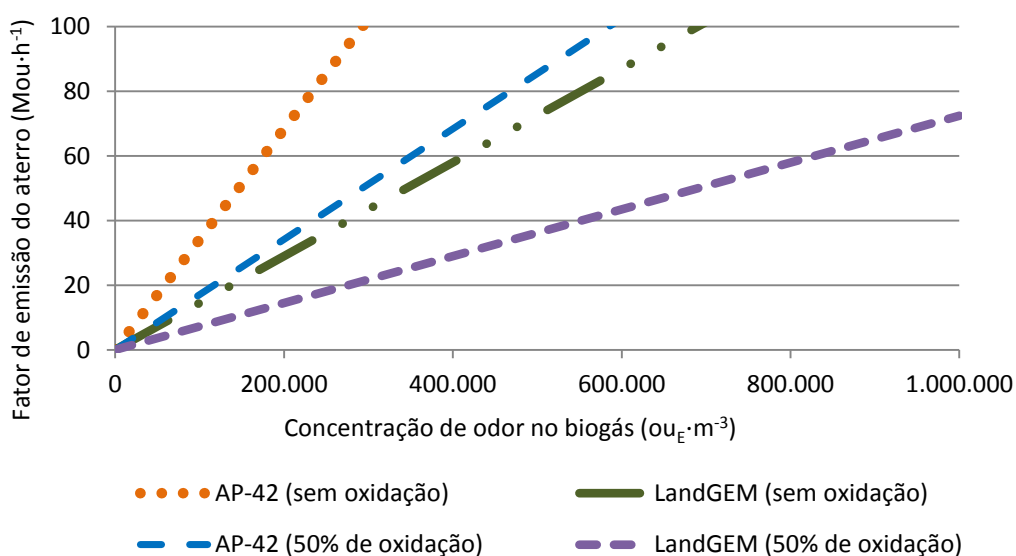


Figura 5.12 – Relação entre concentração de odor no biogás e emissão de odor.

Uma vez que o real valor da concentração de odor no biogás não é conhecido, não são adequadas comparações entre fatores de emissão. No entanto, é de notar que mesmo assumindo um peso de 60% da área coberta temporariamente, e condições de 50% de oxidação de compostos odorantes, a concentração máxima de odor não seria superior a $450\,000\text{ ou}\cdot\text{m}^{-3}$. O que indica que a concentração real será inferior à média dos valores publicados.

5.6 *Discussão de resultados*

As medições de penacho realizadas na envolvente do AS de Sermonde associadas à modelação reversa revelaram uma emissão de $50\text{ Mou}\cdot\text{h}^{-1}$, valor que é claramente inferior a outros publicados (Nicolas *et al.*, 2006; Sironi *et al.*, 2005; Úbeda *et al.*, 2010), mesmo num aterro de menores dimensões. Este processo, que é na verdade um processo iterativo de modelação, carece de ainda de normalização da metodologia a adotar, nomeadamente na forma como os penachos (medido e simulado) devem ser comparados, uma vez que os mesmos valores medidos e simulados podem originar fatores de emissão distintos entre autores diferentes. O modelo usado não considera a oxidação de COV's na atmosfera, deste modo, o fator de emissão obtido refere-se à quantidade de odor emitido que efetivamente chega aos recetores.

A emissão de odores é dependente de imensos fatores, no entanto, algumas das razões que podem explicar o baixo FEO são:

- minuciosa operação do aterro, com pequenas áreas de deposição e coberturas adequadas, assim como a rápida impermeabilização de taludes;
- rede de poços de extração de biogás eficiente, com total valorização energética que torna insignificante a emissão de odor nesta fonte pontual;
- regularização de lixiviados com injeção de oxigénio, que maximiza a oxidação de compostos odorantes antes de estes serem libertados para a atmosfera.

Com a entrada em funcionamento da CVO será de esperar um efeito positivo quanto à emissão de odores pelo aterro, uma vez que esta vai permitir o desvio de quase 20% dos RUB depositados em aterro. Por outro lado, as operações de compostagem vão introduzir uma nova fonte de possíveis odores.

A simulação da exposição ao odor na envolvente da Suldouro realizada no modelo Austal2000G para o ano 2009, indica que alguma população está exposta ao odor mais tempo que os 10% permitidos pela legislação alemã. O facto do AS se situar relativamente próximo da população agrava a exposição, sendo o limite de 10% perçecionado no máximo a cerca de 500 metros dos limites do aterro, distância semelhante à reportada por Nicolas *et al.*, 2006. Segundo dados da Suldouro, as queixas por parte da população não são frequentes, o que pode representar um cenário de adaptação da população ou de exposição relativamente aceitável à maioria da população. O facto do modelo assumir que a concentração de $1\text{ ou}_E\cdot\text{m}^{-3}$ é perçecionada pela população em geral pode significar alguma sobrestimativa do incómodo, uma vez fora do contexto laboratorial a perçecção de um odor específico ocorre a concentrações mais elevadas.

A estimativa do FEO com base em fatores de emissão específicos resultou em valores sobrestimados relativamente à modelação reversa (MR). Mesmo no cenário B correspondente aos fatores de emissão mais baixos, determinados pelo método da câmara de fluxo, a estimativa superou em mais de 500% o valor estimado por MR. Apesar dos túneis de vento terem vindo a ser considerados mais eficazes na representação das condições atmosféricas naturais, os fatores de emissão são os mais altos, afastando-se ainda mais do FEO determinado por MR (cerca de 60 vezes). Deste modo, pode-se considerar que para o caso de estudo o cenário B é o mais próximo da realidade de entre os dois cenários, uma vez que caso a emissão fosse muito superior à obtida por MR, seria previsível um incómodo profundo na população que se revelaria em ações de queixa frequentes.

A incerteza e erro associados às estimativas de FEOE são consideráveis, principalmente devido à enorme irregularidade da superfície dos resíduos e até da distribuição espacial da emissão pelas coberturas de terra. Os erros são potenciados ainda pela área de avaliação que é ínfima quando comparada com a área total de emissão, ou seja, um pequeno erro associado ao cálculo do FEOE vai ser reproduzido milhares de vezes aquando a extrapolação para todo o aterro. Esta situação pode ser minimizada por um maior número de amostragens, no entanto torna-se difícil contornar a enorme irregularidade das emissões no aterro. Outro fator que não pode ser controlado nesta metodologia é o facto das emissões odorantes se poderem relacionar entre si na atmosfera, tornando inadequado o somatório das emissões das várias fontes. De facto, segundo Schauburger *et al.* (2012), existem evidências que ocorre uma oxidação significativa de COV's no percurso entre a fonte e o recetor.

O fator de emissão global estimado por MR foi de $0,11 \text{ ou} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, sendo inferior aos FEO encontrados na bibliografia. É de particular interesse que o FEO que mais se aproximou deste caso de estudo ($0,74 \text{ ou} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) se trata de um fator determinado para um aterro em Portugal, podendo ser um indício da importância da localização dos aterros estudados, uma vez que no contexto nacional a gestão de resíduos segue a mesma metodologia.

No terceiro método aplicado, ou seja, prevendo a produção de biogás, o método de cálculo sugerido pela norma VDI 3790 foi considerado inadequado ao caso de estudo, uma vez que estimou uma produção de biogás inferior ao recolhido no ano de 2010. Deste modo, foram usados os dois métodos da USEPA, incluindo o modelo LandGEM (v.3.02). Este último é considerado o mais realista e adequado para o caso de estudo, uma vez a deposição de resíduos anual é irregular e o cálculo segundo a AP-42 apenas requer um valor médio anual de deposição. De facto, o modelo LandGEM prevê uma geração de biogás muito próxima do volume recolhido, resultando numa eficiência do sistema de recolha de biogás de cerca de 94%, contra os 87% previstos pelo modelo da AP-42.

Com estes dados, torna-se possível estimar o FEO pela libertação de biogás para a atmosfera, desde que seja estimada a concentração de odor no biogás do aterro. Uma vez que existe uma enorme amplitude nos dados publicados para a concentração de odor no biogás, foi representada em gráfico a relação entre o FEO e a concentração de odor, de acordo com as estimativas do modelo LandGEM. Esta representação permite verificar que a concentração de odor no biogás

será inferior à média dos valores publicados, no entanto, não permite comparações com outros fatores de emissão.

Apesar dos resultados pouco concordantes no do uso de FEOE publicados para previsão da emissão de odor num caso específico, esta metodologia resultou numa distribuição do peso das fontes de odor é semelhante em ambos os cenários, onde se atribui um peso de cerca de 60% da emissão à área do aterro com cobertura temporária. No entanto, a realização de um estudo de olfatometria ao biogás do AS de Sermonde seria um ponto-chave no esclarecimento de incertezas acerca da emissão de odor por cada uma das fontes.

A frente de trabalho tem sido apontada em vários estudos como a fonte mais significativa de odor, nomeadamente em episódios que levam a queixas por parte da população, não existindo dados específicos do AS de Sermonde suficientes para afirmar ou refutar a forte contribuição da frente de trabalho. Apesar deste facto, pode-se considerar que a emissão pela áreas cobertas ocorre de forma mais controlada, pelo que os episódios de súbitas exposições a grandes concentrações estará essencialmente relacionada com o manuseamento dos resíduos na frente de trabalho. O hedonismo do odor proveniente da frente de trabalho poderá ser um fator que suscite maior resposta por parte da população, relativamente ao odor do biogás. Este facto levanta a questão se o hedonismo desempenha ou não um papel de destaque no incómodo causado, e se pode realmente ser posto de parte em relação à frequência.

A principal preocupação no âmbito da emissão de odores em AS é a exposição da população envolvente, pelo que de entre os métodos apresentados neste trabalho a modelação reversa apresenta a vantagem de incidir concretamente na perceção humana do odor, excluindo quaisquer erros relacionados com a transformação química ou física da emissão odorante no percurso emissor-recetor. Apesar disto, a modelação também acarreta erros associados, bem como a perceção do odor pelo painel.

Na avaliação de odores, os erros e incertezas associados a todos os métodos são muito consideráveis, assim como as condições de emissão em aterro dependem de uma panóplia de fatores que vão desde o tipo de resíduos até à localização do aterro, o que dificulta a extrapolação de dados para situações distintas, como é possível verificar no presente trabalho.

Como o recurso a fatores de emissão é indispensável na previsão de futuros impactes, devem ser considerados os fatores de emissão determinados para as situações mais semelhantes ao caso de estudo. Os FEO determinados em outros países podem não ser adequados uma vez que para além das questões climáticas, o sistema de gestão de resíduos adotado influencia fortemente o conteúdo dos AS. Neste contexto, a existência de estudos em Portugal é fundamental para criar uma base de dados fiável passível de ser usada em estudos futuros.

6 Conclusões

A emissão de odor em aterros é muito variável devido aos imensos fatores que podem contribuir para a maior ou menor emissão, tornando extremamente complexa a caracterização e estimativa das emissões. Têm vindo a ser publicados vários estudos que propõem fatores de emissão para a previsão da emissão de odor, no entanto, o uso de fatores de emissão publicados mostrou-se muito sensível à singularidade de cada caso de estudo, pelo que a escassez de estudos no contexto português dificulta a sua aplicação. O cenário mais favorável indicou uma emissão 5 vezes superior à emissão encontrada pelo método de modelação reversa, situação que provavelmente levaria a queixas frequentes por parte da população. Apesar de não existirem factos que comprovem a eficiência da modelação reversa em relação a outros métodos, neste caso de estudo, esta foi a única metodologia realizada especificamente para o aterro de Sermonde.

A metodologia associada modelação reversa, nomeadamente a comparação estatística de penachos, carece de normalização. Todo o processo associado à perceção olfativa inclui por natureza uma alta variabilidade, a qual não pode ser atualmente contornada. Deste modo, é imperativo que todas as fontes de erro passíveis de serem controladas não pesem significativamente na variabilidade final dos resultados.

A avaliação do incómodo de odores pela metodologia alemã indicou que o AS de Sermonde possui um fator de emissão reduzido ($50 \text{ Mou}\cdot\text{h}^{-1}$ ou $0,11 \text{ ou}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$) quando comparado com valores publicados em outros estudos. Apesar da modelação apenas se basear na frequência da exposição ao odor, é de esperar que a agradabilidade e a intensidade também influenciem significativamente a resposta da população.

As medições de penacho envolvem algum apoio logístico, no entanto possuem a vantagem de não serem exigentes ao nível de dados sobre o aterro ou resíduos. Uma das desvantagens das medições de penacho é o facto de apenas ocorrerem em 5 dias e exigirem requisitos meteorológicos que podem ser atingidos em qualquer estação do ano. No verão, existem condições meteorológicas que potenciam maior emissão de odor relativamente ao inverno, o que indica que o fator de emissão obtido pode ser função da estação do ano em que as medições de penacho são realizadas. Por outro lado, as medições em grelha, que são mais representativas da emissão anual, são extremamente exigentes ao nível logístico e de recursos humanos. Uma solução viável seria realizar medições de penacho nas 4 estações do ano, o que iria resultar num fator de emissão médio de todas as medições. Esta solução aumenta a representatividade deste método e mantém-se menos exigente em relação às medições em grelha.

O fator de emissão para o AS de Sermonde ($0,11 \text{ ou}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) pode servir como base para a estimativa da emissão de um aterro com operação e dimensão semelhante, situado numa região com condições climáticas semelhantes, tendo em conta as limitações dos métodos usados.

A estimativa da emissão de odores por fontes passivas com base na produção teórica de biogás revelou que o modelo LandGEM da USEPA previu uma eficiência de recolha de biogás de 94%. Uma elevada eficiência de recolha de biogás é uma das causas da reduzida emissão de odor

pelo AS de Sermonde, nomeadamente na área com cobertura temporária, o que explicita a importância de um sistema de extração eficaz. Este método não permite a quantificação da emissão de odor sem dados fiáveis sobre a concentração de odor no biogás e a eficiência de atuação das coberturas dos resíduos como biofiltros.

Apesar de existirem técnicas ativas de controlo de odores de aterros, a forma mais eficaz é o controlo na fonte, ou seja, minimizar a emissão, uma vez que é impossível o confinamento do espaço do aterro e o tratamento dos gases emitidos. O caso de estudo descrito evidencia que a cuidada operação do aterro influencia imenso a emissão de odores, e que fontes de odor como a frente de trabalho são tão problemáticas quanto a sua área.

O crescente número de queixas da população relacionadas com odores pode impulsionar a adoção por parte da Europa de métodos de avaliação de odores já existentes, como o caso do método alemão. Neste cenário, será de esperar que Portugal siga as diretivas europeias.

Um dos objetivos a atingir no âmbito da gestão de resíduos é a redução da deposição de RSU em aterro. O desvio de RUB dos aterros com recurso aos sistemas de TMB e outros sistemas de recolha específicos pode ter um impacto positivo na emissão de odor, uma vez que reduz a presença de matéria biodegradável no aterro.

O presente trabalho contribui para a divulgação de conhecimentos adquiridos em trabalhos experimentais, que é essencial para o desenvolvimento de uma área de estudo recente.

Como sugestão para estudos futuros será útil a estimativa de fatores de emissão específicos no mesmo aterro sujeito às medições do penacho de odores, quer por câmara de fluxo quer por túnel de vento, o que permitirá uma comparação mais realista entre os métodos, uma vez que neste caso as condições locais e operacionais são as mesmas. A determinação da concentração de odor no biogás do aterro em estudo, é outro ponto a determinar caso se pretenda obter fatores de emissão através de modelos de produção de biogás. Com vista à caracterização da ação das coberturas como biofiltros de odor podem vir a ser realizados testes em laboratório.

Bibliografia

- Aatamila, M.; Verkasalo, P.K., *et al.* (2010). "Odor annoyance near waste treatment centers: a population-based study in Finland". *J. Air Waste Manage. Assoc.* 60, 412–418.
- Aatamila, M.; Verkasalo, P.K., *et al.* (2011). "Odor annoyance and physical symptoms among residents living near waste treatment centres". *Environmental Research* 111, 164–170.
- AECOM (2009). "Bega Valley Shire Central Waste Facility Environmental Impact Statement". AECOM Australia. November.
- Allen, M. R.; Braithwait, A. & Hills, C. C. (1997). "Trace organic compounds in landfill gas at seven UK waste disposal sites". *Environmental Science Technology*, Vol. 31, 4, pp. 1054-1061.
- Amini, H.; Reinhart, D.; Mackie, K. (2012). "Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties". *Waste Management* 32, pp. 305-316.
- Antunes, Rosa M. V. (2006). "Contribuição para o estudo de odores em estações de tratamento de águas residuais urbanas". Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária. Lisboa.
- APA (2010a). "Relatório do Estado do Ambiente 2009". Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Disponível em: www.apambiente.pt
- APA (2010b). "Sistemas de gestão de resíduos urbanos – Dados gerais, valorização e destino final". Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Disponível em: www.apambiente.pt
- APA (2010c). "Lista de aterros licenciados ao abrigo do Decreto-Lei nº 152/2002, de 23 de Maio". Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Disponível em: www.apambiente.pt
- APA (2011). "Relatório do estado do ambiente 2011". Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Outubro. ISBN: 978-972-8577-59-9. Disponível em: www.apambiente.pt
- Arbage, M.; Degrazia, G. e Moraes, O. (2006). "Simulação euleriana da dispersão local da pluma de poluente atmosférico de Candiota-RS". *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 21, nº 2, pp. 153-160.
- ATSDR (2001). "Landfill Gas Primer - An Overview for Environmental Health Professionals". Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). November. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/intro.html>

- ATSDR (2005). "Minimal risk levels". Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Public Health Science. United States Department of Health and Human Services. Atlanta, December, 2003. Disponível em: www.atsdr.cdc.gov
- Baldocchi, D. (2008). "Lagrangian models". ESPM 228, Advanced Topics on Micrometeorology and Biometeorology. Disponível em: <http://nature.berkeley.edu/biometlab/espm228/>
- Barrett, A.; Lawlor, J. (1995). "The economics of waste management in Ireland". Economic and Social Research Institute, Dublin.
- Barros, C. & Cabeças, A. J. (2011). "Odores em centrais de tratamento de resíduos – odores em aterros e centrais de valorização orgânica do grupo EGF". 7^{as} jornadas técnicas internacionais de resíduos. Instituto Superior técnico do Porto. 24 a 26 de Outubro, Porto.
- BMA (2011). "The psychological and social needs of patients". The British Medical Association. January. Disponível em: http://www.bma.org.uk/health_promotion_ethics/psychologicalandsocialneedsopatients.jsp?page=2
- Bokowa, Anna H.; Liu, Hong (2008). "Techniques for odour sampling of area and fugitive sources". *Chemical Engineering Transactions*, Volume 15, 57-62.
- Bowly, S.W. (2003). "An assessment of current methods for quantifying landfill odours". Sardinia, Cagliari, Italy.
- Brattoli, M.; Gennaro, G. & Pinto, V. (2011). "Odour impact monitoring for landfills". In *Integrated Waste Management* (edited by Kumar, Sanil), Vol. I, pp. 485-505. ISBN: 978-953-307-469-6.
- Cabeças, Artur (2011). "Centros eletroprodutores de biogás no universo EGF – Calibração do modelo teórico com base em dados de campo". 7^{as} Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos. Instituto Superior de Engenharia do Porto. Outubro.
- Capela, Sara; Ferreira, Carlos P. (2011). "A modelação da dispersão atmosférica na avaliação da incomodidade de odores". *Indústria e Ambiente* 71, 26-28, novembro/dezembro.
- Capelli, L.; Sironi, S.; Rosso, L.; Céntola, P.; Grande, M. (2008). "A comparative and critical evaluation of odour assessment methods on a landfill site". *Atmospheric Environment* 42, 7050-7058.
- Casey, J.; Sheridan, B.; Henry, M.; Reynolds, K. (2008). "Effective tools for managing odours from landfill facilities in Ireland". Ireland.

- Castro, Filipa (2011). “Avaliação da qualidade do ar na cidade de Santarém”. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Aveiro.
- CPCB (2008). “Guidelines on odour pollution & its control”. Central Pollution Control Board (CPCB). Ministry of Environment & Forests, Government of India. Delhi.
- Daly, A. e Zannetti, P. (2007). “Air Pollution Modeling - An Overview”. Chapter 2 of *Ambient Air Pollution* (P. Zannetti, D. Al-Ajmi, and S. Al-Ras hied, Editors), p. 15-27. Disponível em: <http://envirocomp.org/books/chapters/2aap.pdf>
- Davis, W. T. (2000). “Air pollution Engineering Manual (2nd edition)”. Air & Waste Management Association. Wiley-Interscience Publication. USA.
- Davoli, E.; Gangai, M.; Morselli, L.; Tonelli, D. (2003). “Characterization of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS”. *Chemosphere* 51, 357-368.
- Davoli, Enrico e Bianchi, Giancarlo (2008). “Odour emission rates from a waste treatment plant: results from a multiyear follow-up study”. Dipartimento Ambiente & Salute, Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri", Italy. Disponível em: <http://www.aidic.it/nose2008/webpapers/37Davoli.pdf>
- Decreto-lei nº 183/2009 de 10 de Agosto. Diário da República, 1ª Série, nº 153. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- DEFRA (2010). “Odour guidance for local authorities”. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Disponível em: www.defra.gov.uk
- Despacho n.º 3227/2010. Diário da República, 2ª série, nº 36, 22 de fevereiro de 2010. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- Doty, K.; Tesche, T.; McNally, D.; Timin, B.; Mueller, S. (2002). “Meteorological modeling for the Southern Appalachian Mountains Initiative (SAMI)”. July. Disponível em: <http://www.tva.gov/sami/>
- EAK (2002a). “Assessment of community response to odorous emissions”. Environment Agency of United Kingdom. Bristol, July. Disponível em: <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SP4-095-TR-e-p.pdf>
- EAK (2002b). “Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Technical note H4 - Draft horizontal guidance for odour Part 1 – regulation and permitting”. Environment Agency of United Kingdom.
- EAK (2002c). “Odour Guidance - Internal Guidance for the Regulation of Odour at Waste Management Facilities, Version. 3.0”. Environment Agency of United Kingdom. July.

- EAUK (2002d). "Investigation of the composition and emissions of trace components in landfill gas". Environment Agency of United Kingdom. Bristol. ISBN: 1844320189.
- EAUK (2009). "LFE6 - Guidance on using landfill cover materials". Environment Agency of United Kingdom.
- EAUK (2010). "Guidance for monitoring trace components in landfill gas". Environment Agency of United Kingdom. Bristol.
- EN 13725:2003. European Standard on Air quality – Determination of odour concentration by dynamic olfactometry. European Committee for Standardization (CEN), April. Disponível em: www.cenorm.be
- ENVIRONODOUR, 2005. "Why is the wind tunnel system recommended rather than an isolation chamber system for the determination of odour emission rate from area sources?". EnvironOdour Australia Pty Ltd. Disponível em: <http://www.environodour.com.au/index.htm>
- EPAV (2011). "Draft landfill gas fugitive emissions monitoring guidelines". Environmental Protection Agency Victoria. September.
- Eurofins (2011). "Como medir odores?". Eurofins. Seminário "Odores: medição, controlo e gestão", 29 de março, Aveiro.
- Fang, J.; Yang, N.; Cen, D.; Shao, L.; He, P. (2012). "Odor compounds from different sources of landfill: Characterization and source identification". *Waste Management* 32, pp. 1401-1410, July. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.013>
- Frechen, F.B. (1995). "A new model for estimation of odour emissions from landfill and composting facilities". Sardinia, Cagliari, Italy.
- Gardner, J. W. and Bartlett, P. N. (1999). "Electronic Noses Principles and Applications". Oxford University Press. Oxford, UK.
- Godish, Thad. (1991). "Air Quality (2nd edition)". Lewis Publishers, INC.. Michigan. ISBN: 0873713680.
- GOOA (1999). "Guideline on Odour in Ambient Air (GOAA)". Determinations and Assessment of Odour in Ambient Air. Disponível em <http://www.odour.unsw.edu.au/odour-policy-regulation.html>
- Harreveld, T. (2001). "From odorant formation to odour nuisance: new definitions for discussing a complex process". *Water Science and Technology* 44, Nº 9, pp 9–15. Disponível em: www.odournet.com

- Harreveld, T. e Domingues, R. R. (2011). "Controlo e detecção dos odores ambientais". Portal Planeta Azul. Disponível em <http://www.planetazul.pt/edicoes1/planetazul/desenvArtigo.aspx?c=2252&a=20630&r=37>
- Hurley, Peter (2008). "TAPM V4. Part 1: Technical Description". CSIRO Marine and Atmospheric Research Paper Nº 25. October.
- Hurst, C.; Longhurst, P.; Pollard, S.; Smith, R.; Jefferson, B.; Gronow, J. (2005). "Assessment of municipal waste compost as a daily cover material for odour control at landfill sites". *Environmental Pollution* 135, pp. 171-177.
- Hvitved-Jacobsen, T. & Volertsen, J. (2001). "Odour formation in sewers". In R. Stuetz and F.-B. Frechen (Ed.), *Odours in wastewater treatment: measurement, modeling and control (1st Ed.)*, 33-68. London, IWA Publishing.
- IA/MAOTDR (2006). "Relatório do Estado do Ambiente 2005". Instituto do Ambiente. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Amadora. Disponível em: www.apambiente.pt
- IDAD (2010a). "Avaliação da incomodidade de odores na envolvente da SULDOURO". Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD). Novembro.
- IDAD (2010b). "Novo Aterro do Sistema Multimunicipal da SULDOURO - Selecção de Locais Alternativos". Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD). Março.
- IPCC (2000). "Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories". Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISU (2004a). "The Science of Smell Part 1: Odor perception and physiological response". Iowa State University – University Extension. Disponível em: <http://www.iastate.edu/>.
- ISU (2004b). "The Science of Smell Part 3: Odor detection and measurement". Iowa State University – University Extension. Disponível em <http://www.extension.iastate.edu/airquality>
- Janicke Consulting (2011). "AUSTAL2000 - Program Documentation of Version 2.5". Federal Environmental Agency; Berlim.
- Janicke, L. e Janicke, U. (2007b). "Die Entwicklung des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000G". Berichte zur Umweltphysik 5.
- Janicke, U. e Janicke, L. (2007a). "Lagrangian particle modeling for regulatory purposes – a survey of recent developments in Germany". 11th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, Cambridge, UK.

- Janicke, U.; Müller, W. J.; Armasescu, A. (2008). "Workshop A2Kro – Austal 2000 for Romania". EU Twinning project. Bucharest. Disponível em: <http://www.ekoplan.gov.rs/aqptwinning/training/>
- Johannessen, Lars Mikkel (1999). "Guidance note on leachate management for municipal solid waste landfills". Urban Development Division. Washington, USA.
- Karnik, M., Parry, C. (2001). "Landfill odour control – a practitioner's experience". Sardinia, Cagliari, Italy.
- Kulikowska, D. & Klimuik, E. (2008). "The effect of landfill age on municipal leachate composition". *Bioresource Technology* 99, pp. 5981–5985.
- Lannan, M.; Wallace, M.; Buske, D.; Beaton, A. (n.d.). "Demystifying Landfill Gas Capture Efficiency: Landfill Gas Fugitive Emission Factors". Techenvironmental.
- Lisboa, H; Guillot, J.; Fanlo, J.; Cloirec, P. (2006). "Dispersion of odorous gases in the atmosphere - Part 1: Modeling approaches to the phenomenon". *Science of the Total Environment* 361, pp. 220-228.
- Longhurst, Phil (2007). "Principles of landfill odour emission and control". *AWE International* 10, March.
- Luginaah, I.N.; Taylor, S.M.; Elliott, S. J.; Eyles, J. D. (2002). "Community reappraisal of the perceived health effects of a petroleum refinery". *Social Science & Medicine* 55, pp. 47–61.
- MAFRAO (2012). "NASM Odour Guide for Ontario Regulation 267/03 made under the Nutrient Management Act, 2002". Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (MAFRA) of Ontario. Disponível em: http://www.omafra.gov.on.ca/english/nm/regs/nmpro/odour02_09.htm
- MAOTDR (2007). "PERSU II – Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016". Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 1ª edição. ISBN: 978-989-8097-01-9. Disponível em www.apambiente.pt
- Martins, Vânia (2010). "Abordagem ao sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos no litoral centro – ERSUC, S. A.". Relatório de estágio apresentado à Escola Superior Agrária de Coimbra para obtenção de Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Julho, Coimbra.
- McGinley, M. A. (1999). "The "gray line" between odor nuisance and health effects". Air and Waste Management Association, 92nd Annual Meeting and Exhibition, St. Louis.
- Metcalf e Eddy (2003). "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse (4th Ed.)". Revista por Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D.. International Ed., McGraw-Hill, Inc..

- Michaels, Mike (2005). "Practical odor control at landfills". SWANA's 10th annual landfill symposium, Bolder, Colorado. June.
- Miedema, H. M. E.; Walpot, J. I.; Vos, H.; Steunenbergh, C. F. (2000). "Exposure-annoyance relationships for odour from industrial sources". *Atmospheric Environment* 34, 2927-2936.
- Mitchell, F.L. (2002). "A report on the health consequences of the July, 2001 ATOFINA Incident". FACOEM. Atlanta, Georgia.
- MOE (1992). "Interim Guide to Estimate and Assess Landfill Air Impacts". Ontario Ministry of the Environment – Air Resources Branch. October.
- Monteiro, Carlos M. F. C. B. (2009). "Avaliação do funcionamento da ETAL do aterro sanitário de Vila Ruiva e proposta de reabilitação". Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária. Outubro, Lisboa.
- Moreira, D., Tirabassi, T.; Moraes, M. (2008). "Meteorologia e poluição atmosférica". *Ambiente & Sociedade* XI, Janeiro-Junho, nº 1, pp. 1-13. Brasil. Disponível em: <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/317/317111102.pdf>
- Moriasi, D.; Arnold, J.; Van Liew, M; Bingner, R.; Hermel, R.; Veith, T. (2007). "Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations". *Transactions of the ASABE* 50, pp. 885–900.
- Morisson, G. C. & Nazaroff, W. W. (2002). "Ozone interactions with carpet: secondary emissions of aldehydes". *Environmental science & technology* 36, 2185–2192.
- Mussio, P.; Gnyp, A.W.; Henshaw, P.F. (2001). "A fluctuating plume dispersion model for the prediction of odor-impact frequencies from continuous stationary sources". *Atmospheric Environment* 35, pp. 2955–2962.
- NeR (2004). "Netherlands Emission Guidelines for Air". Disponível em: <http://www.infomil.nl/english/subjects/air/netherlands-emission/>
- Nicell, J. A. (2009). "Assessment and regulation of odour impacts". *Atmospheric Environment* 43, pp. 196-206.
- Nicolas, J.; Craffe, F. & Romain, C. (2006). "Estimation of odour emission rate from landfill areas using the sniffing team method". *Waste Management* 26, pp. 1259-1269.
- Nicolay, Xavier (2006). "Odours in the Food Industry". Integrating Safety and Environment Knowledge Into Food Studies (ISEKI-Food). SPRINGER. New York. Disponível parcialmente em: <http://books.google.pt/books?id=aLwnrISCdxEC&printsec>

- Nielinger, J.; Röckle, R.; Höfl, H.; Kost, W. (2004). "Lagrange versus eulerian dispersion modeling comparison for investigations concerning air pollution caused by traffic". 9th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Germany.
- NP 1796:2004. Valores limite de exposição profissional a agentes químicos (3ª Ed.). Norma Portuguesa sobre Segurança e saúde no trabalho. IPQ (Ed.).
- NYU/CNS (2004). "Weber's Law and Fechner's Law". New York University, Center for Neural Science (NYU/CNS). Disponível em: <http://www.cns.nyu.edu/~msl/courses/0044/handouts/Weber.pdf>
- Orzi, V.; Cadena, E.; D'Imporzano, G.; Artola, A.; Davoli, E.; Crivelli, M.; Adani, F. (2010). "Potential odour emission measurement in organic fraction of municipal solid waste during anaerobic digestion: Relationship with process and biological stability parameters". *Bioresource Technology* 101, pp. 7330-7337.
- Pinho, Andreia C. M. (2008). "Desenvolvimento de um olfactómetro dinâmico". Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Aveiro.
- Pope, R. e Diosey, P. (2000). "Odor dispersion: models and methods". *Cleanwaters* 30, nº 2.
- Ribeiro, C.; Varela, H.; Coutinho, M.; Borrego, C. (2010). "Dispersion modeling and field inspections approach to evaluate the odor impact of a composting plant in Lisbon". 13th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, Paris.
- Romain, A.; Delva, J.; Nicolas, J. (2008). "Complementary approaches to measure environmental odours emitted by landfill areas". *Sensors and Actuators B Chemical* 131, pp. 18-23.
- Rosenkranz, H. S. e Cunningham, A. R. (2003). "Environmental odors and health hazards". *The Science of the Total Environment* 313, pp. 15-24.
- Rühling, A. e Lohmeyer, A. (2005). "Calculations of odour dispersion at Amarsul MSW treatment facilities". Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG. Germany.
- Russo, Mário Augusto Tavares (2005). "Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário". Tese apresentada à Universidade do Minho para obtenção do grau de doutor em Engenharia Civil. Maio, Braga.
- Sakawi, Z.; Sharifah; Mastura, S. A.; Jaafar, O.; Mahmud, M. (2011). "Community perception of odour pollution from the landfill". *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* 3 (2), 142-145. ISSN: 2041-0492

- Sarkar, U. e Hobbs, S. (2002). "Odour from municipal solid waste (MSW) landfills: a study on the analysis of perception". *Environment International* 27, pp. 655-662.
- Sarkar, U. e Hobbs, S. (2003). "Landfill odour: assessment of emissions by the flux footprint method". *Environmental Modelling & Software* 18, pp. 155-163.
- Sarkar, U.; Hobbs, S. E.; Longhurst, P. (2003). "Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom". *Journal of Environmental Management* 68, pp. 153-160.
- Schauberger, G.; Piringer, M.; Knauder, W.; Petz, E. (2011). "Odour emissions from a waste treatment plant using an inverse dispersion technique". *Atmospheric Environment* 45, pp. 1639-1647.
- Schauberger, 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 Müller *et al.*. *Atmospheric Environment* 54, pp. 624-628. July.
- SEPA (2010). "Odour Guidance 2010 – Version 1". Scottish Environmental Protection Agency (SEPA). January.
- Shusterman, D. (1992). "Critical review: the health significance of environmental odor pollution". *Arch. Environ. Health* 47, pp. 76–87.
- Sironi, S.; Capelli, L.; Céntola, P.; Rosso, R.; Grande, M. (2005). "Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact". *Atmospheric Environment* 39, 5387-5394.
- Sironi, S.; Capelli, L.; Céntola, P.; Rosso, R.; Pierucci, S. (2010). "Odour impact assessment by means of dynamic olfactometry, dispersion modeling and social participation". *Atmospheric Environment* 44, pp. 354-360.
- Sironi, S.; Rossi, A.N.; Del Rosso, R.; Céntola, P.; Grande, M. (2003). "Odour impact assessment using dispersion modelling : a case study of an operating landfill". Sardinia, Cagliari, Italy.
- Smith, M.E. (1973). "Recommended guide for the prediction of the dispersion of airborne effluents". New York.
- Snidar, R.; Culòs, B.; Trovarelli, A.; Soldati, A.; Sironi, S.; Capelli, L. (2008). "Evaluation of odour emissions from a landfill through dynamic olfactometry, dispersion modelling and electronic noses". *Chemical Engineering Transactions* 15, pp. 315-321. Italy.
- SNIRH (2005). "Mapa de precipitação total anual 1959/60 – 1990-91". Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), Instituto Nacional da Água (INAG). Novembro.

- Solan, P.; Dodd, V.; Curran, T. (2010). "Evaluation of the odour reduction potential of alternative cover materials at a commercial landfill". *Bioresource Technology* 101, pp. 1115-1119.
- Spokas, K.; Bogner, J.; Chanton, J.; Morcet, M.; Aran, C.; Graff, C.; Golvan, Y.; Hebe, I. (2005). "Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?". *Waste Management* 26, pp. 516-525.
- Steinheider, B.; Both, R.; Winneke, G. (1998). "Field studies on environmental odors inducing annoyance as well as gastric and general health-related symptoms". *J. Psychophysiol* 12, pp. 64-79.
- Stern, A. C.; Boubel, R. W.; Turner, D. B.; Fox, D. L. (1984). "Fundamentals of Air Pollution (2nd edition)". Academic Press, Inc. Florida.
- Stretch, D.; Laister, G.; Strachan, L.; Saner, M. (2001). "Odour trails from landfill sites". Sardinia, Cagliari, Italy.
- Stuetz, R.; Fenner, R.; Engin, G. (1999). "Assessment of odours from sewage treatment works by an electronic nose, H₂S analysis, and olfactometry". *Water Research* 33, pp. 453-461.
- Sucker, K.; Both, R.; Bischoff, M.; Guski, R.; Kramer, U.; Winneke, G. (2008b). "Odor frequency and odor annoyance Part II: dose-response associations and their modification by hedonic tone". *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 81, pp. 683-694.
- Sucker, K.; Both, R.; Bischoff, M.; Guski, R.; Kramer, U.; Winneke, G. (2008a). "Odor frequency and odor annoyance. Part I: assessment of frequency, intensity and hedonic tone of environmental odors in the field". *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 81, pp. 671-682.
- Sucker, K.; Both, R.; Winneke, G. (2009). "Review of adverse health effects of odours in field studies". *Water Science & Technology* 59.7, pp. 1281-1289.
- Taylor, R. e Allen, A (2006). "Waste disposal and landfill: Potencial hazards and information needs". In World Health Organisation (WHO) - Protecting groundwater for health: managing the quality of drinking-water sources. IWA. pp. 339-362. London.
- Tchobanoglous, George; Theisen, Hilary; Vigil, Samuel (1993). "Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues". McGraw-Hill International Editions.
- The Airshed (2009). "Odour Impact Assessment Leachate Treatment Plant Daneshill Landfill Lound Retford". The Airshed. East Linton. Disponible em: <http://www.nottinghamshire.gov.uk/large-static/eplanning/docs/F-1522%20odour.pdf>
- TOBIN (2007). "Derrinnumera Sludge Hub Centre & Leachate Treatment Facility – Environmental Impact Statement". TOBIN Consulting Engineers. Vol. IV, Appendix 13.

- Úbeda, F.; Sanchis, E.; Calvet, S.; Nicolas, J.; López, P. A. (2010). "Evaluation of odour impact from a landfill area and a waste treatment facility through the application of two approaches of a Gaussian dispersion model". International Congress on Environmental Modeling and Software Modeling for Environment's Sake, Fifth Biennial Meeting, Ottawa, Canada.
- UNSW (2011). "About Odour". The University Of New South Wales (UNSW), Australia. Centre for Water and Waste Technology – Atmospheric Emissions and Odour Laboratory. September. Disponível em: <http://www.odour.unsw.edu.au/about-odour.html>
- USEPA (1997). "Emission factor documentation for AP-42, section 2.4, MSW landfills". United States Environmental Protection Agency (EPA). Research Triangle Park, NC, USA.
- USEPA (2001). "Odour impacts and odour emission control – Measures for intensive agriculture". United States Environmental Protection Agency (EPA). Disponível em: www.epa.ie/pubs/docs/odour%20Impacts%Final.pdf
- USEPA (2004). "Guideline - odour impact assessment from developments". United States Environmental Protection Agency (EPA). Disponível em: www.epa.qld.gov.au
- USEPA, 2005. "Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide". United States Environmental Protection Agency (EPA). May.
- Varela, Helena e Vaz, João (2011). "Métodos de Medição de Odores". *Indústria e Ambiente* 71, pp. 30-33, Novembro/Dezembro.
- Vokshoor, Amir. (2011). "Olfactory System Anatomy. Medscape Reference – Drugs, diseases & procedures". July. Disponível em <http://emedicine.medscape.com/article/835585>
- Westlake, Kenneth (1995). "Landfill waste pollution and control". Albion Publishing Limited. England. ISBN: 1-898563-08-X.
- WHO (1948). Preamble to the Constitution of the World Health Organization as adopted by the International Health Conference, New York, 19-22 June, 1946; signed on 22 July 1946 by the representatives of 61 States (Official Records of the World Health Organization, nº 2, p. 100) and entered into force on 7 April 1948.
- WHO (1987). "Air quality guidelines for Europe". World Health Organisation (WHO) Regional Publications, European Series No 23, 1987.
- Wilcox, L. 2007. "Landfill Gas Collection and Control Regulation". Ministry of Environment. Ontario, Canada.
- Willmott, C.; Robesonb, S.; Matsuura, K. (2011). "A refined index of model performance". International Journal of Climatology.

- WM (2012). "Environmental Assessment for a New Landfill Footprint at the West Carleton Environmental Centre". Waste Management of Canada Corporation. February.
- WORLD BANK (2003). "Handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and Caribbean". World Bank. Washington.
- WPCF (1976). "Operation of wastewater treatment plants (manual of practice nº 11)". Chapter 27 *Odor Control*. Water Pollution Control Federation (WPCF). Washington, D.C., Lancaster Pa.
- WPCF (1990). "Operation of municipal wastewater treatment plants (manual of practice nº 11)". *In Odor Control (2nd Ed.)*, Volume I, Chapter 13. Water Pollution Control Federation. St. Joseph, Imperial Printing Co..
- Young, P. J. e Parker, A. (1983). "The identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfill gas". *Waste Management & Research* 1, pp. 213-226.
- Yuwono, A. e Lammers, P. S. (2004). "Odor pollution in the environment and the detection instrumentation". *Agricultural Engineering International: the CIGR Journal of Scientific Research and Development*. Invited Overview Paper. Vol. VI. July.

Anexos

Anexo 1 – Caracterização do odor

A Tabela A.1 apresenta alguns compostos odorantes passíveis de serem detetados em aterros sanitários. O limiar de deteção pode variar entre autores, dependendo da técnica de determinação utilizada.

Tabela A.1 – Exemplos de compostos odorantes presentes em aterros sanitários.

Fonte: Antunes, 2006; CPCB, 2008; Fang *et al.*, 2012.

Composto	Fórmula química	Limiar de deteção (ppb _v)	Descrição
Compostos sulfurados			
Sulfureto de hidrogénio	H ₂ S	0,5	Ovos em putrefação
Dissulfureto de Carbono	CS ₂	210	Desagradável, doce
Sulfureto de dimetilo	(CH ₃) ₂ S	2,5	Couve em putrefação
Dissulfureto de dimetilo	(CH ₃) ₂ S ₂	0,16	Couve em putrefação
Trissulfureto de dimetilo	(CH ₃) ₂ S ₃	6,2	Couve em putrefação
Mercaptano de metilo	(CH ₃) SH	0,04	Couve em putrefação
Mercaptano de etilo	C ₂ H ₅ SH	0,19	Couve em putrefação
Mercaptano de alilo	C ₃ H ₅ SH	0,2	Alho, café
Mercaptano de propilo	C ₃ H ₇ SH	0,75	Desagradável
Mercaptano de amilo	C ₄ H ₁₁ SH	0,1	Pútrido
Mercaptano de benzilo	C ₇ H ₇ SH	1,6	Desagradável
Triófenol	C ₆ H ₅ SH	1,2	Alho em putrefação
Dióxido de enxofre	SO ₂	1175	Irritante
Compostos azotados			
Amoníaco	NH ₃	1000	Pungente, asfixiante
Metilamina	CH ₃ NH ₂	4,7	Peixe em putrefação
Dimetilamina	(CH ₃) ₂ NH	84,6	Peixe em putrefação
Trimetilamina	(CH ₃) ₃ N	0,1	Peixe em putrefação
Escatol	C ₉ H ₉ N	0,04	Fecal, nauseabundo
Ácidos gordos voláteis			
Ácido fórmico	HCOOH	45	Acre
Ácido acético	CH ₃ COOH	2500	Vinagre
Ácido propiónico	C ₂ H ₅ COOH	84	Ranço, pungente
Ácido butírico	C ₃ H ₇ COOH	0,19	Ranço, azedo
Ácido valérico	C ₄ H ₉ COOH	2,6	Desagradável
Compostos oxigenados			
Acetona	CH ₃ COCH ₃	1100	Irritante, solventes
Butanona	C ₂ H ₅ COCH ₃	737	Doce
2-pentanona	CH ₃ COCH ₂ CH ₂ CH ₃	28000	Irritante, solventes
Formaldeído	CH ₂ O	500	Irritante
Acetaldeído	CH ₃ COH	4	Pungente

A Figura A.1 apresenta vários exemplos de classificação hedónica associada à qualidade do odor.

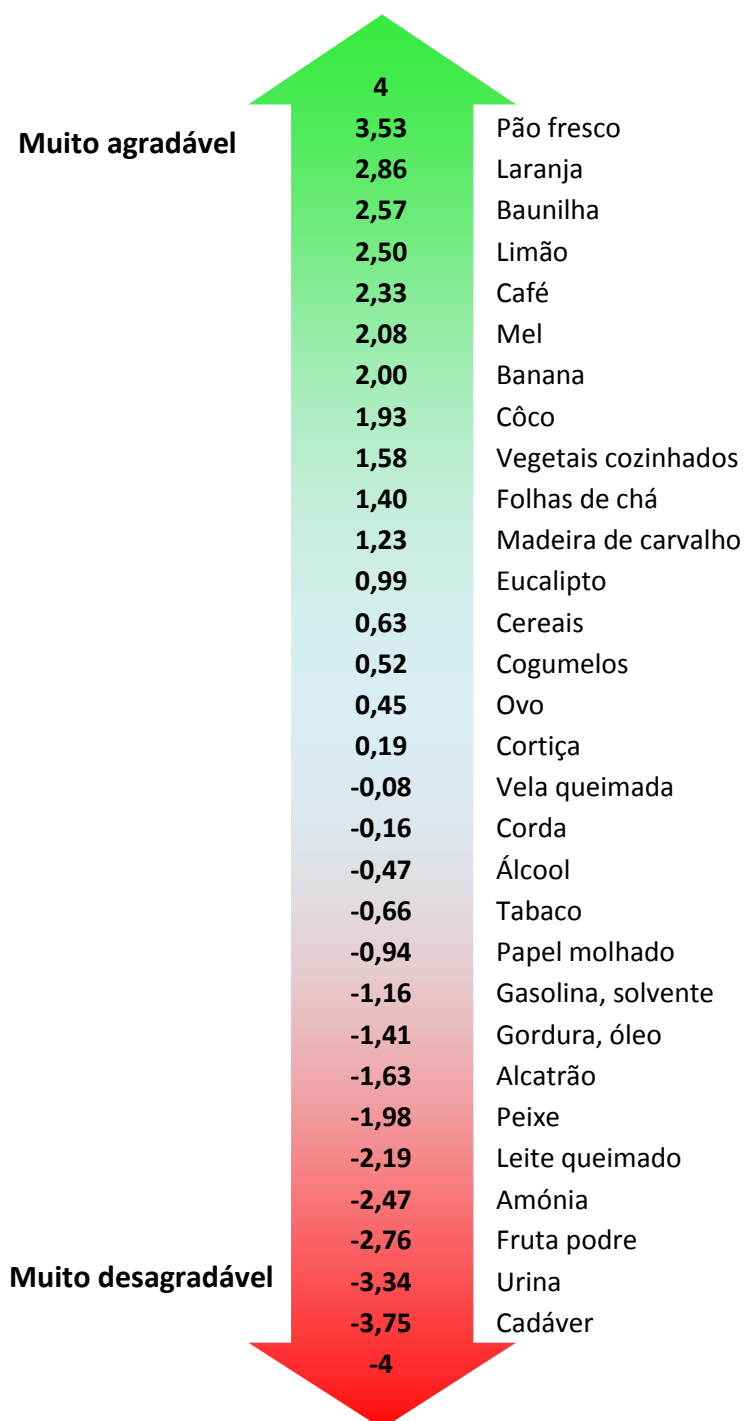


Figura A.1 – Exemplos de classificação hedónica e qualidade de odores.

A Figura A.2 apresenta o exemplo de uma roda de odores desenvolvida para aterros sanitários, e permite que a qualidade do odor seja relacionada com o odorante responsável ou com a fonte de odor.

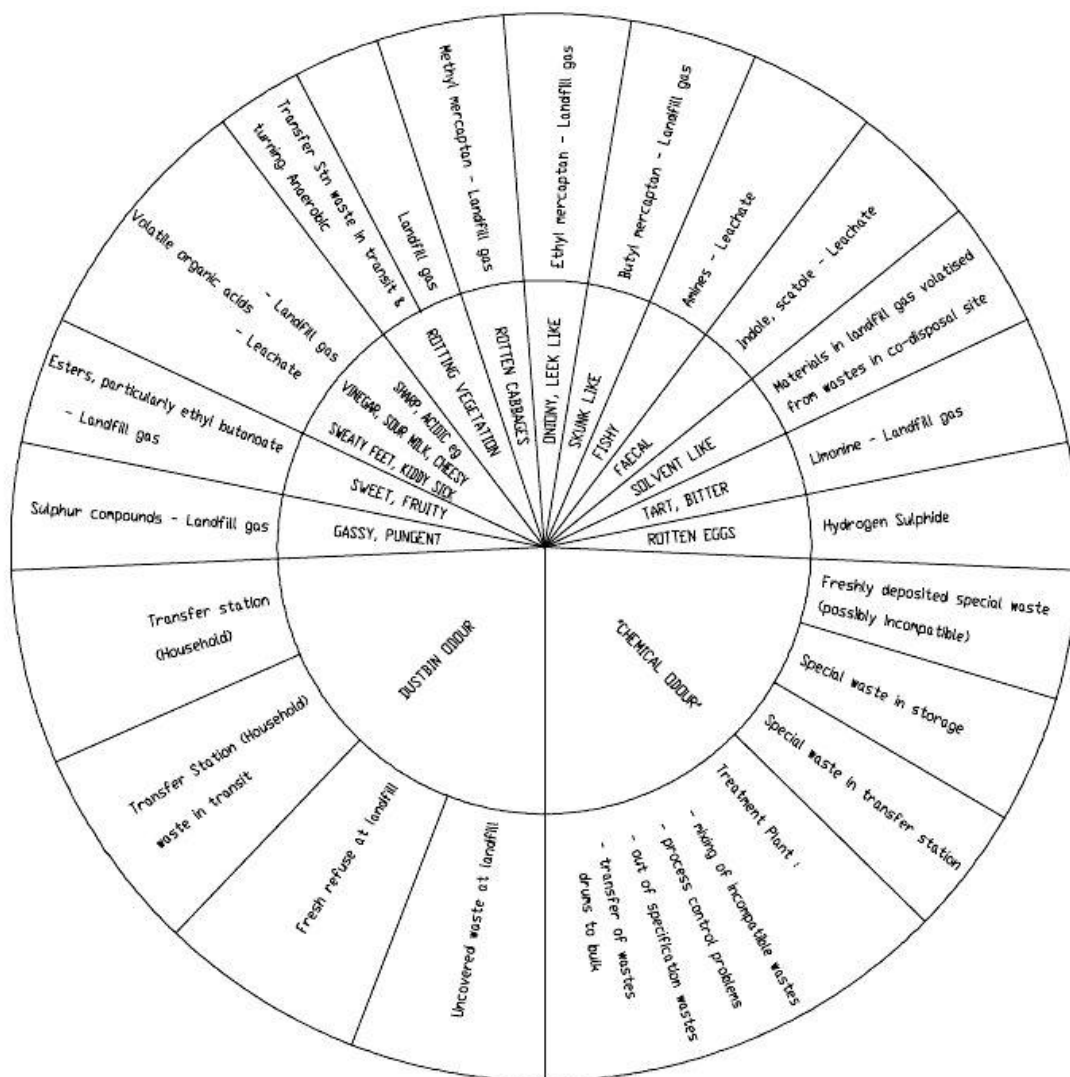


Figura A.2 – Roda de odores para aterros sanitários.
Fonte: DEFRA, 2010; EA UK, 2002c.

Anexo 2 – Sistemas de Gestão de RSU em Portugal

A figura A.3 apresenta a distribuição territorial da área de atuação de cada um dos 23 Sistemas de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (SGRU) de Portugal continental. A Tabela A.2 resume as infraestruturas detidas por cada um dos SGRU.

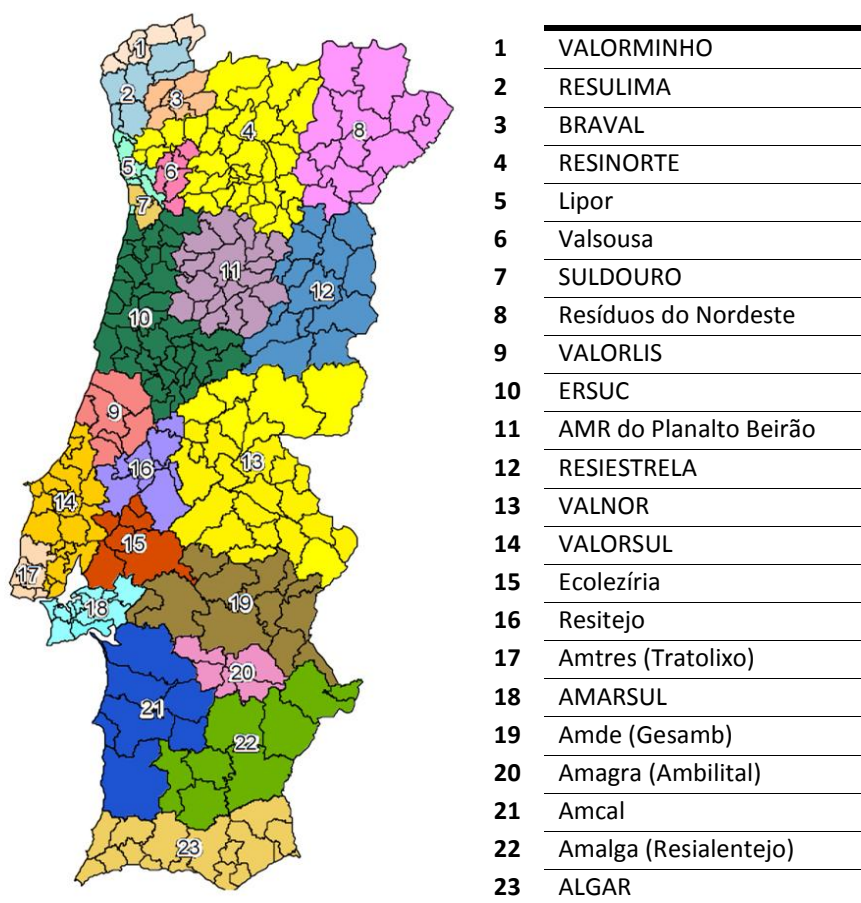


Figura A.3 – Sistemas de gestão de RSU de Portugal Continental.

Fonte: APA, 2010b.

Tabela A.2 – Infraestruturas dos SGRU de Portugal Continental.

Fonte: APA, 2010b; APA, 2010c.

SGRU	Área (Km ²)	População (hab)*	Produção (t)*	Aterros				Est. de triagem		Est. de transferência		Ecocentros		Ecopontos	Valorização orgânica			Valorização energética
				EX	PR	CO	EN	EX	PR	EX	PR	EX	PR		EX	CO	PR	
VALORMINHO	944	76 953	39 279	1	-	-	-	1	-	1	-	2	-	364	-	-	-	-
RESULIMA	1 740	332 561	140 899	1	1	-	-	1	-	1	-	2	1	912	-	-	-	-
BRAVAL	536	292 826	114 068	1	-	-	-	1	-	1	-	2	-	1 131	-	1	-	-
RESINORTE	8 077	977 965	386 889	5	1	-	1	4	-	8	-	15	-	3 282	1	-	-	-
Lipor	648	968 400	520 613	1	1	-	4	1	1	-	-	21	-	3 456	1	-	-	1
Valsousa (Ambisousa)	764	339 616	140 318	2	2	-	-	3	-	2	-	8	1	883	-	-	1	-
SULDOURO	384	467 048	207 204	1	1	-	-	1	-	-	-	4	-	1 692	-	1	-	-
Resíduos do Nordeste	6 997	145 512	62 398	1	-	-	-	-	1	4	-	14	-	594	-	-	1	-
VALORLIS	2 150	321 105	130 598	1	-	-	-	1	-	3	-	4	-	997	-	1	-	-
ERSUC	6 679	971 231	446 251	3	2	-	-	2	2	6	1	7	1	3 557	-	2	-	-
AMR do Planalto Beirão	6 629	365 214	136 756	1	-	-	-	1	-	3	-	19	-	1 414	-	1	-	-
RESIESTRELA	6 130	206 493	80 500	1	-	-	-	1	-	8	-	14	-	648	1	-	-	-
VALNOR (Castelo Branco)	4 515	95 705	37 084	1	-	-	-	-	-	2	-	7	-	286	-	-	-	-
VALNOR (Alentejo)	7 460	166 699	88 771	2	-	-	2	1	-	5	-	6	-	1 060	1	-	-	-
VALORSUL	3 378	1 546 759	878 600	2	-	-	-	2	-	6	-	8	-	5 108	1	1	-	1
Ecolezíria	2 941	126 863	65 813	1	-	-	-	-	-	2	-	4	-	366	-	-	-	-
Resitejo	2 460	215 491	96 552	1	-	-	-	1	-	3	-	9	-	1 201	-	-	1	-
Amtres (Tratolixo)	753	900 831	498 422	-	-	1	1	-	-	3	-	2	1	4 406	1	-	-	-
AMARSUL	1 520	803 727	483 815	2	-	-	-	2	-	1	-	7	-	2 368	1	1	-	-
Amde (Gesamb)	6 400	154 260	87 399	1	-	-	-	1	-	4	-	7	-	684	-	1	-	-
Amagra (Ambilital)	6 408	111 408	71 303	1	-	-	-	1	-	4	-	7	-	834	-	-	1	-
Amcal	1 740	25 880	15 983	1	-	-	-	1	-	2	-	4	-	101	-	-	-	-
Amalga (Resialentejo)	6 653	93 410	51 306	1	-	-	-	1	-	4	-	5	-	406	-	-	-	-
ALGAR	7 988	437 643	402 749	2	-	-	-	2	-	8	-	12	-	2 404	2	1	1	-
TOTAL Nacional	93 894	10 143 600	5 183 570	34	8	1	8	29	4	81	1	190	4	38 154	9	10	5	2

* Dados de população e produção referentes a 2010. EX- Exploração; PR – Previsão; CO – Construção; EN – Encerrado.

Anexo 3 – Painel de assessores e laboratório de olfatometria

A Tabela A.3 apresenta os resultados dos testes efetuados ao painel de assessores que realizaram as medições de penacho na envolvente da Suldouro. Tanto os cálculos como a apresentação de resultados seguem a metodologia proposta pela norma EN 13725:2003.

Tabela A.3 – Resultados dos testes ao painel de assessores.

Fonte: IDAD, 2010a

Concentração n-Butanol: **88,64 ppm**

Assessor A

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Jul	16-Jul	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	724	1448	1448	1448	1448	1448	1448	724	1448		
$\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$	0,061	0,122	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,122	0,061		
$\log_{10}(\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1})$	-1,213	-0,912	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-0,912	-1,213	-1,153	0,127

Assessor B

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Jul	16-Jul	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	1448	2896	1448	1448	724	1448	1448	724	1448		
$\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$	0,061	0,061	0,031	0,061	0,061	0,122	0,061	0,061	0,122	0,061		
$\log_{10}(\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1})$	-1,213	-1,213	-1,514	-1,213	-1,213	-0,912	-1,213	-1,213	-0,912	-1,213	-1,183	0,174

Assessor C

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	724	1448	2896	5793	5793	1448	1448	1448	1448		
$\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$	0,061	0,122	0,061	0,031	0,015	0,015	0,061	0,061	0,061	0,061		
$\log_{10}(\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1})$	-1,213	-0,912	-1,213	-1,514	-1,815	-1,815	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-1,334	0,348

Assessor D

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	1448	2896	2896	1448	1448	2896	5793	2896	1448		
$\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$	0,061	0,061	0,031	0,031	0,061	0,061	0,031	0,015	0,031	0,061		
$\log_{10}(\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1})$	-1,213	-1,213	-1,514	-1,514	-1,213	-1,213	-1,514	-1,815	-1,514	-1,213	-1,394	0,330

Assessor E

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	2896	1448	2896	2896	2896	2896	2896	2896	1448		
$\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$	0,061	0,031	0,061	0,031	0,031	0,031	0,031	0,031	0,031	0,061		
$\log_{10}(\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1})$	-1,213	-1,514	-1,213	-1,514	-1,514	-1,514	-1,514	-1,514	-1,514	-1,213	-1,424	0,321

Assessor F

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	1448	1448	1448	1448	724	1448	1448	2896	1448		
μmol·mol ⁻¹	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,122	0,061	0,061	0,031	0,061		
log ₁₀ (μmol·mol ⁻¹)	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-0,912	-1,213	-1,213	-1,514	-1,213	-1,213	0,156

Assessor G

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	2896	1448	2896	2896	2896	2896	724	2896	2896		
μmol·mol ⁻¹	0,061	0,031	0,061	0,031	0,031	0,031	0,031	0,122	0,031	0,031		
log ₁₀ (μmol·mol ⁻¹)	-1,213	-1,514	-1,213	-1,514	-1,514	-1,514	-1,514	-0,912	-1,514	-1,514	-1,394	0,330

Assessor H

ITE	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀	Y _{ITE}	S _{ITE}
Data	16-Set	16-Set	16-Set	16-Set	20-Set	20-Set	20-Set	23-Set	23-Set	23-Set		
Diluição	1448	1448	1448	1448	1448	1448	724	1448	724	2896		
μmol·mol ⁻¹	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,122	0,061	0,122	0,031		
log ₁₀ (μmol·mol ⁻¹)	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-1,213	-0,912	-1,213	-0,912	-1,514	-1,183	0,174

O laboratório onde os membros do painel de assessores são testados também deve cumprir determinados requisitos para que os testes sejam válidos ao abrigo da EN 13725:2003. Deste modo, e de acordo com essa mesma norma, o laboratório deve cumprir os parâmetros determinados para a precisão e repetibilidade dos resultados, devendo a periodicidade dos testes ser no mínimo anual (EN 13725:2003). A repetibilidade (r) é calculada pelas Equações A.1 e A.2, e deve cumprir o limite $r \leq 0,477$.

$$r = t \cdot \sqrt{2} \cdot s_r \quad \text{Equação A.1}$$

em que:

r – repetibilidade

t – fator estatístico T Student.

s_r – Desvio padrão

$$s_r = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_w)^2}{(n - 1)}} \quad \text{Equação A.2}$$

em que:

y_i – resultado do teste i

\bar{y}_w – Média dos dos testes

n – número de testes

A exatidão (A) deve cumprir o requisito $A \leq 0,217$ e é calculada através das Equações A.3 a A.5.

$$A = |d_w| + (A_w \cdot r) \quad \text{Equação A.3}$$

em que:

d_w – teste de exatidão - Bias

A_w – Fator estatístico para cálculo da exatidão

r – repetibilidade

$$d_w = \bar{y}_w - \mu \quad \text{Equação A.4}$$

em que:

μ – valor de referência (após conversão para \log_{10})

$$A_w = \sqrt{\frac{1}{2 \cdot n} \bar{y}_w - \mu} \quad \text{Equação A.5}$$

A Tabela A.4 apresenta os resultados dos testes efetuados no laboratório da EUROFINs Portugal, sendo possível observar que todos os requisitos foram cumpridos, pelo que os testes efetuados ao painel de assessores foram válidos.

Tabela A.4 – Exatidão e repetibilidade do laboratório de olfatométrica.

Fonte: IDAD, 2010.

Teste	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅	Y ₆	Y ₇	Y ₈	Y ₉	Y ₁₀
Data	16-Abr	16-Abr	19-Abr	19-Abr	19-Abr	19-Abr	22-Abr	22-Abr	22-Abr	22-Abr
n-butanol (ppm)	60,3	60,3	74,5	74,5	74,5	74,5	54,4	54,4	54,4	54,4
Odor (ou _E ·m ⁻³)	1100	1200	2000	2200	1500	2100	1200	720	860	760
μmol·mol ⁻¹	0,0548	0,0503	0,0373	0,0339	0,0497	0,0355	0,0453	0,0756	0,0633	0,0716
log ₁₀ (μmol·mol ⁻¹)	-1,2611	-1,2989	-1,4289	-1,4703	-1,3039	-1,4501	-1,3436	-1,1217	-1,1989	-1,1452

\bar{y}_w	-1,3023
s_r	0,1236
r	0,395
d_w	0,0956
A	0,184

Anexo 4 – Medições de penacho

Cada ponto de medição consiste no preenchimento de uma ficha semelhante à proposta no Quadro A.1. O assessor regista no quadro em cada período de 10 segundos se percecionou odor, sendo o resultado final do ponto de medição dado pela Equação A.6.

Quadro A.1 – Ficha de medição de penacho.

Assessor:	Data:
Ponto:	Hora de início:
Coordenadas:	

Registo de medições

	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	
M 1							M - Minuto
M 2							P - Período de 10 segundos
M 3							
M 4							
M 5							
M 6							
M 7							
M 8							
M 9							
M 10							

$$Frequência\ de\ odor\ (\%) = \frac{n^{\circ}\ de\ registos\ positivos}{60} \cdot 100$$

Equação A.6

Anexo 5 – Modelo LandGEM

O input e output do modelo LandGEM são apresentados nas Figuras A.4 e A.5.

INPUT REVIEW		Landfill Name or Identifier: Sermonde	
LANDFILL CHARACTERISTICS			
Landfill Open Year	1999		
Landfill Closure Year (with 80-year limit)	2014		
Actual Closure Year (without limit)	2014		
Have Model Calculate Closure Year?	Yes		
Waste Design Capacity	2.830.000	megagrams	
MODEL PARAMETERS			
Methane Generation Rate, k	0,080	year ⁻¹	
Potential Methane Generation Capacity, L ₀	102	m ³ /Mg	
NMOC Concentration	4.000	ppmv as hexane	
Methane Content	55	% by volume	
GASES / POLLUTANTS SELECTED			
Gas / Pollutant #1:	Total landfill gas		
Gas / Pollutant #2:	Methane		
WASTE ACCEPTANCE RATES			
Year	(Mg/year)	(short tons/year)	
1999	103.268	113.595	
2000	188.235	207.059	
2001	188.235	207.059	
2002	201.961	222.157	
2003	206.536	227.190	
2004	206.536	227.190	
2005	201.307	221.438	
2006	202.614	222.875	
2007	202.614	222.875	
2008	204.575	225.033	
2009	201.307	221.438	
2010	181.000	199.100	
2011	180.000	198.000	

Figura A.4 – Input de dados no modelo LandGEM.

RESULTS		Landfill Name or Identifier: Sermonde							
Closure Year (with 80-year limit) =		2014							
Methane =		55 % by volume							
Please choose a third unit of measure to represent all of the emission rates below.									
User-specified Unit: <input type="text" value="short tons/year"/>									
Year	Waste Accepted		Waste-In-Place		Total landfill gas			Methane	
	(Mg/year)	(short tons/year)	(Mg)	(short tons)	(Mg/year)	(m ³ /year)	(short tons/year)	(Mg/year)	(m ³ /year)
1999	103.268	113.595	0	0	0	0	0	0	0
2000	188.235	207.059	103.268	113.595	1.890E+03	1.474E+06	2.079E+03	5.409E+02	8.107E+05
2001	188.235	207.059	291.503	320.653	5.190E+03	4.047E+06	5.708E+03	1.485E+03	2.226E+06
2002	201.961	222.157	479.738	527.712	8.235E+03	6.423E+06	9.059E+03	2.357E+03	3.533E+06
2003	206.536	227.190	681.699	749.869	1.130E+04	8.812E+06	1.243E+04	3.233E+03	4.847E+06
2004	206.536	227.190	888.235	977.059	1.421E+04	1.108E+07	1.563E+04	4.066E+03	6.095E+06
2005	201.307	221.438	1.094.771	1.204.248	1.690E+04	1.318E+07	1.859E+04	4.836E+03	7.248E+06
2006	202.614	222.875	1.296.078	1.425.686	1.928E+04	1.504E+07	2.121E+04	5.518E+03	8.271E+06
2007	202.614	222.875	1.498.692	1.648.561	2.151E+04	1.677E+07	2.366E+04	6.155E+03	9.226E+06
2008	204.575	225.033	1.701.306	1.871.437	2.356E+04	1.838E+07	2.592E+04	6.743E+03	1.011E+07
2009	201.307	221.438	1.905.881	2.096.469	2.549E+04	1.988E+07	2.804E+04	7.296E+03	1.094E+07
2010	181.000	199.100	2.107.188	2.317.907	2.722E+04	2.123E+07	2.994E+04	7.789E+03	1.168E+07

Figura A.5 – Output de dados no modelo LandGEM.