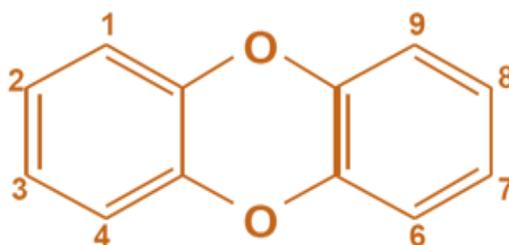


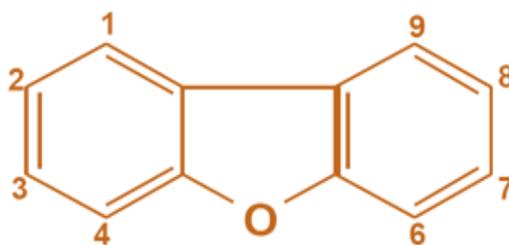


Hélder Alexandre
Relvas Paulo

Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas de Dioxinas e Furanos



Dibenzo-p-dioxina



Dibenzofurano



**Hélder Alexandre
Relvas Paulo**

**Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas de
Dioxinas e Furanos**

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 da Doutora Myriam Lopes, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Doutor Miguel Coutinho, Secretário Geral do Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD).

Dedico este trabalho à minha mãe, irmão e namorada pelo incansável apoio.

o júri

presidente

Professora Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda
professora associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professora Doutora Myriam Alexandra dos Santos Batalha Dias Nunes Lopes
professora auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professor Doutor Miguel Sala Coutinho
secretário geral do Instituto do Ambiente e Desenvolvimento

Professor Doutor Paulo Gabriel Fernandes de Pinho
professor adjunto do Departamento de Ambiente da Escola Superior de Tecnologia de Viseu

agradecimentos

Agradeço à Doutora Myriam Lopes, pela sua orientação e todo o tempo dispensado.

Ao Doutor Miguel Coutinho pela sua co-orientação, e simpatia com que sempre me recebeu.

Agradeço também à Mestre Clara Ribeiro e à Doutora Paula Gomes pela ajuda dada. Às empresas e às associações que disponibilizaram informação e que ajudaram a realizar este trabalho.

Em especial à Vânia, pelo constante incentivo e pela ajuda que deu, sem ela não seria possível entregar o trabalho neste momento.

A todos os que directa ou indirectamente tornaram este trabalho possível.

palavras-chave

Dioxinas, Furanos, Factor de Emissão, Inventário, Emissões Atmosféricas, Concentração, Congéneres, Factores Tóxicos Equivalentes (TEF), Equivalente Tóxico (TEQ).

resumo

Com o presente inventário pretende-se fornecer informação relevante sobre as quantidades de dioxinas e furanos que são libertadas em Portugal para a atmosfera, e identificar as maiores fontes emissoras. Pretende-se ainda verificar a existência de uma tendência nas emissões, para isso o inventário abrange o período 2004-2009.

A metodologia consistiu na selecção de fontes que possam ser relevantes no contexto nacional, a caracterização dessas fontes, a selecção e a aplicação de factores de emissão adequados para a estimativa das emissões. Foram tidos em conta estudos realizados em Portugal, nomeadamente os que incluíam medições de dioxinas e furanos realizadas em unidades indústrias.

O inventário abrange 19 fontes de emissão, tendo-se concluído que 9 são significativas, isto é, apresentam emissões superiores a 1 g I-TEQ/ano. A maior fonte de emissão identificada foi os incêndios florestais, com emissões entre 18 g I-TEQ/ano e 377 g I-TEQ/ano em 2008 e 2005, respectivamente.

Estimou-se uma emissão total nacional de dioxinas e furanos entre 56 e 415 g I-TEQ/ano, no período 2004-2009. Excluindo as emissões dos incêndios florestais, as emissões totais são praticamente constantes ao longo dos anos, e rondam as 38 g I-TEQ/ano.

keywords

Dioxins, Furans, Emission Factor, Inventory, Air Emissions, Concentration, Congener, Toxic Equivalent Factor (TEF), Toxic Equivalent (TEQ).

abstract

The main objective of this work is to develop an emission inventory of dioxins and furans to provide relevant information about the amounts of those compounds that are released into the atmosphere in Portugal, and identify their major sources. Additionally in order to verify the existence of a trend on the emissions, the inventory was extended to cover the period 2004-2009.

The methodology consisted on the selection of sources that may be relevant in the national context, the collection of information to characterize this sources, the selection of appropriate emission factors and their application to estimate the emissions. Several studies conducted in Portugal were considered, including the measurements of dioxins and furans performed in some industrial facilities.

The inventory covered 19 emission sources, however it was realized that only 9 were relevant, i.e. with emission amounts greater than 1 g I-TEQ/year. The largest emission source is forest fires, with emissions between 18 g I-TEQ/year and 377 g I-TEQ/year in 2008 and 2005, respectively.

The total emission of dioxins and furans in Portugal reaches between 56 and 415 g I-TEQ/year, for the period 2004-2009. Excluding the emissions from forest fires, the total emissions maintain constant over the years, and around 38 g I-TEQ/year.

Índice

Índice	i
Lista de Figuras.....	iii
Lista de Tabelas	iv
1. Introdução	1
1.1 Enquadramento.....	1
1.2 Objectivos	3
1.3 Abordagem metodológica.....	3
1.4 Organização da Dissertação.....	5
2. Dioxinas e Furanos	7
2.1 O que são.....	7
2.2 Origem/Formação	8
2.3 Toxicidade.....	12
2.4 Exposição	16
2.5 Efeitos na saúde.....	17
3. Inventários de Emissões	21
3.1 Inventários em Portugal.....	21
3.2 Outros Inventários	24
3.2.1 Europa	24
3.2.2 Estados Unidos da América	26
3.2.3 Austrália.....	27
3.2.4 Argentina	28
4. Inventário Nacional de Dioxinas e Furanos (2004-2009)	31
4.1 Produção de electricidade e calor.....	31
4.1.1 Combustão Doméstica.....	31
4.1.2 Indústrias de energia	36
4.1.3 Combustão Industrial.....	39
4.2 Produção de metais ferrosos e não ferrosos.....	41
4.2.1 Fornos de arco eléctrico.....	41
4.2.2 Metais não ferrosos - Produção Secundária	44
4.3 Tráfego.....	47

4.3.1	Tráfego rodoviário	47
4.3.2	Tráfego Ferroviário.....	50
4.4	Processos de incineração.....	52
4.4.1	Incineração RSU	52
4.4.2	Incineração RH	57
4.4.3	Cremação	61
4.5	Produção de produtos minerais.....	65
4.5.1	Produção de Cimento	65
4.5.2	Produção de tijolo e telha cerâmica.....	69
4.5.3	Produção de vidro	71
4.5.4	Produção de material asfáltico	73
4.6	Outros processos.....	75
4.6.1	Produção de pasta de papel – licores sulfúricos.....	75
4.6.2	Preservação da madeira	77
4.6.3	Incêndios Florestais.....	79
4.6.4	Consumo tabaco.....	83
4.6.5	Aterros.....	88
4.7	Potenciais fontes de emissão de pcdd/pcdf não incluídas no inventário	92
4.7.1	Processo de Sinterização.....	92
4.7.2	Recuperação de metais a partir de cabos.....	93
4.7.3	Carvão vegetal usado em churrasqueiras de jardim	93
4.7.4	Produção de Químicos.....	93
4.7.5	Fornos de cal.....	93
4.7.6	Incêndios Urbanos.....	93
5.	Síntese do Inventário.....	95
6.	Conclusões.....	107
7.	Referências	111
7.1	Bibliografia	111
7.2	Webgrafia	116
8.	Anexos	117

Lista de Figuras

Figura 2.1 - Estrutura das dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) e dos dibenzo-furanos policlorados (PCDF).	7
Figura 4.1 - Espécies florestais em Portugal Continental (Ministério da Agricultura, 2009). ..	33
Figura 5.1 - Emissões atmosféricas totais de PCDD/PCDF em Portugal entre 2004 e 2009. ..	95
Figura 5.2 - Emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais e emissões totais sem incêndios florestais.	96
Figura 5.3 - Emissões atmosféricas de PCDD/PCDF por categorias entre 2004 e 2009.	97
Figura 5.4 - Emissões de PCDD/PCDF em Portugal entre 2004 e 2009 para as grandes fontes emissoras, (excluindo os incêndios florestais).	101
Figura 5.5 - Emissões de PCDD/PCDF em Portugal entre 2004 e 2009 (pequenas fontes emissoras).	103
Figura 5.6 - Comparação do PIB per capita e das emissões de PCDD/PCDF entre Portugal, Reino Unido e Dinamarca, em 2004, excluindo a contribuição dos incêndios florestais. ..	106

Lista de Tabelas

Tabela 1.1 - Categorias e subcategorias de fontes de emissão de PCDD/PCDF.	4
Tabela 2.1 - Possível número de isómeros dentro dos grupos homólogos para dioxinas e furanos [adaptado de (Srogi, 2007)].	8
Tabela 2.2 - Alguns mecanismos de formação de PCDD/PCDF e suas fontes [adaptado de (Pereira, 2004)].	11
Tabela 2.3 - Toxicidade relativa de algumas substâncias (Grossi, 1993).	13
Tabela 2.4 - Factores tóxicos equivalentes (TEF) para PCDD/PCDF propostos pela NATO/CCMS (1988) e pela WHO (2005).	15
Tabela 3.1 – Comparação dos inventários de emissões atmosféricas de PCDD/PCDF elaborados para Portugal e Região do Porto (g I-TEQ ano ⁻¹).	23
Tabela 3.2 - Emissões atmosféricas europeias de PCDD/PCDF (g I-TEQ ano ⁻¹).	25
Tabela 3.3 - Resumo das emissões de PCDD/PCDF para o ar, água e solo em 2002, na Austrália, [adaptado de (Bawden et al., 2004)].	28
Tabela 3.4 - Resumo das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF na Argentina, em 2001 [adaptado de (Gonzalez et al., 2004)].	29
Tabela 4.1 - Novos fogos para habitação familiar, população portuguesa e estimativa do número de lareiras para Portugal Continental [INE].	32
Tabela 4.2 – Consumo doméstico de lenha, e emissão de PCDD/PCDF a partir da sua combustão em Portugal Continental.	35
Tabela 4.3 – Energia consumida nas indústrias de energia em Portugal entre 2004 e 2009 [Inventário Nacional (UNFCCC)].	37
Tabela 4.4 - Emissão de PCDD/PCDF a partir da combustão nas indústrias de energia em Portugal, entre 2004 e 2009.	39
Tabela 4.5 – Energia consumida pela indústria transformadora e construção em Portugal entre 2004 e 2009 [Inventário Nacional (UNFCCC)].	40
Tabela 4.6 - Emissão de PCDD/PCDF a partir da combustão nas indústrias transformadoras e construção.	41
Tabela 4.7 – Quantidade de aço bruto produzido em Portugal entre 2004 e 2009 [APF]. ..	42
Tabela 4.8 – Resultados de medições de PCDD/PCDF na indústria do aço [adaptado de (Coutinho et al., 2003)].	43
Tabela 4.9 - Emissão de PCDD/PCDF a partir de fornos de aço eléctricos de siderurgia em Portugal.	44
Tabela 4.10 – Produção nacional de ligas não ferrosas (10 ³ ton), entre 2004 e 2009 [APF].	45
Tabela 4.11 – Factores de emissão para a indústria de metais não ferrosos.	46

Tabela 4.12 – Emissão de PCDD/PCDF a partir da produção de metais não ferrosos em Portugal.	47
Tabela 4.13 – Consumos anuais de gasolina e diesel rodoviários em Portugal [DGEG].	48
Tabela 4.14 - Emissão de PCDD/PCDF a partir do tráfego rodoviário entre 2004 e 2009.	50
Tabela 4.15 - Quantidade de diesel consumido, e veículos ferroviários com tracção própria existentes em Portugal [Estatísticas de Transportes, INE].	51
Tabela 4.16 - Emissão de PCDD/PCDF a partir do tráfego ferroviário entre 2004 e 2009.	51
Tabela 4.17 – Quantidade de RSU, Incinerados em Portugal entre 2004 e 2009 [Lipor, Valorsul, Valor Ambiente].	54
Tabela 4.18 – Dados e emissões de PCDD/PCDF a partir da incineradora de RSU da Lipor, entre 2004 e 2009 [Relatórios de sustentabilidade da Lipor].	55
Tabela 4.19 – Dados e emissões de PCDD/PCDF a partir da incineradora de RSU da Valorsul, entre 2004 e 2009 [Relatórios de Sustentabilidade da Valorsul].	56
Tabela 4.20 – Dados de PCDD/PCDF referentes à incineradora operada pela Valor Ambiente, entre 2004 e 2009 [Valor Ambiente].	56
Tabela 4.21 - Emissão de PCDD/PCDF a partir da Incineração de RSU em Portugal.	57
Tabela 4.22 – Quantidade de RH incinerados em Portugal entre 2004 e 2009 [Such, Valor Ambiente].	60
Tabela 4.23 – Dados e emissões de PCDD/PCDF a partir da incineradora de RH, no período 2004 - 2009.	61
Tabela 4.24 – Número total de óbitos e de cremações humanas realizadas em Portugal [Inventário Nacional (UNFCCC), Indicadores Sociais, INE].	63
Tabela 4.25 – Estimativa de emissões PCDD/PCDF resultantes de cremações humanas, entre 2004 e 2009.	65
Tabela 4.26 – Produção nacional de "clinkers" e cimento de 2004 a 2009 [Estatísticas de Produção Industrial, INE].	67
Tabela 4.27 – Medições de PCDD/PCDF no efluente gasoso no forno 9 das instalações da Secil no Outão [adaptado de (Düwel et al., 2006)].	69
Tabela 4.28 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de cimento em Portugal, entre 2004 e 2009.	69
Tabela 4.29 – Produção de tijolo e telha cerâmica em Portugal [Adaptado de INE].	70
Tabela 4.30 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de tijolo e telha em Portugal entre 2004 e 2009.	71
Tabela 4.31 – Produção de vidro por tipo, excluindo a produção de vidro plano, de 2004 a 2009 [NIR - National Inventory Report 1990 -2008, APA].	72

Tabela 4.32 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de vidro em Portugal entre 2004 e 2009.	73
Tabela 4.33 – Produção de asfalto" hot mix" e consumo de asfalto emulsionado entre 2004 a 2009 [NIR - National Inventory Report 1990 - 2008, APA].	74
Tabela 4.34 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de asfalto em Portugal entre 2004 e 2009.	74
Tabela 4.35 - Dados sobre pasta de papel e produção energia em regime de cogeração [Celpa].	76
Tabela 4.36 - Produção de energia, licores sulfíticos, e estimativa de emissões de PCDD/PCDF ente 2004 e 2009.	77
Tabela 4.37 - Emissões de PCDD/PCDF resultantes da preservação da madeira em Portugal entre 2004 e 2009.	79
Tabela 4.38 - Carga combustível por distrito (Martins, 2007).	80
Tabela 4.39 - Área total ardida e biomassa queimada entre 2004 e 2009.	81
Tabela 4.40 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais em Portugal Continental entre 2004 e 2009.	82
Tabela 4.41 - Estimativa do número de fumadores e de cigarros consumidos anualmente em Portugal Continental.	84
Tabela 4.42 - PCDD/PCDF em cigarros de várias marcas, provenientes de vários países, em (pg/maço).	87
Tabela 4.43 - Emissão de PCDD/PCDF a partir do consumo de tabaco em Portugal Continental.	87
Tabela 4.44 - Quantidade de RSU depositados em aterro sanitário entre 1998 e 2009, em Portugal [Estatísticas do Ambiente, INE].	89
Tabela 4.45 – Produção de biogás nos aterros e estimativa de biogás queimado entre 2004 e 2009.	91
Tabela 4.46 - Emissão de PCDD/PCDF a partir dos aterros entre 2004 e 2009.	92
Tabela 5.1 - Emissões atmosféricas de PCCD/PCDF (em g I-TEQ ano ⁻¹) em Portugal, estimadas por diversos inventários, por ano e por fonte de emissão.	98
Tabela 5.2 - Informação referente a Portugal, Reino Unido e Dinamarca, ano de 2004.	105

Acrónimos

AC	Alterações Climáticas
CCI	Comissão Científica Independente
ACQ	Composto Quaternário de Amónio e cobre
ADN	Ácido desoxirribonucleico
AEA	Agência Europeia do Ambiente
ANGT	Associação Nacional dos Grossistas de Tabaco
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
APAT	Associação Portuguesa de Armazenistas de Tabaco
APF	Associação Portuguesa de Fundições
APICER	Associação Portuguesa da Indústria de Cerâmica
APORBET	Associação Portuguesa de Fabricantes de Misturas Betuminosas
ARNT	Aril hidrocarboneto nucleo-transferase
AhR	Aryl hydrocarbon receptor
CAC	Comissão para as Alterações Climáticas
CCA	Arsenato de Cobre e Crómio
CCAH	Comité Científico para a Alimentação Humana
CE	Comunidade Europeia
Cepla	Associação da Indústria Papeleira
CLRTAP	Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longas Distâncias
CO	Monóxido de Carbono
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
CP	Comboios de Portugal E.P.E.
CRF	Common Reporting Format
DG Environment	Environment Directorate-General
DGEG	Direcção-Geral de Energia e Geologia
DGS	Direcção Geral de Saúde
DRSP	Direcção Regional de Planeamento e Saúde Pública
EEA	Agência Europeia do Ambiente
EMEP/CORINAIR	European Monitoring and Evaluation Programme/CORe INventory AIR emissions
EPA	Environmental Protection Agency
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais

ETRS	Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos da Meia Serra
FAO	Organização para a Alimentação e Agricultura
FCT	Federal Trade Commission
FEUP	Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
GEE	Gases com Efeito de Estufa
GPL	Gás de petróleo liquefeito
HCl	Ácido clorídrico
HY	Alto Rendimento
IA	Instituto do Ambiente
IARC	Agência Internacional de Investigação do Cancro
IDAD	Instituto do Ambiente e Desenvolvimento
INE	Instituto Nacional de Estatística
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas)
IRHM	Instalação de Incineração de Resíduos Hospitalares e de Matadouros
I-TEQ	Equivalente Tóxico Internacional
JECFA	Peritos em Aditivos Alimentares
LER	Lista Europeia de Resíduos
Lipor	Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto
LPS-EP	<i>Large Point Source Energy Plants</i>
LUA	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
LY	Baixo Rendimento
MTD	Melhores Técnicas Disponíveis
MY	Rendimento Médio
NATO/CCMS	North Atlantic Treaty Organizatio/Committee on the Challenges of Modern Societ
NIR	National Inventory Report
RDF	Refused Derived Fuel
REFER	Rede Ferroviária Nacional, EPE
RH	Resíduos Hospitalares
RIB	Resíduos Indústrias Banais
RIP	Resíduos Industriais Perigosos
RSI	Resíduos Industriais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SAB	Science Advisory Board

SN	Siderurgia Nacional
SUCH	Serviço de Utilização Comum dos Hospitais
OCDD	Octaclorodibenzo-p-dioxina
OCDF	Octoclorodibenzo-p-furano
PCB	Bifenilos policlorados
PCDD	Dibenzo-p-dioxinas policloradas
PCDF	Dibenzofuranos policlorados
PCIP	Prevenção e Controlo Integrado de Poluição,
PCP	Pentaclorofenol
PERH	Plano Estratégico dos Resíduos Hospitalares
PESRH	Plano Estratégico Sectorial de Gestão dos Resíduos Hospitalares
PM	Material particulado
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PVC	Policloreto de vinilo
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-tetracloro-dibenzeno-para-dioxina
TDI	Exposição Diária Aceitável
TEF	Factores tóxicos equivalentes
TEQ	Equivalente tóxico
UA	Universidade de Aveiro
UE	União Europeia
UNEP	United Nations Environment Programme
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VEA	Valores de Emissão Associados às Melhores Técnicas Disponíveis
WHO	World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)

1. INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO

A imensidão do espaço assemelha-se à poluição atmosférica, não possui fronteiras.

As dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD - polychlorinated-p-dibenzodioxins) e os dibenzofuranos policlorados (PCDF - polychlorinated-pdibenzofurans), frequentemente chamados de dioxinas e furanos (por vezes designados apenas por dioxinas), são uma classe de compostos químicos largamente reconhecidos como sendo das substâncias químicas mais tóxicas que existem, estando associadas às actividades antropogénicas.

As dioxinas e os furanos não têm utilidade própria e são produzidos como produtos secundários indesejados de actividades e processos industriais como a fusão e reciclagem de metais, a incineração, combustão doméstica, entre outros (Meyer *et al.*, 2004, Otles and Yildiz, 2003).

Uma vez lançadas na atmosfera, as dioxinas e os furanos podem alastrar-se por grandes áreas e distâncias, transportados pelas massas de ar, com posterior deposição nos ecossistemas. Por possuírem essa capacidade de disseminação, assim como a capacidade de bioacumulação, representam um tipo de contaminante onipresente, podendo encontrar-se nos tecidos vivos, no sangue e no leite materno das populações de quase todos os países do mundo (Reis *et al.*, 2007).

Estes compostos não se dissolvem na água, mas são facilmente solúveis nos tecidos gordos animais e humanos, tendo a capacidade de se fixar neles. À medida que se sobe na cadeia alimentar (quando um animal com dioxinas e furanos no tecido corporal é ingerido por outro animal) as dioxinas e os furanos multiplicam a sua concentração. Assim, os animais no topo da cadeia alimentar (humanos, ursos polares, baleias, etc.) acumulam os níveis mais altos de dioxinas e furanos (García *et al.*, 2005, Fiedler *et al.*, 2000).

Em 1997, a Agência Internacional de Investigação do Cancro (IARC - International Agency for Research on Cancer) classificou as dioxinas mais tóxicas como carcinogénicos humanos (McGregor *et al.*, 1998).

Os seres humanos estão expostos às dioxinas e aos furanos sobretudo devido à ingestão de alimentos contaminados por estas substâncias. As populações que vivem em países

desenvolvidos estão geralmente sujeitas a maiores níveis de dioxinas e furanos, no entanto populações tão distantes como os indígenas do Ártico também começam a ser afectadas (CCAAN, 2000).

As dioxinas e os furanos representam um problema que pode ser considerado global, nesse sentido têm sido elaborados, em países um pouco por todo o mundo, inventários de emissões de dioxinas e furanos de forma a se saber quem emite, quanto emite, de forma a poder-se actuar e reduzir as emissões destes poluentes (EPA, 2006, Gonzalez *et al.*, 2004, Henriksen *et al.*, 2006, Quass *et al.*, 2000).

A estimativa mais recente sobre as emissões atmosféricas portuguesas de dioxinas e furanos foi feita aquando da realização do Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, cujo relatório final surgiu em Dezembro do ano 2000 (Quass *et al.*, 2000). Foi efectuada uma re-estimativa das emissões, tendo por base os relatórios e inventários disponibilizados pelos diversos países europeus, para o ano de 1995, uma estimativa das emissões para 2000 e uma projecção para 2005, com base nas tendências verificadas na altura.

Atendendo à importância do tema e à desactualização da informação, considerou-se oportuno e relevante realizar um inventário de emissões atmosféricas mais recente, que abrangesse um período de tempo considerável, e um largo leque de fontes emissoras para se poderem observar tendências e perceber quais as fontes mais importantes no contexto nacional. A escolha do período 2004-2009, deve-se ao facto de ser um período para o qual existe informação necessária e compatível, designadamente no que respeitam os dados do instituto nacional de estatística (INE). Por outro lado, 2009 é o último ano para o qual se consegue obter a quase totalidade da informação necessária de caracterização das fontes emissoras.

A quantificação das emissões atmosféricas nacionais de dioxinas e furanos permite por um lado a comparação com outros países, e por outro o desenvolvimento de estratégias nacionais para a mitigação das emissões, caso se revele necessário. A quantificação das emissões destes compostos para a atmosfera é ainda importante para a posterior avaliação da contaminação de outros meios, designadamente da água, solo e vegetação, do seu impacto na cadeia alimentar e finalmente na saúde humana.

1.2 OBJECTIVOS

O principal objectivo da presente dissertação é a estimativa das emissões atmosféricas de dioxinas e furanos (PCDD - polychlorinated-p-dibenzodioxins e PCDF - polychlorinated-pdibenzofurans), numa base anual e tendo por referência todo o território nacional, sempre que possível. Pretende-se identificar as principais fontes de emissão e efectuar a estimativa para diferentes anos para avaliar a existência de possíveis tendências.

1.3 ABORDAGEM METODOLÓGICA

A metodologia utilizada para elaborar o presente inventário seguiu as directrizes do “*Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases*”, também referido como UNEP Toolkit 2005 (UNEP, 2005), que incluem, para além da estimativa das emissões atmosféricas de dioxinas e furanos, as emissões para a água, solo, produtos e resíduos.

A elaboração do presente inventário seguiu as seguintes etapas:

- Pesquisa bibliográfica sobre dioxinas e furanos, sua origem e influência no ambiente.
- Pesquisa alargada de inventários de dioxinas e furanos de forma a identificar as actividades e os processos considerados fontes de emissão de dioxinas e furanos. Foram ainda tidas em conta as fontes de emissão presentes no UNEP Toolkit (2005);
- Agrupamento das fontes (ou subcategorias), em categorias, quando se considerou a existência de proximidade. Uma vez que isso facilita o tratamento dos resultados obtidos (*vide Tabela 1.1*);
- Recolha de informações detalhadas e dados estatísticos sobre cada uma das subcategorias;
- Recolha de factores de emissão aplicáveis a cada uma das subcategorias e selecção dos considerados mais adequados à realidade portuguesa;
- Quantificação das emissões das subcategorias com recurso a factores de emissão de emissão, ou a valores de medições;
- Apresentação dos resultados obtidos em forma de gráficos e tabelas, para uma leitura mais fácil.

Os dados de cada actividade ou processo (por exemplo, produção de vidro, consumo de gasolina), foram obtidos numa base nacional, a partir de fontes de informações

publicamente disponíveis, ou através de pedido directo de dados a associações e empresas.

Foram utilizados os factores de emissão para cada uma das subcategorias que se consideraram mais adequados à realidade portuguesa, dando no entanto preferência aos factores de emissão presentes no Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II (Quass *et al.*, 2000), e de seguida aos presentes no Inventário de Fontes de Dioxinas nos Estados Unidos (EPA, 2006).

O inventário permite ser actualizado, com a incorporação de novas fontes de emissão, através da utilização de um outro factor de emissão considerado mais adequado, ou ainda através da actualização de informação referente a actividades e processos. As categorias e subcategorias consideradas no inventário estão presentes na *Tabela 1.1*.

Tabela 1.1 - Categorias e subcategorias de fontes de emissão de PCDD/PCDF.

Categorias	Subcategorias
<i>Produção de electricidade e calor</i>	Combustão doméstica Indústrias de energia Combustão industrial
<i>Produção de metais ferrosos e não ferrosos</i>	Fornos arco eléctrico Metais não ferrosos - produção secundária
<i>Tráfego</i>	Tráfego rodoviário Tráfego ferroviário
<i>Processos de Incineração</i>	Incineração RSU Incineração RH Cremação
<i>Produção de produtos minerais</i>	Produção de cimento Produção de tijolo e telha Produção de vidro Produção de material asfáltico
<i>Outros processos</i>	Produção de pasta de papel Conservação da madeira Incêndios florestais Consumo tabaco Aterros sanitários

1.4 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

No Capítulo 2, apresenta-se um enquadramento sobre o que são dioxinas e furanos, qual a sua origem e formação, a sua toxicidade, níveis de exposição e efeitos na saúde, destacando-se assim a sua importância.

Uma vez que existem alguns estudos e inventários elaborados para Portugal, essa informação é apresentada no Capítulo 3, sendo ainda apresentados os resultados de inventários de dioxinas feitos noutros países.

O Capítulo 4, elenca as fontes de dioxinas e furanos que foram consideradas no presente inventário, agrupadas em categorias e subcategorias, e dentro de cada subcategoria apresenta a informação disponível sobre cada fonte, bem como os factores emissão utilizados e a estimativa das emissões. Este capítulo inclui ainda uma referência a outras possíveis fontes de emissão de PCDD/PCDF que não foram consideradas no presente inventário, devido à inexistência de informação suficiente para a quantificação das emissões.

O Capítulo 5, faz uma síntese e análise das emissões estimadas no capítulo anterior, procurando dar resposta aos objectivos definidos. Faz ainda uma comparação das emissões nacionais indexadas à área e à população, para se poder comparar com inventários de outros países europeus.

As principais conclusões deste trabalho e linhas de orientação para trabalho futuro são apresentadas no Capítulo 6.

2. DIOXINAS E FURANOS

2.1 O QUE SÃO

As dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD - polychlorinated-p-dibenzodioxins) e os dibenzofuranos policlorados (PCDF - polychlorinated-pdibenzofurans), comumente chamados de dioxinas e furanos, são duas classes de compostos aromáticos tricíclicos, de função éter, com estrutura quase planar e que possuem propriedades físicas e químicas semelhantes. Os átomos de cloro ligam-se aos anéis benzênicos, possibilitando a formação de um grande número de congêneres: 75 para as dioxinas e 135 para os furanos, totalizando 210 compostos, cujas fórmulas estruturais genéricas são mostradas na Figura 2.1 (Meyer et al., 2004).

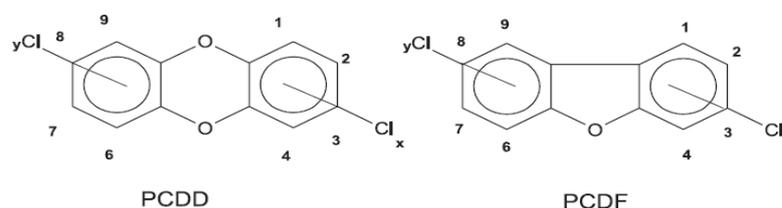


Figura 2.1 - Estrutura das dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) e dos dibenzo-furanos policlorados (PCDF).

Os isómeros com substituições de cloro na posição 2,3,7 e 8 são de interesse especial devido à sua toxicidade, estabilidade e persistência. Os PCDD e os PCDF 2,3,7,8-substituídos são encontrados em pequenas quantidades no ambiente. As seguintes definições são importantes para entender os diversos compostos químicos dentro da família das dioxinas e furanos (Assunção and Pesquero, 1999):

Congêneres - denominação de um dado composto pertencente a uma determinada classe de substância química. Pelo que qualquer composto com 1 a 8 átomos de cloro, pertencente à classe das dioxinas ou dos furanos, corresponde a um congêneres.

Homólogos - denominação dos compostos com o mesmo número de átomos de cloro e pertencentes à mesma classe de substâncias. Há 8 grupos de homólogos das dioxinas policloradas e 8 para os furanos policlorados.

Isómeros - são compostos diferentes com mesma fórmula molecular (moléculas dentro do mesmo grupo homólogo, com diferentes localizações dos átomos de cloro).

A Tabela 2.1 mostra a existência de 75 congêneres das dioxinas e 135 dos furanos.

Tabela 2.1 - Possível número de isômeros dentro dos grupos homólogos para dioxinas e furanos [adaptado de (Srogi, 2007)].

Número de átomos de cloro = Homólogos	Possível número de isômeros			
	Dibenzo-p dioxinas policloradas (PCDD)	Acrônimo	Dibenzo-furanos policlorados (PCDF)	Acrônimo
1	2	Cl ₁ DD	4	Cl ₁ DF
2	10	Cl ₂ DD	16	Cl ₂ DF
3	14	Cl ₃ DD	28	Cl ₃ DF
4	22	Cl ₄ DD	38	Cl ₄ DF
5	14	Cl ₅ DD	28	Cl ₅ DF
6	10	Cl ₆ DD	16	Cl ₆ DF
7	2	Cl ₇ DD	4	Cl ₇ DF
8	1	Cl ₈ DD	1	Cl ₈ DF
<i>Congêneres</i>	75		135	

2.2 ORIGEM/FORMAÇÃO

Pensa-se que apesar de esses compostos poderem surgir de forma natural no ambiente, devido a incêndios florestais e erupções vulcânicas, o grande aumento das suas concentrações verificou-se na era industrial, sobretudo nos finais do século XIX e início do século XX. São formados como subprodutos não intencionais de vários processos, que envolvem o cloro ou substâncias e/ou materiais que o contenham, como a produção de diversos produtos químicos, em especial os pesticidas, o branqueamento de papel e celulose, a produção de cimento, entre outros (McMichael, 1999, Lavric *et al.*, 2004).

As principais fontes de contaminação do ambiente com dioxinas e furanos foram associados em cinco grandes grupos pela Environmental Protection Agency (EPA) (USEPA, 2003):

- **Combustão** - Os PCDD/PCDF são formados na sua grande maioria devido a processos de combustão, onde se incluem a incineração de resíduos sólidos urbanos, de lamas, resíduos hospitalares e resíduos industriais perigosos, a queima de vários combustíveis (como carvão, madeira e derivados do petróleo), e outras fontes que envolvam altas temperaturas, como fornos de cimenteiras e cerâmicas e combustões em fogos florestais e urbanos;
- **Fundição de metais e refinarias** - A formação ocorre durante as operações primárias ou secundárias de produção de metais, incluindo a fundição de ferro

em forno de aço eléctrico, a reciclagem de sucata ferrosa ou não ferrosa, e ainda nas *flares* das refinarias;

- **Indústria química** - Os PCDD/PCDF podem ser formados como subprodutos da produção de pasta do papel, de fenóis clorados (como o pentaclorofenol), bifenilos policlorados (PCBs), herbicidas fenólicos e compostos alifáticos clorados;
- **Processos biológicos e fotoquímicos** - Estudos recentes sugerem que os PCDD/PCDF podem ser formados, sob certas condições ambientais, como a compostagem, pela acção de microrganismos sobre compostos fenólicos clorados. Também está relatada a formação durante a fotólise de compostos fenólicos altamente clorados;
- **Reservatórios ou depósitos** - São materiais ou locais que contêm PCDD/PCDF que já haviam sido formados há algum tempo atrás. Podem ser exemplos de reservatórios: o solo, os sedimentos, a água, e alguns materiais de origem antropogénica. Os reservatórios tornam-se fontes a partir do momento em que começam a efectuar libertações de PCDD/PCDF para o ambiente.

A sequência de reacções químicas que levam à formação dos PCDD/PCDF ainda não é bem entendida ou conhecida, no entanto os mecanismos de formação podem-se dividir em duas grandes categorias: formação em processos térmicos, e formação em processos químicos/industriais.

Nos processos térmicos podem-se considerar quatro grandes vias de formação de PCDD/PCDF que não podem ser vistas isoladamente, uma vez que num mesmo processo de combustão podem ocorrer todas (McKay, 2002, Reis, 2009, Stanmore, 2004):

- **PCDD/PCDF podem já estar presentes**

Os PCDD/PCDF podem já estar presentes, (por exemplo no resíduo a incinerar ou no tabaco) em pequeníssimas quantidades, e passam através do incinerador ou cigarro sem transformação ou com pouca transformação. Esta via é considerada a menos provável, e tem sido descartada nos casos em que a temperatura da câmara de combustão (no caso das incineradoras) é alta o suficiente para destruir os PCDD/PCDF, como ocorre na incineração de resíduos sólidos em que a temperatura em geral está próxima ou acima de 900°C e o tempo de residência é alto (1 a 2 segundos).

- **Formação homogénea em fase gasosa, a partir de precursores**

Os PCDD/PCDF formam-se por ruptura térmica a altas temperaturas (entre os 500 e os 800°C) e reordenação dos compostos precursores (hidrocarbonetos aromáticos

clorados). A reacção geral seria descrita como uma interacção entre os compostos aromáticos com estruturas fenólicas (fenol, fenóis clorados) e espécies químicas que possam actuar como dadores de cloro (Policloreto de Vinilo (PVC), HCl). Os clorofenóis e os clorobenzenos são considerados os precursores ideais para estas reacções. Não é considerada por alguns autores uma via predominante.

- **Formação catalítica através de precursores**

Os PCDD/PCDF formam-se por ruptura térmica e reordenação dos compostos precursores aromáticos absorvidos sobre a partícula catalítica depositada nas cinzas voláteis e/ou nas superfícies metálicas, a temperaturas entre os 200 e 400 °C. A presença de CuCl_2 nas cinzas favorece consideravelmente esta reacção.

- **A síntese “de novo”**

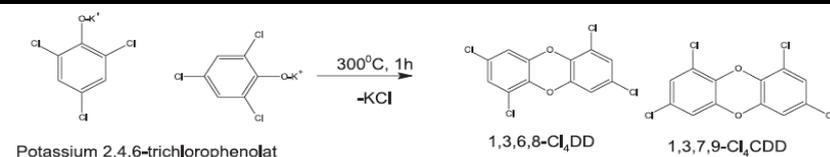
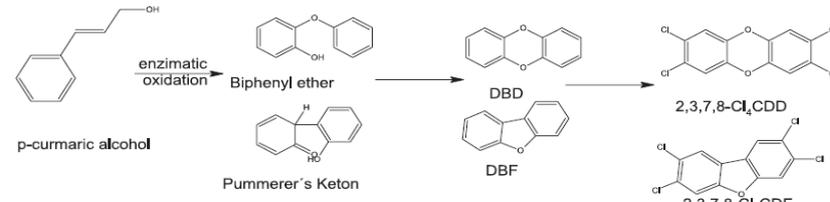
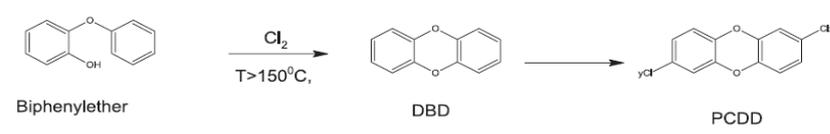
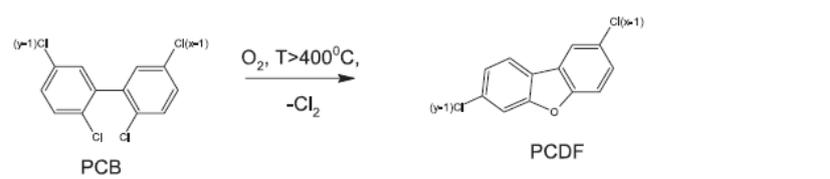
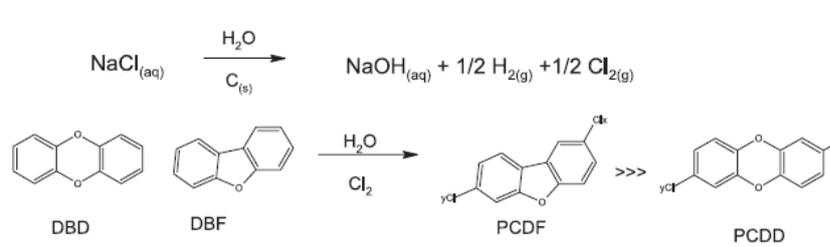
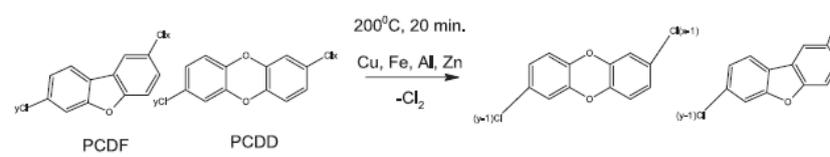
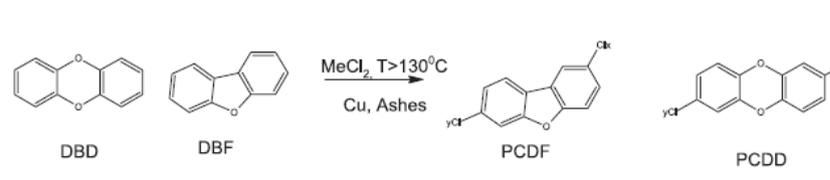
Definida como a reacção de decomposição de uma matriz carbónica residual nas cinzas ou fuligem, e ocorre quando o cloro inorgânico ou compostos organoclorados reagem com o carbono orgânico. As etapas deste mecanismo de geração das PCDD/PCDF são a produção catalítica em superfície metálica de Cl_2 através de HCl e O_2 , seguida da cloração dos anéis aromáticos por reacções de substituição do Cl_2 e finalmente a formação de estruturas de anéis duplos, também por reacções catalíticas metálicas.

Destas quatro vias de formação as que contribuem em maior escala para a produção de PCDD/PCDF são a síntese de novo e a formação catalítica através de precursores. Por outro lado a destruição destes compostos inclui a fotólise na alta atmosfera, a descoloração catalítica e a incineração acima de 900 °C. (Meyer et al., 2004, Australia, 1999).

A formação de PCDD/PCDF em processos químicos industriais/processos industriais, é muito complexa, mas sabe-se por exemplo que ocorre nos fornos de produção de cimento, na produção de produtos cerâmicos e no processo de branqueamento de papel, entre outros.

A Tabela 2.2 resume alguns mecanismos de formação de PCDD/PCDF a partir de precursores em processos industriais.

Tabela 2.2 - Alguns mecanismos de formação de PCDD/PCDF e suas fontes [adaptado de (Pereira, 2004)].

Fontes	Precursor	Mecanismo de formação
Insecticidas, fungicidas, conservantes, óleos industriais	Clorofenóis	 <p>Potassium 2,4,6-trichlorophenolat</p> <p>1,3,6,8-Cl₄DD 1,3,7,9-Cl₄CDD</p>
Tratamento de águas	Ácido húmico	 <p>p-curmaric alcohol</p> <p>Biphenyl ether</p> <p>Pummerer's Keton</p> <p>DBD</p> <p>DBF</p> <p>2,3,7,8-Cl₄CDD</p> <p>2,3,7,8-Cl₄CDF</p>
Herbicidas	Éteres bifenil	 <p>Biphenylether</p> <p>DBD</p> <p>PCDD</p>
Formulações técnicas	Polichlorobifenilos (PCB)	 <p>PCB</p> <p>PCDF</p>
Eléctrodos de carbono	Produção de H ₂	 <p>NaCl_(aq) $\xrightarrow[C(s)]{H_2O}$ NaOH_(aq) + 1/2 H_{2(g)} + 1/2 Cl_{2(g)}</p> <p>DBD</p> <p>DBF</p> <p>PCDF</p> <p>PCDD</p>
Subprodutos inevitáveis de processos industriais	Dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos altamente clorados.	 <p>PCDF</p> <p>PCDD</p> <p>200°C, 20 min.</p> <p>Cu, Fe, Al, Zn</p> <p>PCDF</p> <p>PCDD</p>
Subprodutos inevitáveis de processos industriais	Dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos não nonoclorados	 <p>DBD</p> <p>DBF</p> <p>MeCl₂, T > 130°C</p> <p>Cu, Ashes</p> <p>PCDF</p> <p>PCDD</p>

Sabe-se que nos processos térmicos, e em particular nos processos de incineração, a formação máxima de PCDD/PCDF parece ocorrer entre os 300°C e os 325°C, durante o

arrefecimento dos gases, então o arrefecimento deve ser efectuado o mais rapidamente possível de modo a que as reacções que conduzem à formação de PCDD/PCDF não tenham tempo de ocorrer. Mas a formação de PCDD/PCDF não está apenas dependente da temperatura, mas também de factores como a morfologia do carbono existente nas cinzas volantes, a existência de iões catalisadores (Fe^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}), e da concentração de oxigénio (Meyer *et al.*, 2004, Pereira, 2004).

Os processos de incineração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e de resíduos hospitalares (RH) estão identificados como uma das actividades que libertam maiores quantidades de dioxinas, devido ao facto de existirem grandes quantidades de plástico PVC (policlorovinilos) nos resíduos, que são a maior fonte de cloro. No entanto a utilização de sistemas de controlo de efluentes gasosos mais eficientes tem vindo a reduzir muito significativamente as emissões de PCDD/PCDF (Ottles and Yildiz, 2003).

Como já foi referido anteriormente a indústria química também é responsável por emissão de PCDD/PCDF, apesar de muitos produtos e substâncias químicas terem sido proibidos e se terem deixado de produzir. Os fenóis clorados e os PCBs, deixaram de ser produzidos por volta dos anos 70 na Europa e nos EUA, no entanto a produção continuou noutros pontos do globo até cerca dos anos 90, e continua a ser permitida para casos especiais e utilizações limitadas, podendo continuar a ser uma fonte de emissão de PCDD/PCDF para o ambiente (USEPA, 2003).

Em síntese, os PCDD/PCDF são subprodutos indesejáveis, formados durante os processos de combustão, pelo que podem surgir a partir da combustão de cigarros, combustíveis fósseis, biomassa (contaminada com químicos ou limpa), durante processos de cremação (humanas e animais) e incineração, entre outros. Podem ainda surgir devido a processos químicos/industriais, como o branqueamento do papel, fundição e reciclagem de metais, produção de cimento, entre outros.

2.3 TOXICIDADE

A toxicidade indica quão nociva é uma substância quando penetra no organismo, por ingestão, inalação, ou absorção cutânea. Apenas 17 dos 210 congéneres de PCDD/PCDF existentes, se destacam do ponto de vista toxicológico, são os que possuem substituições de cloro nas posições 2,3,7 e 8. A toxicidade aguda mais elevada verifica-se para a 2,3,7,8 - tetracloro-dibenzeno-para-dioxina (2,3,7,8 - TCDD), apresenta como dose letal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a qual é somente ultrapassada por algumas toxinas de origem natural, como mostra a *Tabela 2.3* (Grossi, 1993).

Tabela 2.3 - Toxicidade relativa de algumas substâncias (Grossi, 1993).

Substância	Massa molecular	Dose letal ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
Botulinustoxina A	900 000	0,00003
Tetanustoxina	150 000	0,0001
Ricina	66 000	0,02
Crotoxina	30 000	0,2
Difteriotoxina	72 000	0,3
2,3,7,8-TCDD	320	1
Tetradoxina	319	10
Aflatoxina B1	312	10
Curanina	696	500
Estriquinina	334	500
Nicotina	162	1000
Cianeto de Sódio	49	10 000
Fenobarbital	232	100 000

A 2,3,7,8 - TCDD está classificada como um agente carcinogénico humano, com base em estudos a seres humanos e animais, devido ao facto de esses estudos sugerirem que não existe um limite de segurança, uma vez que é possível induzir cancro em animais de laboratório, mesmo com doses muito pequenas. As restantes dioxinas são classificadas como potenciais carcinogéneos humanos (McGregor *et al.*, 1998, USEPA, 2003).

Tem-se vindo a verificar que as diferentes espécies animais apresentam sensibilidades diferentes às dioxinas e furanos. Experiências laboratoriais com animais têm demonstrado que a dioxina 2,3,7,8 - TCDD é cancerígena em vários locais do organismo e em ambos os sexos, verificando-se no entanto pequenas diferenças quando se altera a espécie estudada. O Homem apresenta, em termos comparativos, uma sensibilidade intermédia no espectro dos efeitos verificados na sequência de exposições a PCDD/PCDF (USEPA, 2003).

Para além do potencial carcinogénico, estão atribuídos aos PCDD/PCDF muitos outros efeitos adversos para a saúde humana e animal, nomeadamente ao nível do desenvolvimento fetal, percentil de crescimento e ainda alterações no sistema endócrino (McGregor *et al.*, 1998)

Os PCDD/PCDF são eficientemente absorvidos no tracto gastrointestinal e acumulam-se no organismo nos tecidos lipídicos, aumentando significativamente o risco com o prolongamento da exposição, ou seja, com a idade. A ingestão de alimentos

contaminados é um factor muito preocupante, uma vez que o ser humano ocupa o topo da cadeia alimentar (Hays and Aylward, 2003, Huwe, 2002).

Como cada congénere dos PCDD/PCDF apresenta uma toxicidade diferente, para facilitar a avaliação dos riscos e controlo regulamentar, introduziu-se o conceito de factores de equivalência de toxicidade ou factores tóxicos equivalentes (TEF). Os valores TEF são valores teóricos e baseadas nos conhecimentos actuais, pelo que serão revistos à medida que novos dados sejam conhecidos. Os TEF comparam a toxicidade de cada congénere relativamente ao congénere de maior toxicidade o 2,3,7,8 - TCDD, que tem atribuído um TEF de 1. É assumido que os efeitos tóxicos não são sinérgicos ou antagónicos, mas aditivos (EC, 2001, Fiedler *et al.*, 2000).

A toxicidade global de uma amostra é estimada pelo somatório da multiplicação da concentração ou massa de cada congénere pelo correspondente valor TEF, obtendo-se uma concentração ou massa expressa em termos de uma única forma quantificável o equivalente tóxico (TEQ), por exemplo: 10 gramas x 0,1 TEF = 1 grama TEQ. Esta conversão é baseada na assumpção de que todos os congéneres de PCDD/PCDF apresentam o mesmo efeito qualitativo, porque se ligam ao mesmo receptor de PCDD/PCDF nas células, mas com intensidades diferentes.

Existem critérios para a inclusão de um composto no sistema TEF. Estes incluem a necessidade do composto se ligar ao receptor Ah das células e provocar reacções bioquímicas e tóxicas, apresentar uma relação estrutural com os PCDD/PCDF, ser persistente e acumular-se na cadeia alimentar (Ahlborg *et al.*, 1994).

A nível internacional, os valores TEF mais utilizados são os que foram propostos pela NATO/CCMS em 1988 e os propostos pela Organização Mundial de Saúde (WHO), estes últimos foram revistos em 1998 e em 2005. De acordo com a origem do TEF utilizado, os valores TEQ são expressos respectivamente em I-TEQ ou WHO-TEQ (Fiedler *et al.*, 2000, Huwe, 2002, Reis, 2009).

Na revisão de 1998 a WHO estabeleceu modelos TEF mais recomendáveis para utilização com mamíferos e humanos e separadamente desenvolveu modelos para aves e para peixes, por não ser possível a sincronização dos valores TEF entre os mamíferos, aves e peixes, e por haver indicações claras de diferença de magnitude nos valores TEF para alguns compostos nestas três classes. Na revisão de 2005 foram reavaliados apenas os valores TEF para humanos e mamíferos. Os TEF dos mamíferos e humanos são baseados em dose administrada, enquanto os TEF dos peixes e das aves são baseados em análise

de resíduos (concentração nos tecidos e dose administrada em estudos de injeção em ovos) (Ahlborg *et al.*, 1994, Cardo, 2008, Van den Berg *et al.*, 1998).

A Tabela 2.4 apresenta os TEF propostos para cada congénere, por parte da NATO/CCMS e da WHO, os valores apresentados dizem respeito às revisões mais recentes.

Tabela 2.4 - Factores tóxicos equivalentes (TEF) para PCDD/PCDF propostos pela NATO/CCMS (1988) e pela WHO (2005).

Compostos	I-TEFs (NATO/CCMS)	WHO-TEFs
		Humanos/Mamíferos
<i>PCDD</i>		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01
OCDD	0,001	0,0003
<i>PCDF</i>		
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,03
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8- HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9- HxCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8- HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01
OCDF	0,001	0,0003

Apesar de existirem algumas dúvidas e incertezas que podem comprometer o conceito TEF, quando utilizado para fins de análise de risco, como por exemplo as interações não aditivas, as diferenças na forma da curva dose-resposta e as diferentes respostas das espécies à exposição, a utilização dos valores TEQ de acordo com o modelo TEF continua a ser considerado o mais adequado e o mais praticável para a análise de risco de PCDD/PCDF e compostos com propriedades semelhantes (Ahlborg *et al.*, 1994, Cardo, 2008, Van den Berg *et al.*, 1998).

2.4 EXPOSIÇÃO

No dia-a-dia o ser humano está exposto a PCDD/PCDF, já que quando respira está a inalar quantidades de PCDD/PCDF que podem ser mais ou menos elevadas dependendo do local onde se encontra. Além disso também se encontra exposto por via alimentar. Em 1990, a WHO estimou que mais de 90% da exposição humana aos PCDD/PCDF ocorre através da dieta alimentar, e principalmente dos géneros alimentícios de origem animal.

A deposição atmosférica de PCDD/PCDF nas pastagens onde se alimentam os animais herbívoros, faz com que estes animais acumulem PCDD/PCDF que depois são transferidos ao longo da cadeia alimentar. Os alimentos de origem animal que se encontram disponíveis para consumo humano podem ser responsáveis pela ingestão diária de aproximadamente 2 pg TEQ/kg peso vivo/dia. Os alimentos que apresentam na sua constituição, baixos teores lipídicos têm menor importância em termos de ingestão diária, já que apresentam menor teor de PCDD/PCDF (Fiedler *et al.*, 2000).

Em Portugal, no âmbito do Programa de Monitorização Externa da LIPOR II, foram efectuadas pelo Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD) uma série de amostragens em diversos locais do país, tendo sido recolhidas amostras de ovos de galinha e leite de vaca de explorações agrícolas de várias tipologias. Foi tido em conta a proximidade a áreas urbanas e rurais e as práticas de alimentação animal.

Os valores máximos e de acção são definidos, respectivamente, pelo Regulamento (CE) Nº 466/2001 da Comissão de 8 de Março de 2001 e Recomendação da Comissão de 6 de Fevereiro de 2006. Para ovos de galinha e para o leite de vaca os níveis máximos (3 ng WHO-TEQ/kg) e de acção (2 ng WHO-TEQ/kg) são os mesmos. Os resultados mostraram que os ovos provenientes de explorações agro-industriais possuíam muito menos PCDD/PCDF, que os ovos de outras explorações menos intensivas ou ao ar livre, nas quais 14 de 16 amostras possuíam valores superiores ao nível de acção e 9 de 16 apresentavam mesmo valores superiores ao nível máximo. Não foi encontrado um padrão de distribuição, uma vez que foram detectados valores elevados e baixos em explorações próximas, também não foi possível avaliar a influência do regime alimentar (Coutinho *et al.*, 2004, IDAD, 2003b).

Um estudo realizado em Portugal ao sangue de 138 adultos residentes nas proximidades das incineradoras de resíduos urbanos de Lisboa e Madeira, concluiu que a exposição da população não podia ser relacionada apenas com as incineradoras. Verificou-se também que a população de Lisboa apresentava níveis de PCDD/PCDF médios no

sangue superiores aos da população da Madeira (15,4 e 9,6 pg WHO-TEQ/g gordura, respectivamente). A explicação dada pelos autores do estudo é que provavelmente a diferença se deva à existência de uma maior poluição atmosférica na cidade de Lisboa, e não a diferenças nos hábitos alimentares (Reis *et al.*, 2007).

O Comité Científico para a Alimentação Humana (CCAH) da UE adoptou, em 30 de Maio de 2001, um parecer sobre a avaliação dos riscos de dioxinas e PCBs sob a forma de dioxinas na alimentação humana. Foi estabelecida uma Exposição Semanal Aceitável (TWI) para dioxinas e PCB sob a forma de dioxinas de 14 pg WHO-TEQ/kg de peso corporal, o que corresponde a uma Exposição Diária Aceitável (TDI) de 2 pg (WHO-TEQ) / kg. Dia⁻¹ (EC, 2001).

Esta TDI está em consonância com a dose mensal tolerável de 70 pg WHO-TEQ/kg.mês⁻¹ estabelecida pelo Comité Misto FAO-WHO de Peritos em Aditivos Alimentares (JECFA) na sua quinquagésima sétima reunião (Roma, 5 a 14 de Junho de 2001). Dados recentes e representativos da dose diária indicam que as doses diárias médias de PCDD/PCDF e PCBs sob a forma de dioxinas na UE se situam entre 1 e 3 pg WHO-TEQ/ kg/dia, o que significa que uma parte considerável da população europeia continuará a exceder a TWI e/ou a TDI (EC, 2001).

2.5 EFEITOS NA SAÚDE

Os testes *in vitro* (*i.e.* cultura de células), a experimentação animal e os estudos epidemiológicos, são as principais fontes de informação sobre o efeito de PCDD/PCDF na saúde. Os dados disponíveis indicam que existe uma boa correlação entre os efeitos de PCDD/PCDF nos animais de laboratório e os descritos em estudos epidemiológicos efectuados em humanos (Grassman *et al.*, 1998, Cardo, 2008).

Apesar do mecanismo de acção, após entrada de PCDD/PCDF no organismo não ser completamente compreendido, sabe-se que os PCDD/PCDF podem produzir alterações na regulação de vários genes (expressão e/ou repressão) alterando a função celular. Desta forma interferem com o normal funcionamento dos órgãos produtores de hormonas e dos mensageiros químicos que interferem no crescimento e na regulação geral do organismo, nomeadamente nos mecanismos de desintoxicação (WHO, 1998).

Sabe-se que o ligando (por exemplo, 2,3,7,8 - TCDF) entra na célula por difusão passiva através da membrana celular e liga-se ao aryl hydrocarbon receptor (AhR). A afinidade da ligação depende tanto das características do hospedeiro como das propriedades do

ligando. Após a ligação do ligando no citosol celular ao AhR, o complexo 2,3,7,8 - TCDF – AhR sofre uma transformação ou activação e move-se para o núcleo onde interage com a proteína Aril hidrocarboneto nucleo-transferase (ARNT) para formar, por fosforilação, um complexo heterodímero ligado a cadeias específicas do ADN, podendo activar a expressão ou repressão de vários genes (Grassman et al., 1998, García et al., 2005).

Segundo a EPA, e de acordo com os dados científicos disponíveis, a interacção de PCDD/PCDF com o receptor AhR é imprescindível para que ocorra expressão de um efeito adverso, estando as diferentes respostas dos organismos da mesma espécie e de espécies diferentes relacionadas com essa ligação ao receptor AhR. Por exemplo, esta ligação ao receptor AhR pode explicar o facto de a dose letal de 2,3,7,8 - TCDD ser 5000 vezes menor para o cobaio (rato chinês) que para o hamster, a espécie menos sensível que se conhece (Fiedler et al., 2000, Heuvel and Lucier, 1993, Registry, 1998).

A via oral constitui a principal via de entrada PCDD/PCDF no organismo, no entanto apesar de muito lenta, a absorção dérmica pode atingir entre 10% e 40%, tendendo a quantidade absoluta a aumentar e a percentagem de absorção a diminuir com o aumento da dose. A exposição dos fetos por via transplacentária a PCDD/PCDF e compostos semelhantes, presentes no sangue materno, e a exposição no período pós-natal, através da ingestão do leite materno, é muito preocupante, e por essa razão foram e estão a ser elaborados estudos para perceber a magnitude do problema (Muller, 2002, Cardo, 2008).

Após a absorção gastrointestinal e entrada dos PCDD/PCDF na circulação sanguínea, estes são inicialmente encontrados nos tecidos bem irrigados, mas em poucas horas, as concentrações mais altas são encontradas no fígado e no tecido adiposo. O tempo de semi-vida para a eliminação dos vários tecidos pode ir de horas a semanas em roedores. Mas num estudo com macacos Rhesus o tempo de semi-vida para a eliminação do tecido adiposo foi de cerca de um ano e em humanos a eliminação do tecido adiposo e/ou sangue é de vários anos (Cardo, 2008, Muller, 2002).

Os estudos baseados em ensaios laboratoriais com animais são relevantes para avaliar e prever a resposta humana, devido aos seguintes motivos (Cardo, 2008, Grassman et al., 1998):

- As respostas imunológicas, de desenvolvimento, de reprodução, bem como as respostas carcinogénicas a PCDD/PCDF observadas em seres humanos também ocorrem em espécimes animais;

- A preponderância dos efeitos bioquímicos induzidos por PCDD/PCDF, tanto em animais como em seres humanos, são mediados pelo receptor AhR;
- Os esquemas de dosagem em animais podem ser variados para que se possa examinar a margem de exposições encontrada nas populações humanas;
- As quantificações das doses baseadas na dose interna (dose nos tecidos e carga corporal) podem ser usadas para comparar respostas entre as espécies, uma vez que estes parâmetros consideram as diferenças entre as espécies quanto às taxas de depuração;
- As respostas bioquímicas a PCDD/PCDF em animais mostram similaridade quantitativa e qualitativa àquelas observadas em seres humanas.

Uma exposição ocasional a concentrações altas de PCDD/PCDF (toxicidade aguda) pode conduzir ao aparecimento de perturbações da função hepática, perda de peso e lesões cutâneas típicas, conhecidas por cloracne, reversíveis mas frequentemente desfigurantes, caracterizadas por erupções acniformes e manchas escuras na pele devido a hiperqueratose cutânea e hiperplasia (Charnley and Kimbrough, 2005).

Uma exposição mais prolongada induz o cancro e conduz à debilidade do sistema imunitário, alterações dos sistemas nervoso e endócrino, da função reprodutiva e do desenvolvimento físico e mental. Os efeitos dos PCDD/PCDF na saúde humana são, portanto, muito diversificados e podem ser muito variáveis entre os indivíduos da mesma espécie, sugerindo a existência de diferenças genéticas que produzem, uma resposta diferente das células a PCDD/PCDF (Heuvel and Lucier, 1993, Otles and Yildiz, 2003).

Em síntese, os PCDD/PCDF foram e são um problema, já que embora as emissões destes compostos para a atmosfera tenham vindo a ser reduzidas, devido à melhoria dos processos industriais e adopção de tecnologias mais limpas, a sua elevada toxicidade e a capacidade de acumulação no organismo, faz com que seja necessário dar-lhes uma atenção especial.

O desenvolvimento de novos métodos de detecção e quantificação poderão, no futuro, contribuir para uma melhor compreensão da actividade química e bioquímica dos PCDD/PCDF, e para o desenvolvimento de mecanismos farmacológicos que facilitem a sua eliminação e degradação no organismo humano e animal.

3. INVENTÁRIOS DE EMISSÕES

As dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos policlorados (PCDD/PCDF) começaram a ser uma preocupação pública há mais de trinta anos, quando grandes quantidades de 2,3,7,8 - tetracloro-p-dioxina (TCDD) foram libertadas acidentalmente em Seveso, na Itália em 1976. Este acontecimento levou ao despertar de atenções. No entanto somente quando foi descoberta a presença de PCDD/PCDF nas cinzas volantes das unidades de incineração de resíduos é que a preocupação se tornou geral, dada a contaminação permanente e omnipresente provocada pelas emissões das chaminés. (Quass *et al.*, 2000).

Na década de oitenta surgiu a informação de que outros processos industriais e não industriais podiam emitir PCDD/PCDF, o que fez com que em Fevereiro de 1993 o Conselho de Ministros Europeu estabelecesse o objectivo de reduzir em 90% as emissões de PCDD/PCDF de fontes conhecidas até 2005, tendo como referência 1985.

Durante a Conferência do Conselho de Junho de 1993 a Alemanha apresentou um memorando referindo dificuldades relativas às emissões de PCDD/PCDF, propondo a compilação de conhecimentos existentes nos vários estados-membros de forma a limitar as emissões. A Comissão Europeia criou então o Projecto Europeu de Dioxinas, ficando o Ministério Federal do Ambiente da Alemanha a liderar o grupo de trabalho através do, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA) (Quass *et al.*, 2000).

Apesar de se terem conseguido alguns resultados na primeira fase do projecto (Fase I), nomeadamente a identificação e quantificação de emissões de incineradores de resíduos urbanos e hospitalares, produção secundária de metais não ferrosos, entre outras fontes, nesta primeira fase deu-se conta de muitas lacunas, verificando-se que existiam mais fontes de emissão de PCDD/PCDF do que aquelas que estavam a ser consideradas, e que os estados-membros não possuíam informação suficiente sobre os seus factores de emissão. Com o objectivo de obter mais informação e reduzir incertezas a DG Environment decidiu prolongar o projecto (Fase II) (Quass *et al.*, 2000).

3.1 INVENTÁRIOS EM PORTUGAL

As primeiras estimativas de emissão de PCDD/PCDF foram realizadas no âmbito dos estudos de avaliação de impacte ambiental das incineradoras de resíduos sólidos urbanos de Lisboa (Valorsul) e do Porto (Lipor II), realizados em 1995 e 1996, respectivamente (Coutinho *et al.*, 1998).

Como resultado da primeira fase do Projecto Europeu de Dioxinas surge o estudo publicado pelo LUA em 1997 (Quass et al., 1997), o qual teve como escala de análise a União Europeia e como tal incluiu Portugal. Esse estudo baseou-se num conjunto de factores de emissão obtidos através da compilação internacional de medições, e de uma base de dados estatística. Foram consideradas 19 fontes de emissão, e os resultados relativos a Portugal apontavam para uma emissão de cerca de 127 g I-TEQ ano⁻¹.

Um estudo realizado pelo IDAD (IDAD, 1997), também em 1997, no âmbito do Programa de Monitorização Externa da LIPPOR II, apresenta uma diferença fundamental relativamente ao estudo anterior, uma vez que o inventário de emissões incide exclusivamente sobre as emissões de oito concelhos da região do Porto. Desenvolvido com base na aplicação de factores de emissão e na consulta individualizada a determinadas unidades industriais, o estudo classifica as emissões em 12 sectores distintos, introduzindo as emissões resultantes da produção de asfalto e dos aterros de resíduos. Na globalidade, este inventário calcula que os 8 concelhos considerados, com uma população próxima de um milhão de habitantes seriam responsáveis por emissões entre cerca de 9 e 31 g/ano.

No ano de 2000, e no âmbito das actividades da Comissão Científica de Controlo e Fiscalização Ambiental da Co-Incineração (CCI) (CCI, 2000), foi apresentada uma revisão do inventário publicado pelo LUA. Esta revisão actualizou o sector da incineração legal de RSU devido ao início da operação das centrais de valorização energética da Valorsul e da Lipor, inclui uma estimativa para as emissões resultantes dos fogos florestais, da produção de pasta de papel e do consumo de tabaco e corrige as emissões estimadas para crematórios.

Em 2001 surgem os resultados da Fase II do Projecto Europeu de Dioxinas, sendo publicado pelo LUA o Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II (Quass et al., 2000). Após revisão da gama de valores de emissão para Portugal, feita pelo IDAD, os resultados encontram-se na terceira coluna da *Tabela 3.1*.

No âmbito do Programa de Monitorização Externa da LIPPOR II, foi realizado um estudo pelo IDAD, um estudo que abrangeu a área metropolitana do Porto e teve como ano de referência 2002 (*vide Tabela 3.1*).

Tabela 3.1 – Comparação dos inventários de emissões atmosféricas de PCCD/PCDF elaborados para Portugal e Região do Porto (g I-TEQ ano⁻¹).

Actividade	Portugal			Região do Porto	
	LUA	CCI	LUA	IDAD	IDAD
	1997	2000	2001 ¹	1997	2002
Combustão residencial - lenha	59,2	59,8	59,2	-	-
Combustão residencial carvão/lenhite	0,0	0,03	0,1-0,4	-	-
Combustão industrial	0,54	0,54	2,4	0,06 ² -1,185 0,176 ³	0,240 ⁶ 0,5-0,9 ⁴
Sinterização	4,0	4,0	3,8	0,0	-
Forno de arco eléctrico de siderurgia	0,72	0,72	1,0	-	0,720
Produção secundária de zinco	0,0	-	0,0	-	-
Produção secundária de cobre	0,0	-	0,0-1,0	-	-
Produção secundária de alumínio	0,04	0,04	0,0-0,1	-	-
Outros metais não ferrosos	0,1	0,06	0,1-4,6	4,576	0,405
Produção de cimento	1,10	1,20	1,1	-	-
Conservação de madeira	9,9	9,90	8,9	-	-
Transportes rodoviários	3,0	2,88	3,0	0,303	0,072
Incineração legal de RSU	0,0	1,58	0,0	0,2	0,036
Incineração ilegal de RSU	3,3	3,00	3,0	-	-
Incineração de resíduos industriais	0,2	0,20	4-30	-	-
Incineração de resíduos hospitalares	35,0	35,00	0,7-2,5	3,2-26,4	-
Crematórios	0,4	0,04	0,4	0,00022	-
Incêndios	9,8	9,80	0,5-9,8	-	-
Fogos florestais	-	10,12	-	-	-
Pasta de papel	-	0,14	-	-	-
Consumo de tabaco	-	0,01	-	0,001	-
Produção de asfalto	-	-	-	0,004	0,005
Aterros de resíduos	-	-	-	0,068	0,098
Total (g I-TEQ)	127,2	139,06	88-133	8,6-31,2	2,0-2,4

¹ Quass U., Fermann N. E Broker G.: The European Dioxin Emission Inventory – Stage II, LUA Materialien No. 59, Essen 2001. Dados apresentados resultam da revisão feita pelo IDAD.

² Combustão de carvão

³ Combustão óleo

⁴ Gás Natural

Como é possível observar na *Tabela 3.1*, apenas os estudos realizados para Portugal podem ser comparados entre si, assim como os realizados para a Região do Porto. Deve ainda assim ter-se em conta que o número e tipo de fontes de emissão consideradas diferem de estudo para estudo.

Os estudos realizados para Portugal apresentam resultados idênticos. O estudo CCI 2000 é baseado no estudo europeu LUA 1997, tendo porém sido acrescentadas mais três fontes de emissão (Incêndios florestais, pasta de papel e consumo de tabaco), o que faz aumentar ligeiramente a estimativa das emissões. O estudo LUA 2001 inclui as mesmas fontes de emissão que o estudo LUA 1997. Verificando-se que a combustão doméstica de lenha é tida como a principal fonte de emissão atmosférica de PCDD/PCDF nos três estudos.

Os dois estudos realizados para a Região do Porto não incluem o mesmo número de fontes de emissão, o que torna difícil uma comparação, mas verifica-se uma substancial redução da estimativa de emissões totais do estudo de 1997 para o estudo de 2002.

No decorrer do presente inventário, a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) publicou em Março de 2011, no âmbito da Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longas Distâncias (CLRTAP), o "Portuguese Informative Inventory Report 1990 – 2009". O qual para além de estimar as emissões de uma grande variedade de poluentes atmosféricos, efectuou também uma estimativa para as emissões nacionais de PCDD/PCDF. Este inventário de poluentes considera para a estimativa das emissões de PCDD/PCDF, a combustão residencial, indústrias de energia, combustão industrial (química, papel, metais, produção de alimentos, entre outros), transportes rodoviários, e incineração de resíduos. A estimativa efectuada apontou para uma emissão média de 12,7 g I-TEQ no período 1990-2009, com um máximo de 16,1 g I-TEQ em 2007 e um mínimo de 9,8 g I-TEQ em 2009.

3.2 OUTROS INVENTÁRIOS

3.2.1 Europa

A nível europeu destaca-se o Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, este re-estima as emissões atmosféricas anuais a partir dos relatórios e inventários de 17 países europeus, para o ano de 1995, estima as emissões para o ano 2000, e ainda faz uma projecção para 2005, com base nas tendências que se verificavam na altura.

Os resultados obtidos através de re-estimativa foram aproximadamente o dobro dos resultados obtidos pelo somatório das estimativas apresentadas nos relatórios e inventários nacionais. As fontes seleccionadas para a re-estimativa representaram aproximadamente 90% das emissões reais de todas as fontes conhecidas (Quass *et al.*, 2000).

A Tabela 3.2 mostra que as emissões totais de PCDD/PCDF na Europa foram de aproximadamente 5800 g I-TEQ no ano 2000, e que a projecção feita para 2005 previa uma redução para 1957 a 3746 g I-TEQ. O valor de 6500 g I-TEQ para o ano 2000 é referido no inventário como sendo o valor mais provável, se se considerarem todas as fontes de emissão conhecidas.

Tabela 3.2 - Emissões atmosféricas europeias de PCDD/PCDF (g I-TEQ ano⁻¹).

European Dioxin Inventory - Stage II (g I-TEQ)		
País	Ano 2000	Projecção 2005
Áustria	121,0	40-63
Bélgica	453,7	76-234
Suíça	182,6	45-83
Alemanha	840,0	146-404
Dinamarca	50,2	20-49
Espanha	327,4	122-323
França	1122,7	692-813
Grécia	122,0	91-136
Itália	1050,8	227-628
Irlanda	37,9	27-38
Luxemburgo	49,9	12-16
Noruega	41,1	31-47
Holanda	116,5	48-50
Suécia	88,8	31-92
Finlândia	68,5	72-89
<i>Portugal</i>	<i>127,3</i>	<i>82-123</i>
Reino unido	927,6	195-558
Total	5728,1	1957-3746

É possível verificar ainda na Tabela 3.2 que os maiores emissores de PCDD/PCDF na Europa no ano 2000 eram da França e da Itália e que Portugal emitia aproximadamente o mesmo que países como a Holanda, Grécia e Áustria.

A projecção elaborada para Portugal previa apenas um ligeiro decréscimo das emissões no ano de 2005 em relação a 2000.

3.2.2 Estados Unidos da América

Em 1995, a Science Advisory Board (SAB) recomendou que a U.S. Environmental Protection Agency (EPA) procedesse a uma avaliação detalhada das fontes de PCDD/PCDF. Em resposta a essa recomendação, a EPA divulgou em 1998 o primeiro relatório intitulado “An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States for the Years 1987, 1995, and 2000” (EPA, 2006), de agora em diante referido como Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América. Ao ser sujeito a uma revisão formal por pares, foi recomendado que a EPA procedesse a uma actualização do inventário de forma a poder captar as variações de libertação de PCDD/PCDF, em resultado de alterações tecnológicas e normas legais. Nesse sentido a EPA iniciou a actualização do inventário, determinando as emissões de PCDD/PCDF para o ano 2000, e divulgou em 2001 uma base de dados electrónica de fontes de emissão de PCDD/PCDF nos Estados Unidos, contendo factores de emissão específicos para os anos de referência de 1987 e 1995.

Em 2005 a EPA apresenta para consulta pública e revisão por pares o inventário actualizado, o qual após incorporação dos comentários do público e da revisão formal por pares foi disponibilizado em Novembro de 2006.

Este inventário apresenta as estimativas de emissões de PCDD/PCDF para três anos de referência: 1987, 1995 e 2000, o que permite saber qual a evolução das emissões nos EUA. A escolha do ano de 1987 como ano de referência inicial, teve a ver com o facto de ser a data a partir da qual se tornou possível construir um inventário minimamente abrangente. Antes desse ano existiam poucos dados sobre emissões de PCDD/PCDF, até porque só por essa altura é que ocorreram avanços científicos significativos que permitiram aos laboratórios de análises detectar baixas concentrações de PCDD/PCDF. O ano de 1995 foi escolhido porque é nessa altura que são substituídos os antigos regulamentos sobre emissões de PCDD/PCDF por novos regulamentos mais restritivos, de forma a limitar as emissões de PCDD/PCDF na incineração de RSU, resíduos hospitalares e indústrias. Em 2000 já tinha decorrido um período de tempo razoável desde a implementação dos novos regulamentos e como tal permite ter uma ideia da eficiência destes novos regulamentos. (EPA, 2006)

O inventário foi elaborado com base numa lista de fontes de emissão, agrupadas em cinco categorias: processos de combustão, produção de metais, indústria química, fontes naturais e reservatórios ambientais. Dentro de cada categoria foram considerados um grande número de subcategorias para as quais foram calculadas as emissões,

recorrendo a factores de emissão obtidos em estudos elaborados um pouco por todo o mundo, incluindo muitos estudos europeus.

Os resultados relativos a emissões totais (ar, água e solo), foram de 14 000 g WHO-TEQ em 1987, 3 400 g WHO-TEQ em 1995 e 1 400 g WHO-TEQ no ano 2000. Estes números mostram que se verificou uma redução muito significativa na libertação de PCDD/PCDF nos Estados Unidos entre os anos de referência de 1987 e 2000. Em 1987 e 1995 a principal fonte de emissões foi a incineração de RSU, no entanto, a melhoria dos sistemas de controlo de poluentes neste tipo de unidades fez que em 2000 caísse para o quarto lugar, da classificação de fontes com maiores emissões. A queima de resíduos domésticos no quintal, prática comum nos Estados Unidos, apareceu em 2000 como a maior fonte de emissões de PCDD/PCDF para o ambiente, deve-se no entanto ressaltar que fontes potencialmente importantes como incêndios florestais e emissões de aterros, não foram incluídas no inventário devido a incertezas nos dados.

3.2.3 Austrália

O governo australiano estabeleceu no ano de 2001 o “National Dioxins Program” com o objectivo de melhorar o conhecimento sobre a incidência de PCDD/PCDF na Austrália, o qual era muito diminuto, e assim permitir ao poder político tomar de forma elucidada as decisões necessárias. Desse modo começaram a ser realizados uma série de estudos que envolveram medições em fontes, ar ambiente, alimentos e sangue humano, os quais conduziram a elaboração de doze relatórios técnicos. Desses relatórios destacam-se o relatório intitulado “Inventory of Dioxin Emissions in Australia, 2004” (Bawden *et al.*, 2004), elaborado para o ano de 2002, assim como o “Dioxins in the Australian Population: Levels in Blood” e o “Dioxins in the Australian Population: Levels in Human Milk”.

O governo australiano encontra-se actualmente a tentar promover um debate informado sobre como se deve lidar com os PCDD/PCDF, uma vez que essa é uma obrigação decorrente da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs).

O “Inventory of Dioxin Emissions in Australia, 2004”, de agora em diante referido como Inventário de Emissões de Dioxinas da Austrália, utilizou os factores de emissão apresentados no UNEP Toolkit (2003) (UNEP, 2003) e pontualmente dados de medições efectuadas na Austrália. Foram consideradas 9 categorias de fontes de emissão e 25 subcategorias, para cada uma destas foram determinadas as emissões de dioxinas no ar, solo e água.

Os resultados mostraram que são emitidas para a atmosfera australiana 500 g WHO-TEQ/ano de PCDD/PCDF, e que os processos de combustão não controlada, onde se inclui os incêndios florestais e urbanos e a queima ilegal de resíduos, representam cerca de 65% das emissões. Nas emissões de PCDD/PCDF para o solo são igualmente os processos de combustão não controlada quem mais contribui, representando mais de 80%. Já no caso das emissões para a água os aterros são responsáveis por cerca de 75% das emissões. Os resultados do inventário australiano encontram-se na *Tabela 3.3*.

Tabela 3.3 - *Resumo das emissões de PCDD/PCDF para o ar, água e solo em 2002, na Austrália, [adaptado de (Bawden et al., 2004)].*

Categoria da Fonte	Ar		Água	Solo
	Melhor estimativa (g WHO-TEQ/ano)	Contribuição para as Emissões no Ar (%)	Melhor estimativa (g WHO-TEQ/ano)	Melhor estimativa (g WHO-TEQ/ano)
Incineração de Resíduos	6,5	1,30	0,36	21,9
Produção de metais ferrosos e não ferrosos	112	22,45	0,02	44,4
Geração de Energia e Calor	35	7,05	0,00	31,8
Produtos Minerais	1,9	0,37	0,00	0
Transportes	9,1	1,83	0,00	0
Processos de Combustão não Controlada	330	66,84	0,00	1030
Produção de Químicos e Bens de Consumo	0,43	0,09	0,43	110
Diversos	0,31	0,06	0,00	0,15
Aterros	0,00	0,00	2,61	40,3
Total	500	100	3,42	1300

3.2.4 Argentina

A Argentina publicou no ano de 2004 o seu primeiro inventário de PCDD/PCDF, designado "Inventario Nacional de Dioxinas y Furanos Argentina - 2001" (Gonzalez *et al.*, 2004) as emissões foram calculadas para o ano base de 2001. O inventário surgiu de um memorando de entendimento assinado entre a Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Dirección Nacional de Gestión Ambiental e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) - Produtos Químicos, no âmbito do projecto "Toolkit en América del Sur". O objectivo desse projecto era permitir aos países desta região a elaboração de inventários nacionais de PCDD/PCDF. A elaboração do inventário baseou-se em factores de emissão disponíveis no UNEP

Toolkit (2003), uma vez que as poucas medições de PCDD/PCDF efectuadas pelo sector privado argentino, assim como a incerteza associada às mesmas, não permitia usar esses resultados como factores de emissão. No inventário foram consideradas 10 categorias, tendo-se efectuado cálculos para 9, por sua vez estas categorias encontravam-se subdivididas em 51 subcategorias. Os resultados totais e por categoria principal encontram-se presentes na *Tabela 3.4*.

Tabela 3.4 - *Resumo das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF na Argentina, em 2001*
[adaptado de (Gonzalez et al., 2004)].

Categoria da Fonte	Ar	
	Melhor estimativa (g WHO-TEQ/ano)	Contribuição para as Emissões no Ar (%)
Incineração de resíduos	83,10	9,51
Produção de metais ferrosos e não ferrosos	26,51	3,03
Geração de energia e calor	31,08	3,55
Produtos minerais	6,49	0,74
Transportes	3,08	0,35
Processos de combustão não controlada	714,81	81,76
Produção de químicos e bens de consumo	1,10	0,13
Diversos	8,10	0,93
Aterros	0	0,00
Total	874,27	100

Como se pode observar na *Tabela 3.4*, os processos de combustão não controlada, onde se incluem os incêndios florestais, são quem mais contribui para as emissões totais de PCDD/PCDF na Argentina, representando mais de 80% das emissões. A incineração de resíduos aparece como a segunda fonte mais importante, contribuindo com cerca de 9,5% para o total das emissões. Verifica-se que a emissão total de PCDD/PCDF para a atmosfera na Argentina é próxima da emissão total estimada para a atmosfera da Austrália (vide *Tabela 3.3*).

4. INVENTÁRIO NACIONAL DE DIOXINAS E FURANOS (2004-2009)

Neste capítulo apresenta-se uma descrição detalhada das fontes de emissão agrupadas em categorias. Para cada fonte de emissão é feita uma pequena introdução, são apresentados os dados que permitem estimar as emissões, e por fim são apresentados os factores de emissão e feita a estimativa anual das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF. No final do capítulo são apresentadas outras potências fontes de emissão não incluídas no inventário.

4.1 PRODUÇÃO DE ELECTRICIDADE E CALOR

4.1.1 Combustão Doméstica

A sociedade actual está dependente de energia proveniente de fontes diversificadas. Grande parte dessa energia provém da combustão de diferentes tipos de combustíveis (petróleo, gás natural, biomassa) e é usada para fornecer as habitações, serviços, indústrias e transportes. Nas habitações a energia é utilizada para cozinhar, aquecer água, climatizar o ambiente interior, etc.

A nível residencial, uma das fontes de energia com mais significado, é o consumo de biomassa, para cozinhar alimentos, mas sobretudo para aquecimento, nomeadamente em fogões, caldeiras e lareiras abertas e fechadas. Desta forma a combustão residencial de biomassa (essencialmente madeira) constitui uma importante fonte de emissão de poluentes tanto para o ambiente interior como exterior, fundamentalmente matéria particulada, mas também hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, compostos orgânicos voláteis (COV), PCDD/PCDF, etc., podendo causar efeitos adversos na saúde humana.

A biomassa é actualmente muito utilizada para consumo doméstico por ser barata e facilmente disponível, constituindo uma fonte de energia muito utilizada por grupos de população com baixos rendimentos.

4.1.1.1 Dados Disponíveis da Actividade

Por uma questão de especificidade de características geográficas das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, as emissões de PCDD/PCDF não serão estimadas nessas regiões. Também não serão estimadas as emissões provenientes da combustão de carvão.

Através de um inquérito com 3139 respostas validadas, efectuado em Portugal Continental por Gonçalves (2008) pôde concluir-se que 35,98% dos inquiridos utilizava lareiras, correspondendo 16,62% a lareiras abertas e 19,66% a lareiras fechadas, 22,81% afirmavam usar aquecimento central e 45,35% referiram que utilizavam outros equipamentos, como radiadores a óleo, aquecedores eléctricos, entre outros.

Segundo os Censos 2001, do Instituto Nacional de Estatística (INE), existiam em Portugal 3 578 548 alojamentos familiares de residência habitual, 3 436 799 no Continente, dos quais 1 097 717 possuíam lareiras, ou seja, cerca de 32% do total de alojamentos.

Tendo em conta o boletim estatístico do INE “Estatísticas da Construção e Habitação” elaborado anualmente, e que entre outra informação, apresenta as estimativas da construção de novos alojamentos para habitação familiar, e supondo que a percentagem de alojamentos com lareira se mantém em 32%, independentemente do número de alojamentos familiares aumentar, é possível efectuar uma estimativa do número de lareiras existentes em Portugal Continental entre 2004 e 2009, esta encontra-se presente na *Tabela 4.1*.

Tabela 4.1 - Novos fogos para habitação familiar, população portuguesa e estimativa do número de lareiras para Portugal Continental [INE].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Novos alojamentos para habitação familiar	70 145	62 697	63 366	61 442	58 938	56 796
População portuguesa	10502000	10549400	10584300	10608300	10622400	10632500
Estimativa do número de lareiras	1 173 422	1 193 485	1 213 762	1 233 424	1 252 284	1 270 459

Em Portugal Continental, existe a Norte uma grande abundância de eucalipto e pinheiro bravo, e a Sul de azinheira e sobreiro (*Figura 4.1*). A distribuição das espécies deve-se essencialmente ao tipo de solo existente e ao clima observado nas diversas regiões.

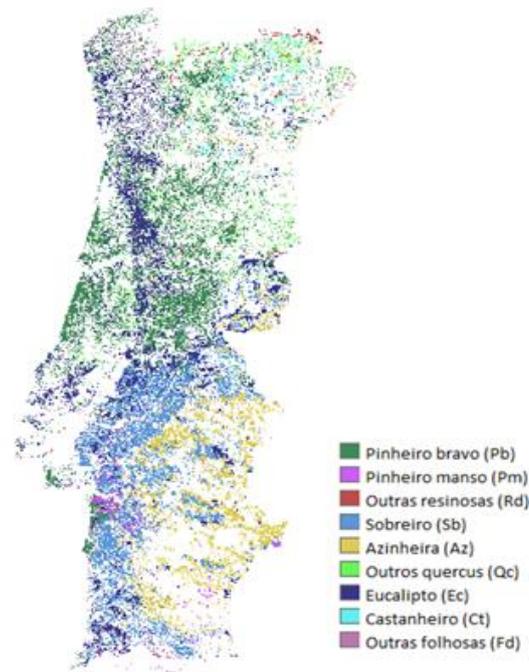


Figura 4.1 - Espécies florestais em Portugal Continental (Ministério da Agricultura, 2009).

As espécies de árvores mais abundantes na floresta portuguesa são as mais utilizadas na combustão doméstica. Estima-se que pinheiro bravo e o eucalipto são mais utilizados na região Norte e Centro, já no Sul do país a azinheira e o sobreiro são queimados com mais frequência. Nas zonas urbanas, devido à dificuldade de obter material lenhoso, tem-se verificado o aumento da utilização de briquetes e pellets de biomassa.

São muito escassas as informações sobre o consumo de combustíveis sólidos, nomeadamente a lenha, não se sabe ao certo o consumo real de lenha e qual a sua proveniência. Grande parte da lenha queimada é adquirida em propriedades próprias, ou comercializada fora dos circuitos normais. Um estudo de Dias (2002) estimou que a produção anual de resíduos florestais em Portugal é de 1,7 milhões de toneladas verdes, ou seja, 781 mil toneladas secas/ano. E que estes se encontram na sua maior parte na região Centro (652 mil toneladas verdes/ano), uma vez que é aí que se encontra a maior mancha florestal do país. Contudo este cálculo não tem em conta o abate de árvores para a produção de lenha, e considera apenas a poda de ramos de árvores.

O inquérito efectuado por Gonçalves (2008) permitiu obter uma estimativa da quantidade de lenha consumo de lenha em Portugal Continental, já que mais 80% dos inquiridos afirmaram consumir menos de 2 ton/Inverno, e somente cerca de 2% afirma consumir mais de 4 ton/Inverno. Verificou-se também que nas regiões do interior, como

por exemplo Alto Trás-os-Montes, Serra da Estrela, Cova da Beira, Pinhal Interior Norte e Sul, e Alto e Baixo Alentejo, existe um consumo maior de lenha.

Deste modo e na falta de melhor informação, considerando que em Portugal Continental o consumo de lenha por lareira é de 2 ton.ano⁻¹, e tendo em conta a estimativa de lareiras existentes (*Tabela 4.1*), é possível estimar a quantidade de lenha utilizada na combustão doméstica, essa estimativa encontra-se na *Tabela 4.2*.

4.1.1.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Relativamente aos factores de emissão de PCDD/PCDF, estes diferem bastante pois dependem do tipo de equipamento de combustão utilizado, lenha utilizada, e condições de combustão.

Na Alemanha Broker *et al.* (1992) efectuaram três testes às emissões de PCDD/PCDF provenientes de num fogão a lenha e de numa lareira. As emissões do fogão a lenha variaram entre 0,53 - 0,94 ng I-TEQ/kg e a emissão média de PCDD/PCDF para os ensaios na lareira foi de 0,46 ng I-TEQ/kg.

Testes efectuados por Bremmer *et al.* (1994) num fogão a lenha, feito de ferro fundido e possuindo um revestimento cerâmico refractário na câmara de combustão, e usando como combustível cargas de madeira limpa (máxima, média e mínima) revelaram emissões de PCDD/PCDF entre 1 a 3,3 ng I-TEQ/kg, com valor médio de 2,2 ng I-TEQ/kg.

O "EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2009", recomenda a utilização do factor de emissão de 800 ng I-TEQ/GJ para a combustão de madeira e resíduos de madeira em lareiras e fogões e de 500 ng I-TEQ/GJ no caso de caldeiras a biomassa com menos de 50 kWh de capacidade.

Um estudo realizado pelo Environment Canada (Canada, 2000), sobre as emissões de PCDD/PCDF para a atmosfera resultantes da combustão de madeira residencial, utilizou dois fogões que se acreditavam ser representativos dos fogões utilizados no Canadá: um fogão a lenha convencional, muito comum no início dos anos 80 e um fogão não catalítico a lenha com certificação EPA. A madeira proveio de *Acer saccharum* e *Picea mariana*, árvores muito comuns na América do Norte. Os resultados do estudo mostraram que as emissões variaram de 0,222 a 0,952 ng I-TEQ/kg madeira.

Vários estudos têm demonstrado que a combustão de madeira tratada e aglomerados de madeira nos fogões e lareiras, pode resultar num aumento significativo de emissões de

PCDD/PCDF. Alguns investigadores (Vikelseo, 1993), referem emissões elevadas quando madeira contaminada com pentaclorofenol (PCP) é queimada em lareiras e fornos domésticos.

O Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II utiliza os resultados desses estudos para obter melhores estimativas e determinar o factor de emissão para a combustão de madeira “ligeiramente contaminada (sem PCP)” e “madeira contaminada (com PCP)”: 50 e 500 ng I-TEQ/kg respectivamente. O factor de emissão considerado para a madeira limpa foi, 1 ng I-TEQ/kg, o dobro do utilizado no Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América.

É muito provável que exista em Portugal combustão doméstica de madeira contaminada (tintas, vernizes, colas, etc.), mas não existem dados concretos, acredita-se contudo que corresponde a uma percentagem muito pequena. Optou-se então por considerar que do total de lenha queimada por lareira e por ano (2 ton), apenas 10% correspondem a madeira “ligeiramente contaminada (sem PCP)” e 90% são madeira limpa, obtida directamente da floresta. Considera-se que estas percentagens se mantêm entre 2004 e 2009. A escolha destas percentagens deve-se ao facto de se saber que é no interior do país que se utiliza mais a lareira/fogão, ora nesses locais existe muita lenha/madeira à disposição, pelo que se queima essencialmente madeira limpa, muito embora se possa queimar alguma madeira tratada, proveniente de móveis velhos, resíduos de madeira de obras, etc.

Uma vez que no estudo realizado no Canadá se utilizaram madeiras existentes na América do Norte, que são diferentes das nacionais, optou-se, na falta de um factor de emissão nacional, por utilizar o factor de emissão europeu, 1 ng I-TEQ/kg de madeira, para estimar as emissões nacionais resultantes da queima residencial de madeira limpa. E o factor de 50 ng I-TEQ/kg de madeira para estimar as emissões provenientes de madeira ligeiramente contaminada. A estimativa das emissões totais (madeira limpa + madeira ligeiramente contaminada) encontra-se na *Tabela 4.2*.

Tabela 4.2 – Consumo doméstico de lenha, e emissão de PCDD/PCDF a partir da sua combustão em Portugal Continental.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Consumo de lenha (ton/ano)	2346844	2386970	2427524	2466848	2504568	2540918
Emissões (mg I-TEQ/ano)	13846	14083	14322	14554	14777	14991

4.1.2 Indústrias de energia

Existe um vasto conjunto de indústrias que podem ser consideradas indústrias de energia, já que para além das centrais de produção de electricidade dedicadas, existe também um conjunto de outros produtores que produzem energia para consumo próprio e que vendem o excedente ao sistema público (produtores secundários). As emissões destes últimos não serão incluídas neste tópico, já que segundo as Directrizes IPCC de 1996, estas devem ser incluídas no sector industrial ou comercial. Assim são apenas incluídos os principais produtores de energia, ou seja, os que têm como principal actividade a venda de electricidade ou calor, sejam públicos ou privados, e ainda as refinarias.

A emissão de poluentes, entre eles os PCDD/PCDF, varia bastante, pois depende, de entre outros, da potência instalada, combustível utilizado e tecnologia de redução de poluentes. No entanto uma vez que seria muito difícil efectuar um levantamento pormenorizado da situação de cada indústria energética, optou-se por utilizar um factor de emissão que apenas tem em conta o tipo de combustível utilizado, como aliás é feito em todos os inventários deste tipo.

4.1.2.1 Dados Disponíveis da Actividade

Até 1950 a produção de energia eléctrica em Portugal baseou-se em pequenas centrais que utilizavam carvão como fonte de energia. Nos anos cinquenta devido ao aumento da procura de electricidade pela indústria, desenvolve-se a produção de energia hidroeléctrica e é construída a central termoeléctrica da Tapada do Outeiro a carvão, usando lenhite obtida a partir de minas portuguesas. Na década seguinte começaram a ser utilizados produtos de petróleo como principais fontes de energia. Após a crise energética de 1973-1974 e 1979-1981 houve uma mudança política, dando-se preferência ao carvão importado, mais recentemente está-se a dar preferência ao gás natural. Nas ilhas dos Açores e da Madeira, a descontinuidade no território provoca a prevalência de pequenas unidades, basicamente, um por ilha, trabalhando a fuelóleo ou a diesel.

O número de *Large Point Source Energy Plants* (LPS-EP) em Portugal Continental aumentou de 6 unidades em 1990 para 19 unidades em 2009. As centrais, respectiva potência instalada, e as suas principais características podem ser consultadas no Anexo A.

A nível de refinarias, Portugal possui duas, uma em Sines e outra no Porto. O início da construção da refinaria do Porto deu-se em 1966 e três anos mais tarde iniciou a actividade, produz anualmente cerca de 3 700 000 ton de combustíveis, 150 000 ton de óleos, 440 000 ton de aromáticos e solventes, bem como outros produtos [URL1].

A refinaria de Sines iniciou a sua laboração em 1978, esta unidade industrial, muito importante na actividade económica do país, está estrategicamente localizada em Sines, a 150 km a sul de Lisboa. Produz gasolina, gasóleo, gás de petróleo liquefeito, fuelóleo, nafta, *jet fuel*, betume e enxofre.

Para se poder estimar as emissões de PCDD/PCDF, são necessários dados fidedignos sobre o consumo de combustíveis, uma forma de os conseguir é através do “Balanço Energético” efectuado anualmente pela DGEG, ou ainda através do “Inventário Nacional (UNFCCC)”, já que submissão anual inclui a comunicação de informação em dois tipos de suporte: “CRF - Common Reporting Format” e “NIR - National Inventory Report”. É com base nessa informação submetida que se verifica o cumprimento das metas acordadas no âmbito do Acordo de Partilha de Responsabilidades e do Protocolo de Quioto. A informação disponibilizada no (CRF) inclui as quantidades e tipos de energia consumidos anualmente nas indústrias de energia (secção 1.A.1), essa informação é apresentada de forma resumida na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Energia consumida nas indústrias de energia em Portugal entre 2004 e 2009
[Inventário Nacional (UNFCCC)].

Ano		2004	2005	2006	2007	2008	2009 ⁵
Combustível (TJ)	Combustíveis líquidos	74509	103604	71007	66631	63277	63277
	Combustíveis sólidos	131871	134833	134760	111066	99252	99252
	Combustíveis gasosos	76119	86952	79778	80245	92695	92695
	Biomassa	6170	6246	6272	6216	6321	6321
	Outros combustíveis	3041	103604	71007	66631	63277	63277
Total (TJ)		291710	334735	294842	267141	264586	264586

Pode verificar-se através da tabela anterior que os combustíveis mais consumidos ao longo dos anos, em termos de poder energético, são os combustíveis sólidos, e que não existem grandes variações no total de combustíveis consumidos.

⁵ Valores estimados com base nos dados dos anos anteriores.

4.1.2.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

O "NIR - National Inventory Report" utiliza, para estimar as emissões de PCDD/PCDF resultantes da queima de combustíveis, os seguintes factores de emissão expressos em $\mu\text{g WHO-TEQ/TJ}$: 10 para a lenhite e antracite, 3 para o fuelóleo e para a orimulsão, 1 para o diesel e para o gás natural e 50 para a biomassa. Estes factores de emissão são baseados, segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), no UNEP Toolkit (2005), Agência Europeia do Ambiente (EEA), (EMEP/CORINAIR) e EPA, contudo não serão utilizados aqui pois encontram-se expressos em equivalentes tóxicos (WHO-TEQ), ao invés de (I-TEQ).

Podem ser encontrados outros factores de emissão em alguns estudos, e em inventários de emissões de PCDD/PCDF, por exemplo o "Dioxin Air Emission Inventory 1990-2004" (Henriksen *et al.*, 2006), de agora em diante referido como Inventário de Dioxinas da Dinamarca, utiliza factores de emissão muito mais baixos que os referidos anteriormente, o factor utilizado para os combustíveis líquidos é $0,882 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$, para os combustíveis gasosos utiliza $0,025 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$, para os combustíveis sólidos $1,32 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ e para a biomassa utiliza $1 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$.

O inventário realizado em 2004, e que abrangeu 13 países candidatos à entrada na União Europeia, denominado "Dioxin Emissions in Candidate Countries" (Pulles *et al.*, 2005), utiliza como factor de emissão $10 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para os combustíveis sólidos, $0,5 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para o gás natural e $2,5 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para os combustíveis líquidos, para estimar as emissões de PCDD/PCDF dos países dos quais não existia informação em termos de factores de emissão. Os factores de emissão recebidos dos países participantes no inventário variaram numa gama de 2,4 a $150 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ com uma média geométrica de $25 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$, no caso dos combustíveis sólidos, e de 2,5 a $25 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ com uma média geométrica de $5 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para os combustíveis líquidos.

Atendendo a tudo o que foi dito anteriormente, optou-se por utilizar como factores de emissão: $10 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para combustíveis sólidos, $1 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para combustíveis gasosos, $50 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para biomassa e $2,5 \mu\text{g I-TEQ/TJ}$ para combustíveis líquidos. Os resultados da aplicação destes factores de emissão aos dados presentes na *Tabela 4.3* encontram-se na *Tabela 4.4*.

Tabela 4.4 - Emissão de PCDD/PCDF a partir da combustão nas indústrias de energia em Portugal, entre 2004 e 2009.

Ano		2004	2005	2006	2007	2008	2009 ⁶
Emissões (mg I-TEQ/ano)	Combustíveis líquidos	186	259	178	167	158	158
	Combustíveis sólidos	1319	1348	1348	1.111	993	993
	Combustíveis gasosos	76	87	80	0.080	93	93
	Biomassa	309	312	314	0.311	0.316	316
Total (mg I-TEQ/ano)		1890	2006	1918	1668	1559	1559

4.1.3 Combustão Industrial

A combustão industrial envolve a combustão de um ou mais combustíveis, podendo estes ser agrupados em combustíveis líquidos (fuelóleo, gasóleo, etc.), combustíveis sólidos (antacite, hulha e coque), combustíveis gasosos e biomassa e outros combustíveis.

O tipo de combustível, assim como as temperaturas atingidas durante a combustão do mesmo têm influencia, não só na emissão de PCDD/PCDF, mas também de outros poluentes atmosféricos.

Será considerada neste tópico a combustão efectuada nas indústrias transformadoras e de construção.

4.1.3.1 Dados Disponíveis da Actividade

A submissão anual do Inventário Nacional (UNFCCC) inclui a comunicação de informação em dois tipos de suporte: CRF - Common Reporting Format e NIR - National Inventory Report. É com base na informação submetida que se verifica o cumprimento das metas acordadas no âmbito do Acordo de Partilha de Responsabilidades e do Protocolo de Quioto. A informação disponibilizada no CRF inclui as quantidades e tipos de energia consumidos anualmente nas indústrias transformadoras e construção (secção 1.A.2), essa informação é apresentada de forma resumida na *Tabela 4.5*.

⁶ Valores estimados com base nos dados dos anos anteriores.

Tabela 4.5 – Energia consumida pela indústria transformadora e construção em Portugal entre 2004 e 2009 [Inventário Nacional (UNFCCC)].

Ano		2004	2005	2006	2007	2008	2009 ⁷
Combustível (TJ)	Combustíveis líquidos	97156	97891	92104	84852	81072	81072
	Combustíveis sólidos	3983	867	1220	7174	1450	1450
	Combustíveis gasosos	55588	53246	52780	58907	62768	62768
	Biomassa	66383	67565	69672	72669	71643	71643
	Outros combustíveis	1870	1809	2238	2258	2248	2248
Total (TJ)		224980	221378	218014	225861	219181	219181

4.1.3.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Os factores de emissão conhecidos para a combustão industrial são muito variáveis, e dependem sobretudo do combustível queimado. Mesmo que se utilize o mesmo tipo de combustível as emissões podem variar de indústria para indústria devido a diferenças de temperatura alcançadas.

Uma vez que os dados disponíveis vêm expressos em energia (TJ) e estão agrupados por classes de combustíveis, de forma a facilitar o processo de cálculo, optou-se por procurar na literatura factores de emissão compatíveis. A atendendo ao facto de que na maioria dos inventários de emissões de PCDD/PCDF se utilizarem os mesmos factores de emissão na combustão industrial e na combustão para produção de electricidade e calor, optou-se por fazer o mesmo. Desse modo os factores de emissão utilizados foram: 10 µg I-TEQ/TJ para combustíveis sólidos, 1 µg I-TEQ/TJ para combustíveis gasosos, 50 µg I-TEQ/TJ para biomassa e 2,5 µg I-TEQ/TJ para combustíveis líquidos. Os resultados da aplicação destes factores de emissão aos dados presentes *Tabela 4.5*, encontram-se na *Tabela 4.6*.

⁷ Valores estimados com base nos dados dos anos anteriores.

Tabela 4.6 - Emissão de PCDD/PCDF a partir da combustão nas indústrias transformadoras e construção.

Ano		2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	Combustíveis líquidos	243	245	230	212	203	203
	Combustíveis sólidos	40	9	12	72	15	15
	Combustíveis gasosos	46	53	53	59	63	63
	Biomassa	3319	3378	3484	3633	3582	3582
Total (mg I-TEQ/ano)		3657	3785	3779	3976	3862	3862

Apesar da combustão industrial (indústrias transformadoras e construção) consumir menos energia que a as indústrias de energia, a combustão industrial é responsável por uma emissão superior de PCDD/PCDF porque consome uma percentagem de biomassa significativamente maior.

4.2 PRODUÇÃO DE METAIS FERROSOS E NÃO FERROSOS

São apenas considerados neste tópico a produção de aço em forno de arco eléctrico de siderurgia, no que respeita a metais ferrosos, e a produção secundária de zinco, cobre e alumínio, magnésio, no que respeita a metais não ferrosos.

As empresas de fundição podem agrupar-se, atendendo ao tipo de liga processada (metais ferrosos ou metais não ferrosos) e, dentro desta, considerando as tecnologias de fundição usadas (fundição em areia, fundição em coquilha, fundição injectada e fundição de precisão). Os metais não ferrosos produzem-se em areia ou em processos de moldação permanente, como os da fundição injectada de ligas de alumínio. A fundição em coquilha e de baixa pressão emprega-se no processamento de latões (Borrego *et al.*, 2006).

4.2.1 Fornos de arco eléctrico

O forno de arco eléctrico é utilizado para a fusão de aços, e para a produção de gusa, que posteriormente e por afinação em panela origina aço destinado essencialmente ao fabrico de varões a aplicar na construção civil. Este forno é composto por uma armação cilíndrica, revestida por material refractário e contém uma tampa amovível que facilita o carregamento da matéria-prima.

A tampa é atravessada por eléctrodos que irão formar um arco eléctrico, através da passagem de corrente eléctrica, permitindo a fusão do metal. O metal líquido é

transferido para o forno de panela para a afinação do aço (dessulfuração, desoxidação, ajuste químico, etc.).

A fusão do aço segue o conjunto de operações descritas a seguir (Borrego *et al.*, 2006):

- Armazenamento da sucata, efectuado segundo a dimensão e a composição;
- A proveniência da sucata de aço é diversa, mas segue a norma NP 2025:1983;
- Carregamento do forno de arco eléctrico – a sucata ferrosa é carregado, sem pré-aquecimento, com cestos enchidos com o auxílio do electroímã. O forno dispõe de uma tampa que se desloca de modo a facilitar o carregamento do forno;
- Fusão e escorificação do aço;
- Afinação do banho, através da adição de cal e oxigénio para a remoção de impurezas;
- Vazamento do banho para o forno de panela;
- Afinação do banho no forno de panela.

4.2.1.1 Dados Disponíveis da Actividade

A indústria siderúrgica nacional data de 1961 quando foi constituída a Siderurgia Nacional (SN) do Seixal, esta empresa alargou as suas instalações para a Maia em 1976.

As instalações, SN Seixal e SN Maia, produzem aço para a conformação de varões para a construção civil. A fusão do metal é efectuada em forno de arco eléctrico e a afinação em forno de panela (Borrego *et al.*, 2006).

A evolução da produção de aço bruto em Portugal, entre 2004 e 2009, encontra-se na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Quantidade de aço bruto produzido em Portugal entre 2004 e 2009 [APF].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Quantidade de aço (ton)	1170000	1210000	1420000	1470000	1160000	880000

Verificou-se um aumento da produção de aço até 2007 ano a partir do qual começou a existir um decréscimo da produção de aço, que pode estar relacionado com a quebra verificada no sector da construção civil.

4.2.1.2 Estimativa de Emissões

As Melhores Técnicas Disponíveis (MTD) aplicadas à fusão em forno de arco eléctrico são a pós-combustão adequada ao interior do sistema de condutas de efluentes gasosos ou a câmara de pós-combustão à parte, com um subsequente arrefecimento brusco, pois assim evita-se a formação de PCDD/PCDF por *síntese de novo* (Borrego *et al.*, 2006).

O IDAD realizou em Dezembro 1999 medições de PCDD/PCDF numa unidade industrial que efectuava reciclagem de aço utilizando um forno de arco eléctrico com capacidade para 80 toneladas (Coutinho *et al.*, 2003). Os gases de duas condutas de exaustão eram arrefecidos e passados por dois filtros de mangas, um em cada conduta. As medições efectuadas depois do filtro de mangas de uma das condutas indicaram uma concentração de 0,175 e 0,246 ng I-TEQ/m³. Na outra conduta as concentrações foram de 0,473 e 0,320 ng I-TEQ/m³. Informação complementar pode ser visualizada na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Resultados de medições de PCDD/PCDF na indústria do aço [adaptado de (Coutinho *et al.*, 2003)].

Amostra	A1	A2	B1	B2
Data	9-Dez-99	10-Dez-99	11-Dez-99	12-Dez-99
Consumo de sucata na amostragem (ton)	462	460	481	447
Concentração (ng I-TEQ/m ³)	0,175	0,246	0,473	0,320
Caudal mássico (µg I-TEQ/h)	17,5	22	114,5	75,8
Rácio de emissão (µg I-TEQ/ton)	0,230	0,290	1,430	1,020
Período de operação (horas/ano)	7260	7260	7260	7260
Emissão anual (mg I-TEQ/ano)	130	160	830	550

Medições posteriores de PCDD/PCDF também efectuadas pelo IDAD às instalações da SN Seixal e SN Maia (Borrego *et al.*, 2006), revelam concentrações no efluente gasoso de 0,332 ng I-TEQ/Nm³ e 0,451 ng I-TEQ/Nm³.

Assim na produção do aço em forno de arco eléctrico (categoria 2.2 da Prevenção e Controlo Integrado de Poluição, PCIP), as emissões nacionais tendem a cumprir os Valores de Emissão Associados (VEA) às Melhores Técnicas Disponíveis (MTD) que para este sector é a gama 0,1 - 0,5 ng I-TEQ/Nm³ constante no BREF I&S (Borrego *et al.*, 2006).

Os factores de emissão encontrados na bibliografia estrangeira diferem várias ordens de grandeza uns dos outros, pelo que se torna difícil seleccionar um. O Inventário Europeu de

Dioxinas – Fase II, apresenta como factor de emissão típico 1,0 µg I-TEQ/ton, mínimo de 0,1 µg I-TEQ/ton e máximo de 5,0 µg I-TEQ/ton.

Atendendo às medições de PCDD/PCDF efectuadas pelo IDAD, assume-se um factor de emissão de 1,5 µg I-TEQ/ton, que se encontra um pouco acima do factor de emissão típico referido no Inventário Europeu, como representativo das emissões nacionais. Tendo em conta este factor de emissão e a produção nacional de aço presente na *Tabela 4.7*, é possível estimar a emissão nacional de PCDD/PCDF resultante dos fornos aço eléctricos de siderurgia, essa estimativa encontra-se na *Tabela 4.9*.

Tabela 4.9 - Emissão de PCDD/PCDF a partir de fornos de aço eléctricos de siderurgia em Portugal.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	1755	1815	2130	2205	1740	1320

4.2.2 Metais não ferrosos - Produção Secundária

A fusão de metais não ferrosos pode ser efectuada utilizando fornos de soleira inclinada, revérbero, indução e rotativos.

O forno de soleira inclinada é utilizado apenas para metais não ferrosos, principalmente ligas de alumínio, devido à construção complexa e à dificuldade de renovação do refractário, este forno é apenas usado para metais com baixo ponto de fusão. Já o forno de soleira é um forno de fusão contínua capaz de fundir entre 0,5 e 5 toneladas por hora e funciona a gás e/ou electricidade, é usado também principalmente para ligas de alumínio. O forno de revérbero com três câmaras, contém uma câmara de pré-aquecimento, uma câmara principal e a câmara de despejo. Este apresenta várias vantagens em termos de eficiência e rendimento, permitindo valores de produção elevados associados a uma considerável diminuição das emissões gasosas. Neste tipo de fornos os gases gerados sofrem pós-combustão antes de saírem do forno, existem no entanto fornos apenas com uma câmara, e que possuem maiores emissões de poluentes (Borrego *et al.*, 2006).

No caso das ligas de chumbo a fusão é efectuada em fornos rotativos que consistem numa concha cilíndrica de aço suportada por rolamentos e revestida por um material refractário. O forno é aquecido por um dos lados através da combustão do fuelóleo ou gás. O facto do corpo do forno rodar lentamente durante a fusão permite evitar o

sobreaquecimento do refractário e permite reduzir a metade do tempo de fusão (Borrego *et al.*, 2006).

Para a fusão do latão utiliza-se normalmente o forno de indução, este é um forno eléctrico com um cadinho refractário (alumina, sílica ou magnesite) e uma bobina de cobre, em tubo oco, onde circula o liquido refrigerador, normalmente água. Estes fornos são os mais utilizados nas fundições (Borrego *et al.*, 2006).

4.2.2.1 Dados Disponíveis da Actividade

O estudo mais recente sobre o sector metalúrgico nacional foi desenvolvido pela equipa da Universidade de Aveiro (UA)/Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD) e da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), relativo ao Protocolo IA-FEUP/UA no âmbito da Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (PCIP), estudo efectuado em 2006, (Borrego *et al.*, 2006). Este estudo refere a existência de 60 fundições de metais ferrosos e 38 de metais não ferrosos. A Associação Portuguesa de Fundições (APF), associação que representa o sector, tinha em Março de 2011 um total de 33 associados.

Um outro estudo realizado pelo IDAD para a área metropolitana do Porto, tendo como ano de referência 2002 (IDAD, 2003a), efectuou uma estimativa das emissões de PCDD/PCDF na região do Porto, e inventariou seis empresas produtoras de metais não ferrosos. Estas produziam metais como: alumínio, bronze, latão, estanho, chumbo, antimónio e bismuto. Foram utilizados os factores de emissão "típicos" presentes no Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, tendo-se concluído que estas seis empresas emitiam anualmente 0,405 g I-TEQ/ano de PCDD/PCDF.

Os dados apresentados na *Tabela 4.10* dizem respeito à produção nacional de ligas não ferrosas, e foram obtidas através de contacto com a APF.

Tabela 4.10 – Produção nacional de ligas não ferrosas (10^3 ton), entre 2004 e 2009 [APF].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Alumínio (Al)	20,05	20,25	21,45	21,90	19,80	15,80
Cobre (Cu)	7,80	8,70	10,80	11,10	11,40	10,80
Magnésio (Mg)	0,30	0,15	0,15	0,10	0,10	0,02
Zinco (Zn)	1,30	0,90	0,75	0,60	0,50	0,48
Totais não ferrosos	29,30	30,00	33,10	33,70	31,80	27,10

4.2.2.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Não existem na literatura muitos factores de emissão para emissões de PCDD/PCDF nas indústrias de metais não ferrosos, e os que existem diferem bastante na ordem de grandeza. Também não existem Valores de Emissão Associados às Melhores Técnicas Disponíveis (VEA) para as indústrias de metais não ferrosos. O tipo de material processado, o tipo de forno e o tipo de tratamento que é efectuado aos efluentes gasosos fazem variar bastante as emissões. Alguns dos estudos e medições efectuadas a este tipo de indústrias estão descritos no Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América, e também no Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II. Foi com base nesses estudos que foram determinados os factores de emissão que se encontram na *Tabela 4.11*, e que foram usados nesses inventários para determinar as emissões de PCDD/PCDF.

Não foi encontrado nenhum factor de emissão para o magnésio, um dos metais não ferrosos produzidos em Portugal, pelo que não são determinadas essas emissões. Assume-se que a totalidade da produção de metais não ferrosos resulta de produção secundária. Não são calculadas as emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de outros metais não ferrosos, uma vez que a produção destes é considerada pouco relevante.

Tabela 4.11 – Factores de emissão para a indústria de metais não ferrosos.

	Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América	Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II		
	Factor de emissão utilizado $\mu\text{g I-TEQ/ton}$	Factor de emissão em $\mu\text{g I-TEQ/ton}$ (Típico, Mínimo, Máximo)		
Alumínio	4,9	22	5	100
Cobre	3,6 e 8,7	50	5	500
Zinco	-	50	5	500

Com base nos dados de produção nacional de ligas não ferrosas *Tabela 4.10*, e nos factores de emissão “típicos” do Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, para cada liga, presentes na *Tabela 4.11*, é possível determinar uma estimativa de emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de metais não ferrosos. Essa estimativa encontra-se na *Tabela 4.12*.

Tabela 4.12 – Emissão de PCDD/PCDF a partir da produção de metais não ferrosos em Portugal.

Ano		2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissão (mg I-TEQ/ano)	Alumínio (Al)	441	446	472	482	436	348
	Cobre (Cu)	390	435	540	555	570	540
	Zinco (Zn)	65	45	38	30	25	24
	Total não ferrosos	896	926	1049	1067	1031	912

4.3 TRÁFEGO

São considerados neste tópico as emissões de PCDD/PCDF resultantes do tráfego rodoviário e ferroviário, não são tidas em conta as emissões do tráfego marítimo e aéreo.

4.3.1 Tráfego rodoviário

Diz respeito às emissões associadas ao funcionamento dos veículos de passageiros, assim como de ligeiros e pesados de mercadorias. Os processos de combustão que ocorrem nos motores a gasolina e nos motores a diesel não serão explicados em detalhe aqui, uma vez que estes são bastante conhecidos. No entanto em relação a possíveis emissões de PCDD/PCDF, sabe-se que compostos halogenados (principalmente o cloro) podem entrar no processo de combustão através do combustível, especialmente com combustível que contenha chumbo, ou através do ar existente no ambiente e que é necessário para que ocorra a combustão. Pensa-se que alguns óleos lubrificantes podem servir também como uma fonte adicional de halogéneos.

Durante a utilização de um veículo o processo de combustão é bastante variável com o tempo, pelo que as emissões também são diferentes ao longo de um percurso, diferem consoante estamos na fase de arranque, à espera num semáforo, a conduzir na auto-estrada, etc.

Durante os últimos anos, dispositivos catalíticos têm sido implementados nos motores para reduzir as emissões de CO e NOx. Estes dispositivos funcionam em conjunto com a injeção electrónica de combustível e controlo de combustão, o pode influenciar as emissões de PCDD/PCDF.

4.3.1.1 Dados Disponíveis da Actividade

Portugal é um país fortemente dependente do petróleo e seus derivados, sobretudo no sector dos transportes, a frota de veículos automóveis é praticamente toda composta por

veículos a gasolina sem chumbo e a gasóleo, existindo uma pequena percentagem a gás de petróleo liquefeito (GPL), e a gás natural, sobretudo autocarros urbanos. O número de veículos movidos a GPL tem tendência a aumentar, pois este combustível é mais barato que o diesel e a gasolina. Neste momento está a verificar-se uma revolução na indústria automóvel, estando a ser lançados vários modelos de veículos eléctricos, o que poderá, a curto prazo, vir a significar uma menor dependência do país em relação aos derivados do petróleo e também uma possível redução das emissões de poluentes atmosféricos, onde se incluem os PCDD/PCDF.

A Tabela 4.13 apresenta as quantidades de gasolina e diesel rodoviários consumidas anualmente em Portugal, os dados são provenientes da Direcção-Geral de Energia e Geologia (DGEG) a qual divulga os dados na sua página online, no tópico Petróleo e Derivados. Não são considerados os dados de gás natural nem GPL uma vez que os estudos disponíveis indicam que as emissões de PCDD/PCDF a partir destes combustíveis são bastante baixas, além disso o número de veículos que os utiliza é muito reduzido.

Tabela 4.13 – Consumos anuais de gasolina e diesel rodoviários em Portugal [DGEG].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Quantidade de gasolina consumida [ton]	2 008 113	1 804 000	1 682 000	1 459 000	1 488 000	1 471 000
Quantidade de diesel consumido [ton]	4 210 092	4 913 000	4 763 000	4 865 000	4 794 000	4 900 000

4.3.1.1 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

As emissões de PCDD/PCDF a partir de veículos são muito variáveis, e dependem sobretudo do tipo de combustível, tipo de motor, existência ou não de catalisador, e do estilo de condução, daí que muitos estudos existentes sobre este tipo de emissões não façam distinção entre classe de veículo, mas simplesmente entre tipo de combustível, de forma a simplificar.

Actualmente não existem na Europa veículos que utilizem gasolina com chumbo, pelo que apenas serão referidos estudos sobre as emissões de PCDD/PCDF provenientes de veículos movidos a gasolina sem chumbo. Vários estudos publicados, sobretudo europeus, referem que a emissão de PCDD/PCDF é menor que naqueles em cujo combustível é a gasolina com chumbo, assim como também é menor em veículos equipados com catalisador. Por exemplo o estudo de Hagebmaier *et al.* (1990) refere

uma emissão de 5,1 pg I-TEQ/km para um veículo a gasolina sem chumbo e sem catalisador, e 0,7 pg I-TEQ/km para um veículo equipado com catalisador.

Chang *et al.* (2004) mediram as emissões de PCDD/PCDF num túnel rodoviário em Taiwan, os resultados mostraram que a emissão variou entre 5,83 e 59,2 pg I-TEQ/km, nos veículos a gasolina e entre 23,32 e 236 pg I-TEQ/km nos veículos a diesel. As emissões médias apresentadas foram de 91,7 pg I-TEQ/km (550,4 pg I-TEQ/L de combustível), no caso dos veículos a diesel e de 22,9 pg I-TEQ/km (229,3 pg I-TEQ/L de combustível) no caso dos veículos a gasolina. Os autores deste estudo fizeram uma compilação de estudos referentes a este tipo de emissões, e que podem ser encontrados no Anexo B.

Chuang *et al.* (2010) verificaram a emissão de PCDD/PCDF a partir de seis motores a 2 tempos e seis motores a 4 tempos, de motociclos. O efeito do tipo de motor e da renovação de lubrificantes na emissão de PCDD/PCDF foi avaliado. A média das concentrações obtidas foi 67,1 pg I-TEQ/Nm³, com uma concentração média dos motores a 2 tempos de 72,7 pg I-TEQ/Nm³, superior à média dos motores a 4 tempos de 53,4 pg I-TEQ/Nm³. Os congéneres predominantes encontrados foram o OCDD, OCDF, 1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD e 1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF, representando 37%, 15%, 10% e 9% do total de PCDD/PCDF, respectivamente. Verificaram-se reduções significativas nas emissões de PCDD/PCDF nos motores a 4 tempos após a renovação do óleo lubrificante, o que indica que o óleo, para além do combustível, também deve ser considerado em futuros estudos.

O UNEP Toolkit (2005) recomenda a utilização dos seguintes factores de emissão expressos em µg WHO-TEQ/ton de combustível:

- Veículos de passageiros a gasolina: com chumbo (2,2), sem chumbo e sem catalisador (0,1) e sem chumbo com catalisador (0,0);
- Ciclomotores: gasolina com chumbo (3,5) e gasolina sem chumbo e sem catalisador (2,5);
- Motores a diesel: (0,1).

Contudo o Inventário Europeu de Dioxinas Fase - II considera os factores de emissão de 0,104 µg I-TEQ/ton para os veículos a gasolina sem chumbo, 2,20 µg I-TEQ/ton para os veículos a gasolina com chumbo e 0,043 µg I-TEQ/ton para os veículos a diesel.

Utilizando os factores de emissão considerados no Inventário Europeu de Dioxinas Fase - II, a estimativa de emissões do tráfego rodoviário é apresentada para os vários anos na Tabela 4.14.

Tabela 4.14 - Emissão de PCDD/PCDF a partir do tráfego rodoviário entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Emissões (diesel) (mg I-TEQ/ano)</i>	209	188	175	152	155	153
<i>Emissões (gasolina) (mg I-TEQ/ano)</i>	181	211	205	209	206	211
<i>Emissões Totais (mg I-TEQ/ano)</i>	390	399	380	361	361	364

4.3.2 Tráfego Ferroviário

A poluição atmosférica resultante deste tipo de transporte depende essencialmente do tipo de tracção utilizada, isto é, no caso de a tracção ser eléctrica, esta não é formada *in situ*, e depende da fonte produtora da energia eléctrica, no caso de a tracção ser diesel a poluição atmosférica é produzida *in situ*, e depende apenas do material ferroviário utilizado.

Uma vez que seria muito complicado a determinação das emissões de PCDD/PCDF resultantes da circulação de material ferroviário eléctrico, pois seria necessário saber a proveniência, de forma instantânea, da electricidade utilizada, optou-se por determinar apenas as emissões resultantes da circulação de material ferroviário a diesel.

4.3.2.1 Dados Disponíveis da Actividade

Segundo a Rede Ferroviária Nacional - REFER, E.P.E., em 2004 o caminho-de-ferro nacional tinha uma extensão total de 2 835,8 km, sendo 1 358,9 km electrificados, e em 2009 esta possuía uma extensão total de 2788,8 km, estando 1449,4 km electrificados. A rede ferroviária nacional é composta por dois tipos de via, a via larga e a via estreita, não estando nenhum quilómetro desta última electrificada.

Em 2004 o transporte ferroviário de passageiros era efectuado, pela então denominada, Caminhos de Ferro Portugueses, E.P., e pela Fertagus, S.A., que efectuava somente a exploração de uma linha com cerca de 54 km. O transporte ferroviário de mercadorias era efectuado pelos Caminhos de Ferro Portugueses, E.P., embora ocasionalmente existisse transporte de mercadorias em território nacional por parte de operadores espanhóis.

Em 2006 a Takargo - Transporte de Mercadorias, S.A., foi constituída e tornou-se em 2008 o primeiro operador privado português a efectuar transporte ferroviário de mercadorias em Portugal.

Em Junho de 2009 a Caminhos de Ferro Portugueses, E.P., passa a ser designada CP - Comboios de Portugal E.P.E. e transforma-se uma entidade pública empresarial, detida a 100% pelo Estado Português, vocacionada para o transporte de passageiros e perdendo a componente das mercadorias. A componente do transporte de mercadorias passa a ser efectuada pela CP Carga - Logística e Transportes Ferroviários de Mercadorias S.A., a qual desenvolve a sua actividade principalmente no espaço Ibérico.

A Tabela 4.15 apresenta a quantidade de veículos ferroviários com tracção própria a diesel existentes no país, bem com quantidade de diesel utilizada por estes, entre 2004 e 2009.

Tabela 4.15 - Quantidade de diesel consumido, e veículos ferroviários com tracção própria existentes em Portugal [Estatísticas de Transportes, INE].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Quantidade de diesel consumido [ton]	26184,71	26750,52	23409,22	49133,57	45065,75	37229,76
Material de tracção a diesel (automotoras e locomotivas)	177	165	157	159	159	167
Material de transporte de passageiros – automotoras diesel	157	157	152	152	152	152

4.3.2.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Uma vez que não foram encontrados na literatura factores de emissão de PCDD/PCDF específicos para motores a diesel em automotoras e locomotivas, optou-se por utilizar o factor de emissão que foi considerado para os veículos rodoviários a diesel, ou seja, um factor de emissão de 0,043 $\mu\text{g I-TEQ/ton}$. A aplicação deste factor de emissão aos dados presentes na Tabela 4.15 resulta nas emissões apresentadas na Tabela 4.16.

Tabela 4.16 - Emissão de PCDD/PCDF a partir do tráfego ferroviário entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	1,13	1,15	1,01	2,11	1,94	1,60

4.4 PROCESSOS DE INCINERAÇÃO

É aqui referida a incineração de resíduos sólidos urbanos e de resíduos hospitalares, e ainda a cremação humana e de animais. A incineração de resíduos industriais perigosos não é considerada neste tópico, uma vez que não existem em Portugal incineradoras dedicadas à incineração desse tipo de resíduos. Parte dos resíduos industriais perigosos são exportados e os restantes são utilizados como combustíveis alternativos na indústria cimenteira.

4.4.1 Incineração RSU

A incineração é um processo de destruição de resíduos através da combustão, que permite a redução do volume e peso dos resíduos, bem como a destruição de microrganismos patogénicos.

Com a quantidade de resíduos urbanos produzidos nas sociedades modernas, a incineração tornou-se necessária, pois é uma solução que permite reduzir a quantidade de resíduos depositados em aterro e todos os inconvenientes associados a essa deposição. No entanto a incineração é apenas uma das opções para a gestão dos RSU.

Inicialmente a incineração era vista como um processo de eliminação, actualmente é vista com um processo de valorização energética, uma vez que acoplado à incineradora existe, normalmente, um sistema que permite aproveitar o calor libertado pela combustão e transformar esse calor em electricidade, por intermédio da geração de vapor de água.

Quando os resíduos chegam à incineradora estes passam pela fase de secagem, em que é reduzido o teor de água nos resíduos para fazer com que a combustão dos mesmos seja mais rápida e eficaz. São então transportados para a zona de combustão em que são submetidos a temperaturas entre os 400 e 500°C. Após isto, dá-se a combustão completa a temperaturas que variam entre os 800 e 1000°C. Os produtos resultantes são gases, águas residuais, cinzas e escórias. As águas residuais são tratadas numa Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), as escórias e cinzas são depositadas em aterros para resíduos perigosos e os gases resultantes do processo, antes da sua evacuação para a atmosfera, são neutralizados e filtrados em equipamentos de elevada eficiência (normalmente filtros de mangas).

Durante o processo de incineração dá-se a libertação de substâncias que poderão ser nocivas para a saúde humana e ambiente, entre elas os PCCD/PCDF. Este facto faz com

que sempre que se pretenda construir incineradoras, estas devem ser feitas com recurso às Melhores Técnicas Disponíveis (MTD) para que os riscos para a saúde pública e ambiente sejam minimizados.

4.4.1.1 Dados Disponíveis da Actividade

Em Portugal existem três unidades de incineração dos resíduos sólidos urbanos (RSU), duas no Continente e uma na Madeira. As do Continente estão localizadas na região de Lisboa e do Porto, nas instalações operadas pela Valorsul e Lipor, respectivamente.

A Lipor - Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto, integra 8 municípios: Porto, Espinho, Gondomar, Valongo, Matosinhos, Maia, Vila do Conde e Póvoa do Varzim, servindo uma população aproximada de 1 milhão de habitantes e abrange uma área de cerca de 650 km². A produção global de RSU é de aproximadamente 500 000 ton/ano o que corresponde a 1,4 kg/hab.dia.

A incineradora da Lipor possui uma capacidade máxima de 400 mil toneladas por ano, possui duas linhas de incineração em funcionamento contínuo. Parte da energia térmica gerada pela incineração dos resíduos é aproveitada para a produção de energia eléctrica, produzindo cerca de 25 MWh. Em termos de tratamento de efluentes gasosos, é feita a adição de ureia na câmara de combustão para reduzir as emissões de óxidos de azoto, a passagem posterior do efluente gasoso por carvão activado para a adsorção de compostos organoclorados, a utilização de leite de cal para a condensação dos metais pesados e a neutralização dos compostos ácidos, e por fim a passagem do efluente gasoso por um filtro de mangas para a redução de partículas. A título de curiosidade, no ano de 2009 a Lipor gastou 182 toneladas de carvão activado [URL2].

A Valorsul - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos das Regiões de Lisboa e do Oeste, S.A., é a empresa responsável pelo tratamento e valorização de cerca de um milhão de toneladas de RSU produzidas anualmente em 19 Municípios da Grande Lisboa e da Região Oeste: Alcobaça, Alenquer, Amadora, Arruda dos Vinhos, Azambuja, Bombarral, Cadaval, Caldas da Rainha, Lisboa, Loures, Lourinhã, Nazaré, Óbidos, Odivelas, Peniche, Rio Maior, Sobral de Monte Agraço, Torres Vedras e Vila Franca de Xira. A produção de RSU é cerca de 750 000 ton/ano. A incineradora da Valorsul entrou em funcionamento em Fevereiro do ano 2000, possui uma capacidade máxima de processamento de 662 000 toneladas por ano, três linhas de incineração e funciona 24 horas por dia. Em termos de tratamento de efluentes gasosos possui, um sistema de remoção de óxidos de azoto, que consiste na injeção de solução aquosa de amónia na

câmara de combustão, faz a remoção de PCDD/PCDF e metais pesados através de carvão activado, remove os gases ácidos através de leite de cal, e remove as partículas através de um filtro de mangas de alto rendimento [URL3].

A terceira incineradora de RSU de Portugal está na Madeira, na Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos da Meia Serra (ETRS). Esta incineradora pertence à Valor Ambiente - Gestão e Administração de Resíduos da Madeira, SA., a qual efectua a gestão dos resíduos dos 11 municípios deste arquipélago e serve actualmente uma população de cerca 246 mil habitantes, cuja produção global de resíduos urbanos é de aproximadamente 173 000 ton/ano.

A instalação é constituída por duas linhas de incineração independentes, com capacidade unitária de 8 toneladas/hora, funciona 24 horas por dia, 8000 horas/ano, utiliza gásóleo como combustível auxiliar, e encontra-se dotada de dois sistemas forno-caldeira, o sistema de tratamento de efluentes gasosos é idêntico ao da Lipor. A energia eléctrica produzida é de cerca de 473 KWh/ton, sendo parte utilizada para auto-consumo, enquanto a restante é enviada para a rede de distribuição [URL4].

Tabela 4.17 – Quantidade de RSU, Incinerados em Portugal entre 2004 e 2009 [Lipor, Valorsul, Valor Ambiente].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
RSU Incinerados Lipor [ton]	401 532	393 492	375 563	419 389	383 553	398 392
RSU Incinerados Valorsul [ton]	537 152	582 755	569 823	474 487	511 331	586 113
RSU Incinerados - Valor Ambiente [ton]	113 823	112 750	116 831	120 442	116 357	112 466
Total de RSU Incinerados [ton]	1 052 507	1 088 997	1 062 217	1 014 318	911 241	1 096 971

4.4.1.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

O Decreto-Lei nº 85/2005, de 28 de Abril, estabelece o regime legal da incineração e co-incineração de resíduos, resultado da transposição da Directiva 2000/76/CE, de 4 Dezembro. Este Decreto-Lei impõe o limite de 0,1 ng I-TEQ/m³, para a incineração de RSU, as incineradoras estão ainda sujeitas a licença ambiental.

As concentrações de PCDD/PCDF na incineradora da Lipor encontram-se, em todas as medições efectuadas, claramente abaixo do limite legal. A Tabela 4.18 apresenta o valor médio das duas medições anuais que foram efectuadas em cada linha de operação.

Uma vez que a Lipor apenas passou a disponibilizar nos Relatórios de Sustentabilidade a partir do ano de 2007 a massa de PCDD/PCDF emitida anualmente pela sua incineradora, existe a necessidade de utilizar um factor de emissão para estimar as emissões nos anos de 2004, 2005 e 2006. Uma vez que a incineradora não sofreu alterações significativas entre 2004 e 2009, e que se entende que a composição dos resíduos não variou significativamente ao longo do mesmo período, é preferível utilizar um factor de emissão baseado na média dos factores de emissão de 2007, 2008 e 2009, ou seja um factor de 0,020 µg I-TEQ/ton RSU, do que utilizar um factor de emissão proveniente de outros países, cuja realidade, em termos de incineração deste tipo resíduos pode ser completamente diferente da portuguesa. A *Tabela 4.18* apresenta para além das concentrações de PCDD/PCDF, os factores de emissão, as emissões oficiais em 2007, 2008 e 2009, isto é, que reportadas pela Lipor, e ainda as emissões estimadas para 2004, 2005 e 2006, utilizando o factor de emissão indicado anteriormente.

Tabela 4.18 – Dados e emissões de PCDD/PCDF a partir da incineradora de RSU da Lipor, entre 2004 e 2009 [Relatórios de sustentabilidade da Lipor].

Ano	Concentração (ng I-TEQ/Nm ³) *		Factor de emissão de PCDD/PCDF (µg I-TEQ/ton RSU)	Emissões de PCDD/PCDF (g I-TEQ/ano)
	Linha 1	Linha 2		
2004	0,0023	0,0051	-	0,0081**
2005	0,0070	0,0090	-	0,0080**
2006	0,0080	0,0080	-	0,0076**
2007	0,0020	0,0130	0,0229	0,0096***
2008	0,0040		0,0300	0,0115***
2009	-	-	0,0078	0,0031***

* Valor médio de duas medições anuais por linha, gás seco a 11% de O₂.

** Estimado

*** Oficial

Como se pode ver na *Tabela 4.19* as concentrações de PCDD/PCDF na incineradora da Valorsul encontram-se, à semelhança das da Lipor, claramente abaixo do limite legal.

A Valorsul só começou a disponibilizar, através dos Relatórios de Sustentabilidade, a massa de PCDD/PCDF emitida pela sua incineradora a partir de 2006, os dados referentes a 2004 e 2005 foram pedidos directamente à Valorsul.

A *Tabela 4.19* apresenta as concentrações de PCDD/PCDF no efluente gasoso da incineradora, obtidas através de medições em descontínuo e reportadas pela Valorsul nos Relatórios de Sustentabilidade, apresenta ainda a massa de PCDD/PCDF emitida anualmente pela incineradora, estes valores mássicos têm em conta as monitorizações efectuadas em descontínuo.

Tabela 4.19 – Dados e emissões de PCDD/PCDF a partir da incineradora de RSU da Valorsul, entre 2004 e 2009 [Relatórios de Sustentabilidade da Valorsul].

Ano	Concentração (ng I-TEQ/Nm ³)*			Factor de emissão de PCDD/PCDF (µg I-TEQ/ton RSU)	Emissões de PCDD/PCDF (g I-TEQ/ano)
	Linha 1	Linha 2	Linha 3		
2004	--	-	-	-	0.093**
2005	-	-	-	-	0.021**
2006	0.010	0.020	0.010	0.070	0.038**
2007	0.007	0.006	0.006	0.030	0.016**
2008	0.010	0.020	0.010	0.050	0.025**
2009	0.006	0.009	0.009	0.030	0.017**

* Valor médio de duas medições anuais por linha

** Oficial

Quanto à incineradora localizada na ilha da Madeira, após pedido de dados à Valor Ambiente, esta disponibilizou a informação presente na *Tabela 4.20*. As concentrações indicadas por linha e ano resultam da média das medições efectuadas na incineradora naquele ano, três para 2004 e duas para os restantes anos. Estas concentrações foram obtidas nas condições de operação, pode verificar-se que não existe ultrapassagem do limite legal de 0,1 ng I-TEQ/m³. Os caudais volúmicos de gás, também presentes na *Tabela 4.20*, foram obtidos aquando das amostragens pontuais de PCDD/PCDF no efluente gasoso, no entanto estão apresentados em condições normalizadas e em base seca.

O facto de não se saber as condições de operação, em termos de pressão e temperatura, bem como o tempo de operação da incineradora em horas, inviabiliza uma estimativa directa das emissões. Por outro lado, segundo a Valor Ambiente estes dados referem-se a um funcionamento a 100% da instalação, o que nem sempre se verifica.

Tabela 4.20 – Dados de PCDD/PCDF referentes à incineradora operada pela Valor Ambiente, entre 2004 e 2009 [Valor Ambiente].

Ano	Concentração (ng I-TEQ/m ³)		Caudais médios secos (Nm ³ /h)	
	Linha 11	Linha 12	Linha 11	Linha 12
2004	0.0016	0.003	32600	29267
2005	0.0012	0.035	32200	32100
2006	0.0014	0.003	31150	30950
2007	0.0032	0.002	30750	30800
2008	0.0020	0.002	31350	34200
2009	0.0036	0.004	33050	33400

Deste modo, a estimativa das emissões desta incineradora tem de ser efectuada através da utilização de um factor de emissão. O Inventário Europeu de Dioxinas Fase - II, refere um factor de emissão de 1,5 µg I-TEQ/ton RSU, no caso de incineradoras com sistemas de

controlo de poluição, no entanto uma vez que Lipor e Valorsul, as emissões por tonelada de resíduo são muito mais baixas, optou-se por não usar esse factor de emissão, já que parece exagerado. Assim assumindo que a tecnologia da incineradora da Madeira é idêntica às do Continente e que a tipologia de resíduos incinerados é idêntica, pode utilizar-se um factor de emissão que resulte da média dos factores de emissão indicados na Tabela 4.18 e na Tabela 4.19, esse factor de emissão é 0,034 µg I-TEQ/ton RSU.

A Tabela 4.21 faz um resumo das emissões de PCDF/PCDF a partir de incineradoras de RSU, sendo apresentada a estimativa das emissões das incineradoras da Lipor, Valorsul e da Valor Ambiente.

Tabela 4.21 - Emissão de PCDD/PCDF a partir da Incineração de RSU em Portugal.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Emissões – Lipor (mg I-TEQ/ano)</i>	8,1	8,0	7,6	9,6	11,5	3,1
<i>Emissões Valorsul (mg I-TEQ/ano)</i>	93,0	21,0	38,0	16,0	25,0	17,0
<i>Emissões - Valor Ambiente (mg I-TEQ/ano)</i>	3,9	3,8	4,0	4,1	4,0	3,8
Emissões Totais (mg I-TEQ/ano)	104,0	32,8	49,6	29,7	40,5	23,9

4.4.2 Incineração RH

De acordo com o Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, resíduo hospitalar (RH) é: “[...] o resíduo resultante de actividades médicas desenvolvidas em unidades de prestação de cuidados de saúde, em actividades de prevenção, diagnóstico, tratamento, reabilitação e investigação, relacionada com seres humanos ou animais, em farmácias, em actividades médico-legais, de ensino e em quaisquer outras que envolvam procedimentos invasivos, tais como acupunctura, piercings e tatuagens”.

Os RH provocam danos ambientais e na saúde humana, por possuírem agentes infecciosos, materiais invasivos (cortantes e perfurantes), citostáticos, fármacos e químicos perigosos e ainda produtos radioactivos.

Os RH são classificados em quatro grupos, segundo o Despacho n.º 242/96, o Grupo I diz respeito aos resíduos equiparados a urbanos, o Grupo II aos RH não perigosos, no Grupo III encontram-se os RH de risco biológico, e no Grupo IV estão os RH específicos, cuja incineração é obrigatória. Incluem-se neste último grupo as peças anatómicas identificáveis, fetos, placentas, cadáveres de animais, materiais cortantes e perfurantes

(agulhas, cateteres e todo o material invasivo), produtos químicos, fármacos e citostáticos. É necessária contudo que a separação seja feita correctamente na fonte, de forma a ser possível dar-lhes o destino mais adequado.

Como já foi referido anteriormente os resíduos do Grupo IV são obrigatoriamente eliminados através de incineração, que é um processo de eliminação térmica, no entanto, por vezes, os resíduos do Grupo III também são sujeitos a este procedimento. Durante o processo ocorre a decomposição térmica via oxidação seca, a temperaturas elevadas, da parcela orgânica e combustível dos resíduos, transformando-a em gases e matéria inorgânica e incombustível. Desta forma, reduz-se significativamente o peso e volume dos resíduos e também a sua perigosidade, visto que se eliminam os agentes patogénicos e se destroem os resíduos de medicamentos e outras substâncias químicas.

4.4.2.1 Dados Disponíveis da Actividade

Em conformidade com as práticas de higiene aplicáveis à data da construção dos antigos hospitais portugueses, todos eles possuíam um forno de incineração para eliminar os resíduos hospitalares considerados perigosos. Com o uso deste tipo de fornos ao longo dos anos, e com uma manutenção, por vezes muito deficiente, estes foram-se degradando a ponto da maior parte deles ficar inoperacional.

Segundo o Ministério da Saúde, no ano de 1999 existiam em Portugal 31 incineradoras de resíduos hospitalares. Mas entretanto, o Plano Estratégico Sectorial de Gestão dos Resíduos Hospitalares (PESRH) e a Estratégia Nacional de Gestão de Resíduos Hospitalares para curto prazo (1999 - 2000) prevêm a requalificação de apenas duas unidades de incineração, localizadas preferencialmente a Norte e Centro do país, e o encerramento das restantes. Em 2003 já eram apenas duas, a incineradora do hospital Júlio de Matos e a do hospital S. João, esta última foi posteriormente encerrada, ficando Portugal a depender de uma única incineradora localizada no hospital Júlio de Matos (IDAD, 2005).

A incineradora do hospital Júlio de Matos (agora designada Central de Incineração do Parque de Saúde de Lisboa) começou a funcionar em 1975, possuía na altura duas linhas de incineração que processavam 160 kg/h, e manteve-se desta forma até 1997.

Nesse ano ocorreu a primeira requalificação da incineradora, tendo-se instalado um novo incinerador (marca Hoval), do tipo pírolítico de dupla câmara, com sistema de tratamento de efluentes gasosos, e com uma capacidade de 500 kg/h. Em 2003 foram feitas alterações na primeira câmara de combustão, através de uma automatização do

sistema de retirada de escórias, o que tornou possível o funcionamento durante 24h seguidas. Foi também alterado o combustível auxiliar de gás propano para gás natural e aumentado o número de parâmetros monitorizados em termos de efluentes gasosos.

A incineração foi retomada, até ser suspensa em Abril de 2007 por um período de duas semanas, por terem sido detectadas emissões de dioxinas e furanos cerca de 30 vezes acima do limite legal. A suspensão só foi levantada a 18 de Abril, depois de serem realizadas novas análises às emissões da incineradora, tendo estas sido efectuadas pelo IDAD, o qual no seu boletim ACA 59.07-06/03.14 (16 de Abril de 2007), chegou-se à conclusão que “o teor medido de PCCD/PCDF é inferior ao valor limite de emissão – 0,1 I-TEQ ng/Nm³ gás seco, 11% O₂ – definido pelo Decreto-Lei n.º 85/2005, de 28 de Abril,” O valor das emissões PCCD/PCDF para a atmosfera correspondia a 0,00741 I-TEQ ng/Nm³ gás seco, um valor 14 inferior vezes ao definido legalmente.

O Serviço de Utilização Comum dos Hospitais (SUCH) obteve nesse mesmo ano a licença de exploração definitiva para a queima de resíduos hospitalares, válida por cinco anos. Esta incineradora deve ser desactivada quando estiver em pleno funcionamento a nova Unidade de Tratamento, Valorização e Eliminação de Resíduos Hospitalares no Eco Parque do Relvão, na Chamusca, que está prevista para 2013.

Entretanto de forma a reduzir os encargos da transferência dos RH da Região Autónoma da Madeira para o Continente, pensou-se em construir uma incineradora. A construção da incineradora foi solicitada junto da Direcção Regional de Planeamento e Saúde Pública (DRSP) em Dezembro de 2006, ao abrigo do disposto no Decreto-lei n.º 85/2005, de 28 de Abril, e em Outubro de 2008 foi feita a recepção provisória da instalação. Esta incineradora para além de proceder à incineração de RH, procede também à incineração de subprodutos animais não destinados ao consumo humano. Denominada Instalação de Incineração de Resíduos Hospitalares e de Matadouros (IRHM), está instalada na Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos da Meia Serra (ETRS), e é gerida pela Valor Ambiente - Gestão e Administração de Resíduos da Madeira, S.A.

A IIRHM possui duas linhas de incineração com capacidade de 0,5 toneladas/hora, cada uma constituída por duas câmaras de combustão, onde as temperaturas atingem os 1100 °C. Está dotada de dois filtros de mangas para o tratamento de efluentes gasosos, que permitem que se cumpram os limites legais.

Após a recepção provisória e até 31 de Dezembro de 2008, foram incineradas na IIRHM cerca de 272 toneladas de resíduos, das quais cerca de 84 toneladas foram resíduos

hospitalares e cerca de 188 toneladas foram resíduos de matadouro. Actualmente esta incineradora não se encontra a funcionar, e os resíduos são enviados para o Continente [URL4].

Segundo o Plano Estratégico dos Resíduos Hospitalares 2011-2016 (PERH 2011-2016) a recolha, gestão e tratamento dos resíduos hospitalares provenientes do grupo III e IV em Portugal em 2009, era realizada por cinco empresas: Ambimed, Ambital, SUCH, Tratospital e Cannon Hygiene. As quantidades de resíduos hospitalares incinerados em Portugal, são apresentados na Tabela 4.22.

Tabela 4.22 – Quantidade de RH incinerados em Portugal entre 2004 e 2009 [Such, Valor Ambiente].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Quantidade de RH Incinerada – Continente [ton]	1 208.4	742,7	725,2	1 059,9	1 484,3	1 522,2
Quantidade de RH Incinerada – Madeira [ton]	-	-	-	-	272,0	-
Quantidade total de RH Incinerada [ton]	1 208.4	742,7	725,2	1 059,9	1 756.3	1 522,2

4.4.2.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Existem na literatura um grande número de factores de emissão referentes incineradoras de RH, contudo estes diferem muito uns dos outros, pois reflectem as características dos resíduos incinerados, e as condições específicas de operação. O factor de emissão presente no Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II, e que foi utilizado para estimar as emissões portuguesas na altura, foi de 1 µg I-TEQ/ton.

Tendo em conta que a incineradora da Madeira funcionou durante um curto período de tempo e que a quantidade incinerada foi muito baixa, optou-se por não determinar as emissões de PCDD/PCDF daí resultantes.

Quanto à incineradora do Continente, foi possível obter informação sobre as emissões da incineradora, através de um pedido de dados à SUCH. Verificou-se que as concentrações de PCDD/PCDF na incineradora encontram-se abaixo do limite legal (0,1 ng I-TEQ/m³), em todas as medições efectuadas. A Tabela 4.23 apresenta o valor médio das medições anuais que foram efectuadas, normalmente apenas duas.

Não foi possível, até ao momento, receber os dados das medições de PCDD/PCDF efectuadas ao efluente gasoso em 2006, nem do número de horas que a incineradora funcionou em cada um dos anos, assim optou-se por considerar uma paragem anual de 25 dias, operando portanto 8000 horas/ano. A Tabela 4.23 apresenta, para além da concentração de PCDD/PCDF no efluente gasoso, as emissões médias por hora (tendo em conta as medições anuais efectuadas) e as emissões de anuais, tendo em conta o número de horas estimado de funcionamento.

Tabela 4.23 – Dados e emissões de PCDD/PCDF a partir da incineradora de RH, no período 2004 - 2009.

Ano	Concentração (ng I-TEQ/Nm ³ , gás seco 11% O ₂)*	Emissões médias (ng I-TEQ/h)*	Número de horas anuais de funcionamento estimado	Emissões de PCDD/PCDF (mg I-TEQ/ano)
2004	0,0023	6,9	8000	0,06
2005	0,0097	19,9	8000	0,16
2006	--	--	8000	0,16 **
2007	0,0066	27,1	8000	0,22
2008	0,0075	25,5	8000	0,20
2009	0,0548	146,1	8000	1.17

* Valor médio de três medições em 2005, e duas nos restantes anos.

** Valor estimado tendo em conta o ano anterior.

A inclusão, quando possível, da informação relativa a 2006, e do número de horas que a incineradora funcionou efectivamente, irá conduzir à obtenção de uma estimativa mais aproximada das emissões. Esta é a melhor forma de estimar as medições, uma vez que não são efectuadas medições em contínuo de PCDD/PCDF, e o Decreto-Lei nº 85/2005, de 28 de Abril apenas obriga a efectuar duas medições anuais ao efluente gasoso.

4.4.3 Cremação

A cremação é considerada uma actividade funerária. Os crematórios ou unidades de cremação são usados para reduzir a cinzas os cadáveres humanos ou animais (normalmente domésticos). Um forno crematório consiste numa câmara refractária na qual os restos mortais e respectivo caixão são colocados, seguida de uma câmara de pós-combustão. A temperatura é de 800 °C ou superior, conseguida por utilização de gás natural, embora existam alguns equipamentos que funcionam a electricidade ou gasóleo. O tempo de cremação é variável, pois depende da madeira do caixão e do peso do corpo a cremar, mas situa-se entre uma hora e três horas.

O volume de gases libertados depende do combustível utilizado na queima, no caso da utilização de gás natural, são libertados para a atmosfera cerca de 1200 Nm³/h. Os

equipamentos de cremação estão normalmente equipados com um ciclone ou um filtro de mangas, e arrefecem os gases de saída através de um processo de diluição.

4.4.3.1 Dados Disponíveis da Actividade

Embora a actividade de cremação de animais já se efectua-se em Portugal há alguns anos, muitas vezes sem o cumprimento de quaisquer regras, somente em Abril de 2008 entrou em funcionamento o primeiro crematório criado especialmente para fazer incineração dedicada a cadáveres de animais domésticos e selvagens. Está localizado em Beja, tem uma capacidade instalada de 500 a 700 kg/h, e cumpre o Regulamento (CE) n.º 1774/2002, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 3 de Outubro, revogado pelo Regulamento (CE) n.º 1069/2009 do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Outubro de 2009. Existe também um crematório de animais na Fundação São Francisco de Assis, instituição vocacionada para a protecção animal, que realiza cremação de animais domésticos. Não foi possível até ao momento obter informações sobre quantidades de animais cremados, ou informações específicas sobre o tratamento dos efluentes gasosos.

Quanto a cremações humanas, no início de 2008 existiam em Portugal apenas 4 unidades crematórias humanas, em 2010 já se estavam em funcionamento 16. Existem fornos crematórios a funcionar em cemitérios de Lisboa (3), Porto, Matosinhos, São João da Madeira, Figueira da Foz, Vila Franca de Xira, Loures, Sintra, Elvas, Ferreira do Alentejo, Porto Santo, na ilha de São Miguel, Almada e Sesimbra, está prevista a instalação de um crematório em Oeiras e outro em Viseu.

Em 2009 a cremação foi praticada em 49,9% dos funerais de Lisboa, esta prática tem tendência a aumentar nos grandes centros urbanos, onde os custos das sepulturas em cemitérios são bastante elevados, em comparação com os custos da cremação, no interior do país a cremação é ainda pouco utilizada.

A *Tabela 4.24* apresenta o número de cremações humanas realizadas em Portugal entre 2004 e 2009, os dados são provenientes do Inventário Nacional (UNFCCC) elaborado pela APA, com excepção dos dados do ano de 2009. Apresenta ainda o número de óbitos ocorridos anualmente em território nacional, informação proveniente do INE, o qual a divulga através de uma publicação anual intitulada "Indicadores Sociais".

Tabela 4.24 – Número total de óbitos e de cremações humanas realizadas em Portugal
[Inventário Nacional (UNFCCC), Indicadores Sociais, INE].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Número de Cremações Humanas	3 867	4 182	4 518	5 393	6 437	7 750*
Total de Óbitos	101 932	107 462	101 990	103 512	104 280	104 434

*Dado cuja fonte original não foi apurada.

4.4.3.2 Factores de Emissão e Estimativa de emissões

A única medição conhecida de PCDD/PCDF em crematórios de animais, realizada em Portugal, foi efectuada pelo IDAD a 16 de Maio de 2002. O equipamento de incineração era constituído por duas câmaras de termo destruição, sendo utilizado gás propano como combustível. A alimentação do equipamento era descontínua, cada carga de materiais a incinerar (cães e gatos) era sujeita a um programa de temperaturas pré-estabelecido. Os efluentes gasosos resultantes eram enviados directamente para a atmosfera a temperaturas superiores a 900 °C. A concentração determinada a 11% O₂ foi de 0,16 I-TEQ ng/m³, e a distribuição dos congéneres de PCDD/PCDF mostrou que o congénere tetraclorofurano era claramente o que estava presente em maior quantidade (Coutinho *et al.*, 2003).

A nível internacional foi realizado um estudo num crematório de animais instalado na Universidade da Geórgia, nos Estados Unidos da América. Essa unidade dispunha de duas câmaras de combustão, uma primária outra secundária e efectuava a cremação, na sua maioria, de vacas e cavalos, utilizados em experiências académicas. O crematório não dispunha de nenhum sistema de controlo de emissões gasosas, as emissões médias detectadas nos quatro ensaios efectuados foram de 0,11 ng I-TEQ/kg (0,12 ng WHO-TEQ/kg) de animal cremado (EPA, 2006).

Uma vez que em Portugal os crematórios para animais efectuem sobretudo a cremação de animais domésticos (cães e gatos) e que não existem estudos de emissões de PCDD/PCDF conhecidos a nível nacional, com excepção do estudo referido anteriormente, assim como não existe informação suficiente sobre quantidades cremadas, optou-se por não efectuar uma estimativa das emissões nacionais de crematórios animais.

No caso da cremação humana, existem diversos estudos internacionais, por exemplo Takeda *et al.* (1998) estudou as emissões PCDD/PCDF em 10 crematórios no Japão, os quais são responsáveis por cerca de 4% das cremações realizado no Japão todos os

anos, tendo obtido uma vasta gama de valores de emissões PCDD/PCDF. Quando os valores não detectáveis foram tratados como zero, o intervalo do factor de emissão foi de 42 a 62 000 ng I-TEQ/cadáver (média de 9 200 ng I-TEQ /cadáver), quando os valores não detectáveis foram tratados como metade do limite de detecção, o intervalo foi de 450 a 63 000 ng I-TEQ/corpo (média de 11 000 ng I-TEQ/corpo).

Para obter mais dados sobre as emissões de PCDD/PCDF de crematórios no Japão, Takeda *et al.* (2001) mediu as emissões PCDD/PCDF em 17 crematórios adicionais. Nesse estudo, todos os crematórios, com excepção de um, possuíam câmara de combustão secundária. Durante as medições, um caixão e o material associado foram queimados junto com o corpo, as emissões variaram entre 120 e 24 000 ng I-TEQ/corpo. Verificou-se que em geral, com uma temperatura média de 800°C na câmara de combustão principal as emissões de PCDD/PCDF diminuíram, e que a existência de uma câmara secundária, assim como a diminuição da temperatura no colector de pó (cinzas), também permitia reduzir consideravelmente as emissões.

Em Taiwan foram efectuadas medições de PCDD/PCDF a dois crematórios (Wang *et al.*, 2003), um sem qualquer sistema de controlo de emissões gasosas e o outro equipado com um filtro de mangas. Enquanto que no primeiro as emissões médias foram de 13 600 ng I-TEQ/corpo no segundo caso foram de 6110 ng I-TEQ/corpo. O autor do estudo refere uma redução de emissões de PCDD/PCDF de cerca de 55% devido à utilização de um filtro de mangas.

Nos Estados Unidos da América, foram realizadas medições de PCDD/PCDF no crematório de Camellia Lawn Memorial, Califórnia em 1990 (CARB, 1990). O material queimado nesta unidade era composto pelo corpo, 4 kg de papelão, cerca de 6 kg de madeira, e uma quantidade não quantificada de embalagens de plástico não especificado. Os três ensaios de emissões realizados nesta unidade, que possuía uma câmara de pós-combustão, revelaram uma emissão média de 501 ng I-TEQ/corpo (543 ng WHO-TEQ/corpo).

O *Toolkit* UNEP apresenta três classes de factores de emissão, a Classe 1 (90 µg WHO-TEQ/corpo) deve ser utilizada quando os crematórios funcionam a temperaturas abaixo dos 850°C, o fluxo de ar não é controlado, quando não existe nenhum dispositivo de controlo de poluição, e no caso de serem queimados com o corpo materiais plásticos e madeiras previamente tratadas com produtos de preservação. A Classe 2 (10 µg WHO-TEQ/corpo) deve ser utilizada se as temperaturas de cremação são superiores a 850°C, se o fluxo de ar é controlado, e se não são queimados

com o corpo materiais plásticos ou outros que contenham cloro na sua composição. A Classe 3 (0,4 µg WHO-TEQ/corpo) deve ser utilizada quando o crematório possui dispositivos de controlo de poluição e estes estão operacionais.

A partir dos estudos e inventários enviados pelos diversos países europeus, os autores do Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II, usam os seguintes factores de emissão, relativos a cremação humana para recalcular as emissões europeias de PCDD/PCDF; Típico (8 µg I-TEQ/corpo), Mínimo (3 µg I-TEQ/corpo), Máximo (40 µg I-TEQ/corpo). Utilizando o factor de emissão de 3 µg I-TEQ/corpo, factor que se considera adequado à realidade portuguesa, devido à modernidade dos fornos crematórios, obtêm-se as emissões presentes na *Tabela 4.25*.

Tabela 4.25 – Estimativa de emissões PCDD/PCDF resultantes de cremações humanas, entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	11,60	12,55	13,55	16,18	19,31	23,25

4.5 PRODUÇÃO DE PRODUTOS MINERAIS

Neste tópico são considerados os processos de produção de produtos minerais que dão origem à formação e emissão de PCDD/PCDF e que são considerados em inventários de emissões de outros países. Os processos considerados incluem a produção de cimento (clínquerização), produção de tijolo e telha, produção de vidro, produção de material asfáltico, o denominador comum de todos estes processos é a temperatura, que é muito elevada.

4.5.1 Produção de Cimento

As matérias-primas (calcários, margas, etc.), após extração nas pedreiras, são trituradas e passam por uma primeira fase de homogeneização, de seguida são moídas até à obtenção de um pó muito fino (cru ou farinha), que é depois armazenado e também homogeneizado.

A farinha, saída dos silos de homogeneização, entra num permutador de calor (torre de ciclones) em contra-corrente com os gases quentes provenientes do forno, iniciando-se o processo de descarbonatação. No forno cilíndrico rotativo (tubo ligeiramente inclinado para facilitar o deslizamento da farinha no seu interior, com cerca de 80 metros de comprimento), onde a temperatura atinge valores superiores a 1500°C, ocorre a

cozedura (clínquerização) da farinha, dando origem ao clínquer. Os gases quentes que saem da torre de ciclones são despoeirados antes de serem reenviados para a atmosfera. A moagem muito fina do clínquer com um regulador de presa (o gesso) e outros eventuais aditivos (calcário, cinzas volantes, escórias siderúrgicas, etc.) dá origem aos diversos tipos de cimento.

O processo de produção do clínquer, origina a emissão de muitos poluentes, onde se destacam o CO₂, partículas, NO_x, SO₂, compostos orgânicos voláteis, metais, e PCDD/PCDF. A emissão de dioxinas/furanos por um forno de clínquer pode resultar de processos diferentes, tais como evaporação de PCDD/PCDF presentes na matéria-prima, (e não queimados no pré-aquecedor), da destruição incompleta de PCDD/PCDF existentes no combustível, ou síntese a partir de compostos precursores, na zona de arrefecimento dos gases de exaustão, normalmente na área de despoeiramento.

4.5.1.1 Dados Disponíveis da Actividade

Em Portugal as indústrias abrangidas pela Prevenção e Controlo Integrado da Poluição (PCIP), isto é, produção de clínquer em fornos rotativos com uma capacidade de produção superior a 500 toneladas por dia, ou noutros tipos de fornos com uma capacidade de produção superior a 50 toneladas por dia, são a Cimpor (Alhandra, Souselas e Loulé) e a Secil (Secil-Outão, Maceira-Liz e Cibra-Pataias).

Os combustíveis utilizados por estas indústrias são o coque de petróleo, gás de petróleo liquefeito, fuelóleo, gasóleo, gás propano e carvão. A utilização de combustíveis varia consoante o centro de produção de clínquer. Somente se verifica a utilização de combustíveis alternativos (co-incineração) no centro de produção Secil - Outão (forno 8 e 9), e em Souselas (forno 3), estes combustíveis são sobretudo lamas oleosas, óleos usados, *chips* de pneu e borrachas, RDF (resíduos de plástico e cartão não recicláveis), farinhas e gorduras animais, estilha de madeira, *fluff* de pneu (componente têxtil não reciclável do pneu), entre outros (Cimpor, 2009, Secil, 2009).

Para as instalações da Secil no Outão, o então denominado Instituto dos Resíduos emitiu a 24-06-2005, válida por um ano, a licença para a operação de co-incineração de resíduos do tratamento mecânico de veículos em fim de vida (LER 19 12 12), "chips" de pneus usados (LER 19 12 04) e farinhas de carne e osso (LER 02 02 03). A licença mais recente é a Licença Ambiental nº 37A.1/2006, que permite a utilização de resíduos indústrias banais (RIB) e resíduos industriais perigosos (RIP) como combustíveis (Secil, 2009).

Quanto à Cimpor, o principal combustível usado na produção de clínquer na fábrica de Souselas é o coque de petróleo. No entanto em Janeiro de 2008 foi obtida a Licença de Exploração para a operação de co-incineração de resíduos industriais perigosos (RIP) no queimador principal do forno 3 do centro de produção de Souselas nos termos do Decreto-Lei n.º 85/2005, de 28 de Abril. A licença permite que os resíduos sejam usados como combustíveis alternativos no queimador principal do forno 3, num limite de 45 000 toneladas por ano e com uma taxa máxima de substituição de 20% em calor. Contudo entre Fevereiro de 2009 e Dezembro de 2009 não existiu co-incineração em Souselas devido à interposição de uma providência cautelar. Segundo a Cimpor, em 2007 foram utilizados apenas 7,4 toneladas de combustíveis alternativos, em 2008 aumentou para 1318 toneladas e em 2009 decresceu para as 142 toneladas (Cimpor, 2009).

A legislação actual não impõe um limite de emissões atmosféricas para PCDD/PCDF nos fornos onde não se efectua co-incineração, contudo o Decreto-Lei nº 85/2005 impõe um limite de emissão de 0,1 ng I-TEQ/Nm³ nos fornos onde se efectua co-incineração.

A Tabela 4.26 apresenta a produção nacional de cimentos não pulverizados, denominados "clinkers" e de cimento. Com excepção de cimentos brancos, os dados foram obtidos através da publicação anual "Estatísticas da Produção Industrial" elaborada pelo INE.

Tabela 4.26 – Produção nacional de "clinkers" e cimento de 2004 a 2009 [Estatísticas de Produção Industrial, INE].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Cimentos não pulverizados, denominados "clinkers" (ton)	8207639	7790206	7776698	8017823	7748061	6484970
Cimento (excepto brancos) (ton)	8768874	8151440	8259324	9174863	8381861	6877104

4.5.1.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

O Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, apresenta como factores de emissão de PCDD/PCDF: 0,15, 0,05 e 5,0 µg I-TEQ/tonelada de cimento, respectivamente factor típico, mínimo e máximo. Estes factores de emissão são resultado de análise e compilação de medições de PCDD/PCDF de várias indústrias cimenteiras europeias.

O Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América apresenta um vasto conjunto de valores de medições de PCDD/PCDF em indústrias de cimento, e usa o factor de emissão

de 5,44 µg I-TEQ/tonelada de clínquer para determinar as emissões nas unidades industriais que usam como combustível alternativo RIP's, e o factor de emissão de 0,26 µg I-TEQ/tonelada de clínquer nas unidades industriais que não usam RIP's, como combustível alternativo. Importa referir que estes factores e os usados no Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II não podem ser comparados directamente pois um tem por base a produção de cimento e outro de clínquer.

O Inventário de Dioxinas da Dinamarca (1990-2004), utilizou o factor de 0,022 µg I-TEQ/tonelada de cimento, para estimar as suas emissões de PCDD/PCDF no ano de 2004, este factor de emissão resultou de medições efectuadas em seis fornos, dois de grandes dimensões e quatro de pequenas dimensões.

A Cimpor e Secil afirmam nos seus Relatórios de Sustentabilidade, publicados anualmente, que as medições pontuais efectuadas periodicamente nas chaminés dos fornos mostram que as emissões de PCDD/PCDF se encontram abaixo de 0,1 ng I-TEQ/Nm³.

Nos fornos onde é efectuada co-incineração existem um conjunto de medições, já que são uma obrigação legal. Três medições efectuadas no forno 3 de Souselas em 2009 revelaram emissões de 0,0021, 0,0026 e 0,0025 ng I-TEQ/Nm³, estas medições foram feitas em datas distintas, e as duas primeiras medições foram feitas sem co-incineração, a última medição já foi realizada em regime de co-incineração (Cimpor, 2009).

Medições efectuadas nos fornos 8 e 9 das instalações da Secil no Outão, no ano de 2005, onde foram usados combustíveis alternativos (biomassa, chip's de pneus, farinhas, etc.), mostraram que as emissões eram claramente inferiores ao limite legal, os gráficos das emissões resultantes de cada tipo combustível usado podem ser consultados no Anexo C.

A Tabela 4.27 mostra medições de PCDD/PCDF efectuadas no efluente gasoso do forno 9 da Secil no Outão, por um laboratório de ensaios acreditado, salvaguardando o cumprimento de todos os requisitos da EN ISO/EC 17025. As medições foram realizadas com o objectivo de dar cumprimento a requisitos de monitorização de efluentes gasosos definidos na Licença de Exploração da fábrica. De acordo com a Licença de Exploração, as concentrações de todos os parâmetros medidos foram normalizadas para uma temperatura de 273,15 K, pressão de 101,3 kPa e corrigidas para um teor volúmico de 10% de oxigénio em base seca (Düwel *et al.*, 2006).

Tabela 4.27 – Medições de PCDD/PCDF no efluente gasoso no forno 9 das instalações da Secil no Outão [adaptado de (Düwel et al., 2006)].

Data	09-12-2006	10-12-2006	11-12-2006	12-12-2006	13-12-2006	14-12-2006
Combustível	RDF's, Farinhas Animais, Estilha	Farinhas Animais, Estilha, Lamas	Farinhas Animais, Lamas	Farinhas Animais, Estilha, Lamas	Fluff, Farinhas Animais Estilha, Lamas	Fluff, Chip's de pneus, Farinhas Animais, Estilha, Lamas
Concentração (ng I-TEQ/Nm³)	0,0036	0,0025	0,0018	0,0017	0,0016	0,0032
Caudal mássico (ng I- TEQ/h)	1230	823	594	530	536	1160

A Tabela 4.28 mostra a estimativa de emissões nacionais de PCDD/PCDF resultantes produção de cimento, esta estimativa resulta da aplicação do factor de emissão "típico" (0,15 µg I-TEQ/ton de cimento) usado no Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, este factor de emissão já tem em conta a existência de processos de co-incineração nas cimenteiras, uma vez que é uma prática corrente em alguns países europeus.

Tabela 4.28 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de cimento em Portugal, entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	1315	1253	1239	1376	1257	1032

4.5.2 Produção de tijolo e telha cerâmica

Os tijolos e telhas são predominantemente feitos de argila, sendo no entanto adicionados outros materiais para obter a porosidade desejada, bem como outras características específicas. A produção industrial geralmente usa fornos tipo túnel com temperaturas de cerca de 1000 °C.

Os combustíveis usados nos fornos são os derivados do petróleo, e mais recentemente o gás. A grande variedade de fornos e de combustíveis usados faz com seja difícil quantificar as emissões de PCDD/PCDF, um outro aspecto a ter em conta é a existência, ou não, de sistemas de tratamento de efluentes gasosos.

4.5.2.1 Dados Disponíveis da Actividade

Segundo a Associação Portuguesa da Indústria de Cerâmica (APICER), em 2004 o sector cerâmico empregava em Portugal mais de 24 000 pessoas e existiam cerca de 680 empresas. Os produtos cerâmicos são variados, pelo que se torna muito difícil quantificar produções, no entanto o INE emite anualmente um relatório denominado "Estatística de Produção Industrial", o qual apresenta a produção nacional de tijolos e telhas cerâmicas.

A produção de tijolo é apresentada em metros cúbicos, o que não facilita a determinação de uma estimativa de emissões, desta forma, e de modo a converter os dados para toneladas, considerou-se a densidade média de um tijolo (0,6 ton/m³), utilizando o catálogo de uma empresa cerâmica, essa informação pode ser consultada no Anexo D. Já a produção de telhas é apresentada em número, no entanto não é referido qual o tipo ou tipos de telha que foram considerados, pelo que se optou por considerar que os números apresentados dizem respeito a "telha portuguesa", uma variedade de telha muito usada em Portugal e que possui em média 2,5 kg de peso. Com estas considerações é possível apresentar a produção nacional de tijolo e telha cerâmica, em toneladas, essa informação encontra-se na *Tabela 4.29*.

Tabela 4.29 – Produção de tijolo e telha cerâmica em Portugal [Adaptado de INE].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
➤ Tijolos						
Produção (m ³)	3672924	3813052	3403727	4167769	3521139	3293335
Produção (ton)	2203754	2287831	2042236	2500661	2112683	1976001
➤ Telhas						
Produção (nº)	205632950	199196665	188651418	183348649	166102977	143074848
Produção (ton)	514082	497992	471629	458372	415257	357687

4.5.2.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Há poucos dados disponíveis sobre as emissões de PCDD / PCDF a partir da produção de tijolo e telha. Segundo o UNEP Toolkit (2005) testes efectuados na Alemanha mostram emissões atmosféricas a variar entre 0,002 - 0,23 µg WHO-TEQ /ton de tijolo. Os testes foram efectuados em instalações com sistemas de controlo de poluição relativamente bons.

O UNEP Toolkit (2005) sugere que se utilize o factor de emissão de 0,02 µg WHO-TEQ /ton, quando existam bons sistemas de controlo de efluentes gasosos, fornos de alta

temperatura e combustíveis mais limpos. O factor de emissão de 0,2 µg WHO-TEQ /ton deve ser aplicado quando não existe sistema de controlo de emissões atmosféricas e quando os combustíveis utilizados no forno são de pior qualidade.

Segundo Hansen e Hansen (2004) a produção de tijolos e telhas pode emitir cerca de 0,018 µg I-TEQ/ton de produto fabricado.

Uma vez que a informação em termos de factores de emissão é escassa e também não se sabe em concreto qual a realidade portuguesa em termos de utilização de sistemas de controlo de emissões gasosas nas indústrias cerâmicas optou-se por utilizar o factor de emissão 0,2 µg I-TEQ/ton, factor que se entende como sendo bastante conservativo. A estimativa das emissões resultante da utilização deste factor de emissão aos dados presentes na *Tabela 4.29* resulta nas emissões presentes na *Tabela 4.30*, considera-se contudo que esta parte do inventário pode ser melhorada numa fase posterior, se e quando houver mais informações disponíveis.

Tabela 4.30 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de tijolo e telha em Portugal entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (Tijolo) (mg I-TEQ/ano)	441	458	408	500	423	395
Emissões (Telha) (mg I-TEQ/ano)	103	100	94	92	83	72
Emissões Totais (mg I-TEQ/ano)	544	558	502	592	506	467

4.5.3 Produção de vidro

O vidro é fabricado pelo aquecimento de uma mistura de areia (SiO_2) e, dependendo do tipo de vidro, potássio (K_2O), bário (BaO), cálcio (CaO), entre outros, a uma temperatura entre 1 400 a 1 650 °C. Além disso, vários agentes de coloração e clarificação podem ser adicionados. O cloro entra no processo como um contaminante sob a forma de cloreto de sódio (NaCl), o que provoca a formação de PCDD/PCDF. Pensa-se no entanto que parte é destruída devido ao facto das temperaturas serem muito altas (Bremmer *et al.*, 1994).

4.5.3.1 Dados Disponíveis da Actividade

Os dados apresentados na Tabela 4.31 foram obtidos através do “NIR - National Inventory Report 1990 – 2008”, uma vez que não foi possível obtê-los de outra forma, nomeadamente através da Associação dos Industriais de Vidro de Embalagem. Não é apresentada a produção nacional de vidro plano uma vez que, embora se tivesse efectuado o contacto com a Associação dos Industriais de Vidro Plano de Portugal (AITVPP), não foi possível até à data obter essa informação.

Tabela 4.31 – *Produção de vidro por tipo, excluindo a produção de vidro plano, de 2004 a 2009 [NIR - National Inventory Report 1990 -2008, APA].*

Ano	2004	2005	2006	2007	2008*	2009*
Recipientes de vidro [kton]	965	965	965	965	965	965
Cristal de chumbo [kton]	1,4	1,5	1,6	1,7	1,8	1,9
Outros vidros [kton]	124	131	138	145	152	159
Total [kton]	1090	1098	1105	1112	1119	1126

*Dados estimados com base nos anos anteriores.

O denominado cristal de chumbo é um vidro com baixas temperaturas de fusão e trabalho, possui um alto índice de refratividade e densidade. A quantidade de óxido de chumbo pode variar muito (até três vezes), e vidros com alto teor de chumbo, onde o óxido de chumbo corresponde a até 80% do total, são usados como protectores de radiação (Giacomini, 2001).

4.5.3.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Embora as emissões de PCDD/PCDF originadas pelo processo de fabrico do vidro possam ser baixas, quando comparadas com outras fontes, elas também devem ser tidas em conta. Emissões anuais de menos de 1 g I-TEQ/ano foram estimadas para a indústria do vidro dos Países Baixos (Bremmer *et al.*, 1994) e do Reino Unido (Douben *et al.*, 1995) no entanto não é apresentado nenhum factor de emissão. Já (Umweltbundesamt, 1996) refere factores de emissão relativamente baixos (aproximadamente 0,002 e 0,007 µg I-TEQ/ton) para duas indústrias de fabricação de vidro, na Alemanha, estas indústrias possuíam lavadores húmidos ou precipitadores electrostáticos para tratamento dos efluentes gasosos.

É com base neste estudo e em outros, que o UNEP Toolkit (2005) apresenta como factores de emissão 0,015 WHO-TEQ/ton no caso das indústrias com sistemas eficientes de tratamento de emissões atmosféricas e sistemas de controlo de combustão, e 0,2 µg WHO I-TEQ/ton para as restantes indústrias.

Os factores de emissão do UNEP Toolkit (2005) não podem ser usados directamente, uma vez que o equivalente tóxico (TEQ) é diferente, embora se deva referir que o facto da toxicidade atribuída a cada congénere (TEF) diferir pouco, faz com que os valores sejam próximos. Na falta de mais informação, optou-se por utilizar o factor 0,2 µg I-TEQ/ton, este factor pode sobrestimar as emissões de PCDD/PCDF face à realidade nacional. Com base no factor de emissão referido anteriormente, e aos dados da produção nacional de vidro presentes na *Tabela 4.31*, é possível estimar as emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de vidro, com excepção do vidro plano, essa estimativa encontra-se na *Tabela 4.32*.

Tabela 4.32 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de vidro em Portugal entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	218	220	221	222	224	225

4.5.4 Produção de material asfáltico

A produção de asfalto é realizada em instalações especiais, denominadas centrais de asfalto (fixas ou móveis), e consiste essencialmente no aquecimento e mistura de vários componentes (granito ou cascalho, areia, enchimento e produtos betuminosos). “Dos vários componentes que constituem o asfalto, são os produtos betuminosos, resíduos resultantes do processo de refinação do crude, que contêm os compostos orgânicos a partir dos quais, na presença de cloro e de temperaturas elevadas, se formam PCDD/PCDF” (IDAD, 2003a). As temperaturas às quais é realizado o processo variam um pouco, mas situam-se geralmente entre os 150 e os 250°C, o tempo de residência é maior nos casos em que se faz reutilização de asfalto usado, que nos casos em que se processa material novo, isto tem influência nas emissões.

4.5.4.1 Dados Disponíveis da Actividade

A partir da década de 1990, registou-se em Portugal um forte incremento do investimento na construção rodoviária em detrimento da ferrovia, isso fez com que o consumo de material asfáltico aumentasse bastante. Segundo Baptista (2006) o qual cita a Associação Portuguesa de Fabricantes de Misturas Betuminosas (APORBET) admitindo que o fabrico de misturas betuminosas a quente ou “hot mix”, absorve 70 a 75% do total de betumes consumidos, para uma percentagem média de betume de 5%, pode afirmar-se

que por cada tonelada de betume, são produzidas 15 toneladas de misturas betuminosas a quente.

O material asfáltico utilizado em Portugal é essencialmente original, isto é, não foi obtido a partir de reciclagem, já que segundo Martinho (2004) apenas quinze obras rodoviárias foram efectuadas com recurso à reciclagem das misturas betuminosas. O destino mais habitual parece passar pelo simples abandono ou depósito.

A *Tabela 4.33* apresenta os dados disponíveis sobre o consumo do ligante asfáltico *emulsified asphalts* ou asfalto emulsionado, não sendo apresentado o ligante asfáltico *cutback* uma vez que este é apenas usado por duas empresas segundo a APA. É ainda apresentada a produção de asfalto "hot mix", ambos os dados foram obtidos a partir do "NIR - National Inventory Report 1990 - 2008", elaborado pela APA.

Tabela 4.33 – Produção de asfalto "hot mix" e consumo de asfalto emulsionado entre 2004 a 2009 [NIR - National Inventory Report 1990 - 2008, APA].

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009*
Asfalto "hot mix" [ton]	9500000	11000000	9000000	9000000	9000000	9000000
Asfalto emulsionado [ton]	93600	65000	40500	35000	35000	35000

*Dados estimados com base nos anos anteriores.

4.5.4.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Não existem muitos estudos sobre a emissão de PCDD/PCDF a partir da produção de asfalto, o Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II não calcula as emissões provenientes desta fonte, logo não apresenta nenhum factor de emissão. O estudo de inventariação de fontes de emissão realizado para a zona do Porto (IDAD, 2003a) utiliza ao factor de emissão de 0,047 µg I-TEQ/ton para estimar as emissões. A utilização do mesmo factor de emissão, às quantidades de asfalto "hot mix" presentes na *Tabela 4.33*, origina a estimativa das emissões apresentada na *Tabela 4.34*.

Tabela 4.34 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes da produção de asfalto em Portugal entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	447	517	423	423	423	423

4.6 OUTROS PROCESSOS

4.6.1 Produção de pasta de papel – licores sulfúricos

Após a chegada da madeira (eucalipto ou pinho) à unidade industrial esta é descascada, lavada e cortada em pequenos cavacos. Segue-se o principal processo químico, o *kraft*, que trata a madeira com hidróxido de sódio e hidrossulfito de sódio, que dissolve a lenhina, e produz a pasta de papel.

O principal inconveniente deste processo é o licor negro (licores sulfúricos) que é produzido pela dissolução da lenhina da madeira. A utilização deste licor para a produção de energia eléctrica na unidade industrial, origina a formação de pequenas quantidades de PCDD/PCDF que são libertadas para a atmosfera (UNEP, 2005).

4.6.1.1 Dados Disponíveis da Actividade

Os dados apresentados neste tópico são provenientes da Associação da Indústria Papeleira (Cepla), a qual tem como associados 100% dos produtores de pasta de papel e 90% dos produtores de papel e cartão.

Portugal era em 2008, segundo a Cepla, o 4º maior produtor europeu de pasta, e o terceiro maior produtor de pastas químicas, com 8,9% da produção deste tipo de pasta. Ainda segundo esta associação, a Indústria Papeleira investiu em 2008 mais 36 milhões de euros em acções de protecção ambiental.

A indústria do papel produz e consome quantidades consideráveis de energia, sob várias formas e ao longo do processo produtivo. A maior parte da energia é produzida pelas próprias unidades industriais com recurso à queima de combustíveis, sobretudo biomassa, resultante da preparação de madeiras (casca e outros desperdícios), gás natural e ainda a partir dos licores sulfúricos. A *Tabela 4.35* contém os dados da produção nacional de pastas de fibra virgem, isto é, não inclui a produção de pasta a partir de papel reciclado. Apresenta ainda a energia produzida em regime de cogeração, bem como a percentagem dessa energia que é obtida através dos licores sulfúricos.

Tabela 4.35 - Dados sobre pasta de papel e produção energia em regime de cogeração [Celpa].

Ano	Produção nacional de pastas de fibra virgem (10 ⁶ ton)	Produção de energia (TJ)	Percentagem de energia proveniente dos licores sulfúricos (%)
2004	1 946	6300	0,643*
2005	1 990	7200	0,643*
2006	2 064	7704	0,643*
2007	2 092	7920	0,643
2008	2 021	7920	0,650
2009	2 182	7920	0,658

*Valores estimados devido à falta de informação.

4.6.1.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Os factores de emissão encontrados na literatura são muito escassos, e muitos inventários de emissão de PCDD/PCDF não contabilizam as emissões desta fonte porque a consideram pouco relevante. O UNEP Toolkit (2005) aconselha a utilização do factor de emissão 0,07 µg WHO-TEQ/ton de licor, este factor é utilizado no Inventário de Emissões de Dioxinas da Austrália. O mais recente Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América refere factores de emissão entre 0,029 e 0,068 µg I-TEQ/ton licor (0,028 e 0,078 WHO-TEQ/ton).

De forma a poder utilizar um destes factores de emissão é necessário estimar a produção de licores sulfúricos. Assumindo que a energia contida nos licores sulfúricos (EC) é 17,0 GJ/ton, valor referido por Cui *et al.* (2011), e que é um pouco superior ao utilizado no inventário de Inventário de Emissões de Dioxinas da Austrália (15,0 GJ/ton), e assumindo uma eficiência (EF) de 30% do processo, valor utilizado no inventário referido anteriormente, a quantidade de licor sulfúrico pode ser estimada pela seguinte equação:

$$TA = \frac{\left(\frac{ER}{EC}\right)}{EF}$$

Onde,

TA = Massa de licor sulfúrico utilizada para produzir electricidade (ton)

ER = Energia recuperada a partir do licor sulfúrico (GJ)

EC = Energia contida no licor sulfúrico (GJ/ton)

EF = Eficiência do processo de recuperação de energia (%)

A Tabela 4.36 apresenta a produção de energia conseguida a partir dos licores sulfúricos, tendo em conta a informação presente na tabela Tabela 4.35, bem como a estimativa feita para a produção de licores sulfúricos na produção de pasta de papel. Apresenta

ainda a estimativa de emissões de PCDD/PCDF, usando como factor de emissão 0,068 µg I-TEQ/ton, factor de emissão que se considera conservativo.

Tabela 4.36 - Produção de energia, licores sulfíticos, e estimativa de emissões de PCDD/PCDF ente 2004 e 2009.

Ano	Produção de energia a partir de licores sulfíticos (TJ)	Licores sulfíticos (ton)	Factor de emissão (µg/ton licor)	Emissão (mg I-TEQ/ano)
2004	4051	794294	0,068	54
2005	4630	907765	0,068	62
2006	4954	971308	0,068	66
2007	5093	998541	0,068	68
2008	5148	1009412	0,068	69
2009	5211	1021835	0,068	69

A tabela anterior permite verificar que a emissão de PCDD/PCDF por esta fonte é muito pequena quando comparada com emissões de outras actividades e processos, pelo que se entende porque é desprezada em alguns inventários.

4.6.2 Preservação da madeira

A preservação de madeiras é uma ciência que remonta aos primórdios da civilização e que terá tido origem nas civilizações chinesa e egípcia. No século X a. C. já havia uma preocupação em tratar a madeira dos barcos com extractos de óleo de cedro, com o intuito de os proteger e preservar. Com o passar do tempo foram-se criando mais substâncias e compostos, como o objectivo de preservar a madeira, alguns dos quais, pelo facto de possuírem cloro na sua composição, podem conduzir a formação de PCDD/PCDF em pequenas quantidades (Esteves, 2009).

Apesar de muitos destes produtos já não serem comercializados devido aos impactos provocados na saúde e ambiente, e de outros estarem proibidos em alguns países, as emissões de PCDD/PCDF podem ainda existir devido à evaporação, de produtos utilizados no passado. No passado o pentaclorofenol (PCP) foi particularmente importante como fungicida e herbicida. Actualmente a utilização e produção de PCP é pouco comum nos países europeus, sendo utilizado sobretudo como preservante de madeiras, embora não existam muitos dados sobre essa utilização (Quass *et al.*, 2000).

A Decisão da Comissão de 14 de Setembro de 1994 (94/783/CE), relativa à proibição do PCP, refere que o PCP contém impurezas perigosas, nomeadamente até 0,1 % de policlorobidenzodioxinas e de 1 a 5 % de fenoxifenóis policlorados.

4.6.2.1 Dados Disponíveis da Actividade

Em Portugal, e na maioria dos países industrializados, grande parte dos preservantes de madeiras já foi banido. O arsenato de cobre e crómio (CCA), que foi o preservante mais utilizado na última década em Portugal, foi proibido em 2004. Actualmente os produtos mais utilizados são o composto quaternário de amónio e cobre (ACQ) e o Tanalith. Este último tem duas formulações activas: o Tanalith E 3492 e o Tanalith E NB 3461 que, segundo (Bentham 2008) representam 95% do mercado nacional de madeira preservada em autoclave. Este produto é comercializado pela Arch Timber que vende cerca de 1500 m³/ano (Esteves, 2009).

O estudo efectuado por Esteves (2009) investigou as unidades industriais que possuíam uma autoclave instalada para preservação de madeiras por impregnação, tendo referido que em princípio apenas existem 13 empresas a produzir madeira tratada em autoclave em 16 unidades de produção. Estas empresas estão sobretudo localizadas na zona centro, existindo apenas três unidades no norte e duas no sul. As madeiras tratadas por impregnação em autoclave são sobretudo do género *Pinus*, em 15 unidades é tratado pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e os pinheiros oriundos dos países nórdicos (*Pinus sylvestris*) são tratados em 5 unidades. Embora estas sejam as madeiras mais tratadas em Portugal, ainda são tratadas as madeiras do *Pinus cabibea* proveniente do Brasil, o *Picea abies* (casquinha vermelha), e o *Pinus ellioti*.

O estudo referido anteriormente apresentou também uma estimativa da quantidade de madeira tratada em Portugal, estimando a produção de 227 mil metros cúbicos, referindo que a maior empresa de preservação em Portugal é a Carmo S.A., a qual tem uma cota de mercado de cerca de 26% e teve uma produção em 2008 de mais de 60 000 m³/ano.

Os principais produtos comercializados pelas empresas de preservação são; travessas de caminho de ferro, parques infantis, madeira serrada, madeira em toro, postes telefónicos, estacas, e mobiliário exterior.

Deste modo, uma vez que em Portugal não existe registos de empresas que efectuem tratamento de madeiras com PCP, as emissões de PCDD/PCDF a partir madeira tratada como esta substância poderão provir eventualmente de duas situações: por importação, estando sujeita as normas europeias no que diz respeito a substâncias perigosas, ou ainda de madeiras antigas que ainda existem em Portugal.

4.6.2.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Uma vez que os factores de emissão são muito escassos, e que apresentam uma grande variedade de valores, optou-se por utilizar o factor de emissão presente no Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, o qual apresenta um factor de emissão de 1,0 µg I-TEQ/habitante. Este factor de emissão, determinado pelos autores do inventário referido anteriormente, teve em conta os inventários e estudos desenvolvidos em alguns países europeus.

Tendo em conta as estimativas de população para Portugal efectuadas pelo INE (vide *Tabela 4.1*), e utilizando o factor de emissão referido anteriormente, é possível efectuar uma estimativa das emissões portuguesas de PCDD/PCDF, resultantes da preservação/tratamento da madeira. A estimativa encontra-se na *Tabela 4.37*.

Tabela 4.37 - Emissões de PCDD/PCDF resultantes da preservação da madeira em Portugal entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	10502	10549	10584	10608	10622	10633

As emissões estimadas para a preservação de madeira parecem ser exageradas face à realidade nacional, pois actualmente não é tratada em Portugal madeira com PCP, pelo que deveriam ser efectuados estudos que conduzam a resultados mais realistas, incluindo estudos em ar interior e presença de PCP em madeiras.

4.6.3 Incêndios Florestais

Entende-se por incêndio florestal todo fogo que deflagre sem controlo e numa área constituída por qualquer tipo de vegetação, podendo ter origem antropogénica ou natural. Para que ocorra um incêndio florestal é fundamental a conjugação de três elementos: o combustível, o comburente (geralmente, oxigénio) e o agente de ignição (fonte de calor), designando-se muitas vezes esta combinação por triângulo do fogo (Martins, 2007).

As consequências mais evidentes dos incêndios florestais são a perda total ou parcial dos bens que se encontram na área devastada pelo incêndio e da cobertura vegetal. Verifica-se também o aumento da vulnerabilidade a fenómenos de erosão, assim como a emissão de diversos poluentes atmosféricos como: matéria particulada (PM), CO₂, CO, CH₄, NO_x, NH₃, PCDD/PCDF, etc.

O tipo de vegetação ou combustível que alimenta o incêndio florestal constitui um factor relevante ao nível do cálculo das emissões. O combustível disponível varia com a localização geográfica, o relevo e a época do ano. Perante a dificuldade de contabilizar a influência de cada um destes factores, a alternativa é caracterizar o tipo de combustível, em função da respectiva carga, dado que esta representa a quantidade de combustível por unidade de área.

O Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América, estimou que em 2004 cerca de 54% das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF foram provenientes de incêndios florestais.

4.6.3.1 Dados Disponíveis da Actividade

Os valores médios de carga combustível, relativos à floresta portuguesa, que são apresentados no Programa Nacional para as Alterações Climáticas de 2002 (PNAC, 2002), e a composição dos povoamentos florestais a nível distrital no ano de 2001, permitiu a Martins (2007) determinar a carga de combustível média por distrito (Tabela 4.38). Assumindo-se que entre 2001 e 2009 a floresta não apresentou variações consideráveis em termos do tipo de ocupação florestal, pode utilizar-se essa carga combustível para a determinação das emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais.

Tabela 4.38 - Carga combustível por distrito (Martins, 2007).

Distrito	Carga combustível (kg/m²)	Distrito	Carga combustível (kg/m²)
Aveiro	5,84	Leiria	7,03
Beja	4,10	Lisboa	5,02
Braga	5,49	Portalegre	4,21
Bragança	4,86	Porto	5,39
Castelo Branco	6,39	Santarém	5,05
Coimbra	6,82	Setúbal	5,43
Évora	4,05	Viana do Castelo	6,36
Faro	4,05	Vila Real	6,18
Guarda	4,61	Viseu	6,69

Tendo em conta as áreas florestais ardidas em cada distrito no período de 2004 a 2009, presentes no Anexo E, e a carga combustível existente em cada distrito Tabela 4.38, é possível determinar a biomassa queimada pelos incêndios em cada ano, esta informação encontra-se na Tabela 4.39.

Tabela 4.39 - Área total ardida e biomassa queimada entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Área ardida total (ha)	129 539	312 829	75 510	31 450	17 244	86 674
Biomassa queimada (ton)	6 575 156	20 288 145	4 280 240	1 720 388	9 48 278	4 79 7844

4.6.3.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Os estudos efectuados até ao momento, com vista a estimar as emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais, são baseados em quatro diferentes abordagens; fuligem, monóxido de carbono (CO), queima em fogão/lareira e simulação de incêndio/fogo.

A primeira abordagem pressupõe que os níveis de PCDD/PCDF existentes na fuligem da chaminé são representativos das emissões de PCDD/PCDF. Esse tipo de abordagem foi utilizado por Bacher *et al.* (1992), não tendo conseguido um grande consenso já que uma das críticas apontadas a esta abordagem é que ela sobrestima as emissões de PCDD/PCDF devido a uma possível acumulação na fuligem da chaminé.

A abordagem baseada no CO ou carbono, tem por base o facto de o CO ser um indicador geral de eficiência de combustão, e de que a eficiência da combustão é um dos factores que influencia as emissões de PCDD/PCDF, por exemplo Schatowitz *et al.* (1993) estudou as emissões provenientes da queima de madeira limpa em fogões, tendo chegado a uma emissão de 10 mg I-TEQ/kg CO, e Gullett *et al.* (2006) que utilizando uma relação com o carbono contido na cana-de-açúcar, chegou à conclusão que a queima da cana-de-açúcar no Havai, assim como na maioria da Flórida (Estados Unidos da América), apresenta valores de emissão de PCDD/PCDF bastante superiores ao valor de 5 ng TEQ/kg carbono, valor usualmente atribuído. A principal crítica a esta abordagem é que esta é limitada, já não apresenta uma boa correlação para outras fontes de combustão.

A abordagem baseada na queima de madeira num fogão aberto ou numa lareira aberta, ou seja com uma combustão não controlada, é idêntica à combustão de biomassa florestal. Os factores de emissão obtidos por esta abordagem parecem ser mais realistas, que os obtidos através das duas abordagens anteriores, uma vez que resultam de medições directas. Existem no entanto diferenças entre a combustão nos fogões e lareiras abertas, da combustão que ocorre num incêndio florestal, num incêndio florestal a biomassa consumida é geralmente verde e de uma vasta variedade de espécies, e a

combustão não ocorre numa câmara fechada. Exemplos deste tipo de abordagem são os testes efectuados na Holanda por Bremmer *et al.* (1994), que conduziram a emissões de 13 a 28,5 µg WHO-TEQ/ton, os testes com madeira limpa na Alemanha efectuados por LUA (1997), e que referem uma emissão entre 0,075 e 1,2 µg WHO-TEQ/ton, e os testes efectuados na Suíça por Schatowitz *et al.* (1994), dos quais resultaram emissões de 0,77 µg WHO-TEQ/ton.

A abordagem que recorre à simulação de incêndio/fogo florestal é a que mais se aproxima da realidade, e a que reúne maior consenso, tendo os resultados de um estudo deste tipo servido de factor de emissão no Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América. Esse estudo foi efectuado por Gullett e Touati (2003), e foi utilizada biomassa existente nos Estados Unidos da América, três amostras provenientes da costa de Oregon, e quatro provenientes da Carolina do Norte, região do Piemonte. As amostras de Oregon eram compostas por agulhas de pinheiro (*Pinus contorta* e *Pinus monticola*) e ramos de *Tyuga heterophylla*, e da Carolina do Norte amostras de *Pinus taeda*. A combustão das amostras ocorreu, num dos ensaios ao mesmo tempo, constituindo-se uma pilha de cerca de 0,1 metros com as amostras, sendo a combustão efectuada no topo de uma plataforma plana e aberta. As medições de PCDD/PCDF foram medidas usando um amostrador Graseby PS-1 e o método TO-9 da EPA. O resultado da queima das sete amostras foi uma emissão de 18,6 ng I-TEQ/kg (19,9 ng WHO-TEQ/kg), tendo-se assumido os valores não detectáveis como zero. A queima em separado das amostras de Oregon e Carolina do Norte, conduziu à emissão de 15 ng e 25 WHO-TEQ/kg, respectivamente.

No Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II não são considerados os incêndios florestais no conjunto de fontes de emissão de PCDD/PCDF, pelo que não é apresentado nenhum factor de emissão.

O factor de emissão UNEP Toolkit (2005) é de 5 µg WHO-TEQ/ton, tendo por base a compilação e análise de alguns estudos.

Utilizando o factor de emissão de 18,6 ng I-TEQ/kg de biomassa, factor de emissão que pode divergir um pouco da realidade nacional, mas que se entende o mais adequado face à inexistência de estudos nacionais, é possível estimar as emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais, essa estimativa encontra-se na Tabela 4.40.

Tabela 4.40 – Emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais em Portugal Continental entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	122298	377360	79612	31999	17638	89240

4.6.4 Consumo tabaco

O cultivo da *Nicotiana tabacum* teve início no continente americano pela Civilização Maia, estes acreditavam que o tabaco tinha poderes medicinais e usavam-no em cerimónias religiosas. Com a chegada dos primeiros europeus ao continente, estes apercebendo-se de que o tabaco lhes tirava algumas dores de cabeça, rapidamente o trouxeram para a Europa. Inicialmente como erva medicinal e depois por prazer, rapidamente surgiram novas formas de fumar o tabaco, o cigarro e o charuto. Durante a Primeira Guerra Mundial o tabaco era distribuído gratuitamente aos soldados, o que ajudou a que este se tornasse popular, mas em 1960 surgiram os primeiros estudos onde se demonstrava que o tabaco tinha consequências nefastas na saúde [URL5].

Hoje sabe-se que o tabaco é o principal responsável pelo cancro do pulmão, contribuindo ainda para o aparecimento de outros tipos de cancro (esófago, pâncreas, rins, etc.), para além de doenças cardiovasculares e respiratórias. Isto deve-se à presença de mais de cinco mil compostos no tabaco, entre eles os PCDD/PCDF.

4.6.4.1 Dados Disponíveis da Actividade

Com o intuito de obter dados nacionais sobre consumo de tabaco em território nacional foi contactada a Associação de Grossistas de Tabaco do Sul, a Associação Nacional dos Grossistas de Tabaco (ANGT) e a Associação Portuguesa de Armazenistas de Tabaco (APAT), no entanto devido ao facto de não se terem conseguido por parte destas associações os dados necessários, optou-se por estimar o consumo de tabaco, tendo em conta o número de fumadores e o número de cigarros consumidos por dia.

Existem dois Inquéritos Nacionais de Saúde realizados em Portugal, o primeiro é referente a 1998/1999, e apresenta uma estimativa de 1 582 404 fumadores com mais de 10 anos de idade em Portugal Continental, não existindo uma estimativa para as Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores. O segundo inquérito foi realizado em 2005/2006 e estima um total de 1 579 413 fumadores com mais de 10 anos de idade em Portugal Continental e 1 664 073 em Portugal.

O estudo “Prevalência de obstrução numa população exposta ao fumo do tabaco – Projecto PNEUMOBIL”, efectuado entre Maio de 2007 e Maio de 2008, refere que o consumo médio de cigarros por fumador é de 18 por dia, e que a idade média de início da exposição ao tabaco é os 17 anos e termina por volta dos 40.

Em Portugal entrou em vigora a 1 de Janeiro de 2008 a Lei n.º 37/2007 de 14 de Agosto, que aprova normas para a protecção dos cidadãos da exposição involuntária ao fumo do tabaco e medidas de redução da procura relacionadas com a dependência e a cessação do seu consumo. Na sequência da implementação desta lei, a Direcção-Geral da Saúde apresentou publicamente os resultados do estudo sobre a sua influência no dia 31 de Dezembro de 2008. O estudo envolveu um questionário ao domicílio a mais de seis mil cidadãos com idade igual ou superior a 15 anos, e permitiu saber o seguinte:

- Em Portugal Continental fuma-se essencialmente cigarros ou cigarrilhas (98%);
- Em média os homens fumam 18 cigarros/dia, e as mulheres 13 cigarros/dia;
- Cerca de 5% dos fumadores deixou de fumar;
- Cerca de 22% reduziu o consumo de tabaco, em média 9 cigarros/dia.

Tendo em conta os resultados dois Inquéritos Nacionais de Saúde, os quais apresentam uma estimativa do número de fumadores, é possível através de interpolação estimar o número de fumadores de 2004 a 2007. Tendo em conta a influência da Lei n.º 37/2007 de 14 de Agosto, a qual, segundo o estudo Direcção-Geral da Saúde, provocou uma redução de 5% dos fumadores e assumindo que a percentagem de redução se mantém em 2009, é possível estimar o número de fumadores em 2008 e 2009.

Tendo em conta o número de fumadores, e considerando que em Portugal Continental, se fumam em média 18 cigarros/dia, é possível estimar o número total de cigarros consumidos anualmente. O número de cigarros consumidos, pode não coincidir com o número de cigarros vendidos de forma legal em Portugal, devido há existência de compras fora do território nacional e também há existência no mercado de tabaco proveniente de contrabando.

Tabela 4.41- *Estimativa do número de fumadores e de cigarros consumidos anualmente em Portugal Continental.*

Anos	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Estimativa de fumadores</i>	1580268	1579840	1579413	1578986	1500036	1425035
<i>N.º cigarros anuais</i>	1,0382x10 ¹⁰	1,0380x10 ¹⁰	1,0377x10 ¹⁰	1,0374x10 ¹⁰	9,8552x10 ⁹	9,3625x10 ⁹

4.6.4.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Bumb *et al.* (1980) foram os primeiros a relatar que o fumo de cigarro era uma fonte de emissões de PCDD. Estudos posteriores de Muto e Takizawa (1989), Ball *et al.* (1990),

Lofroth e Zebuhr (1992), Matsueda *et al.* (1994), Aoyama *et al.* (2003), Smith *et al.* (2004) e Wilson *et al.* (2008), também relataram a presença de PCDD, assim como de PCDF. Apesar de se terem encontrado uma ampla gama de concentrações de PCDD/PCDF, os congéneres encontrados foram quase sempre os mesmos.

Não existem estudos conhecidos, até à data, que tenham efectuado um balanço de massa a cigarros, deste modo não se sabe se os PCDD/PCDF medidos no fumo dos cigarros são resultado da formação durante a combustão do tabaco, se resultam apenas de volatilização de PCDD/PCDF presentes no tabaco, ou se são ainda uma combinação desses dois mecanismos de origem.

Se por um lado as altas temperaturas geradas, cerca de 900°C, podem destruir parte dos PCDD/PCDF, por outro sabe-se que mais de 1200 compostos componentes presentes no tabaco passam para a fase gasosa sem sofrerem alterações, pelo que o mesmo pode acontecer com os PCDD/PCDF, (Guerin *et al.*, 1992).

Bumb *et al.* (1980), utilizando espectrometria de massa de baixa resolução, analisaram o conteúdo de PCDD no fumo de cigarros sem filtro de uma marca comercializada nos EUA. Foram realizados dois ensaios, tendo sido queimado um maço com 20 cigarros em cada. Aproximadamente 20 a 30 puffs com 2 a 3 segundos de duração, foram recolhidos de cada cigarro numa coluna de sílica. Os resultados revelaram a presença dos congéneres 1,2,3,7,8,9 - HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD e OCDD, em níveis de 0,004 - 0,008, 0,009, e de 0,02 a 0,05 ng/g de fumo, respectivamente.

Muto e Takizawa (1989) utilizaram uma máquina para simular o acto de fumar, de forma a medir as concentrações dos congéneres de PCDD/PCDF na corrente gasosa, gerados a partir da combustão de um cigarro comum com filtro. O aparelho aspirava o ar de uma forma constante, ao invés de ser na forma de impulso, e o fumo era passado por uma série de "armadilhas" (filtro de fibra de vidro, espuma de poliuretano e resina XAD-II). A presença de PCDD no fumo, no cigarro não queimado e nas cinzas foi analisada por meio de espectrometria de massa de baixa resolução. O principal congénere de PCDD foi o HpCDD, o qual representou 84% do total de no cigarro, 94% no fumo e 99% nas cinzas, o nível total de PCDD/PCDF no cigarro foi 1,49 pg WHO-TEQ. Não foram detectados PeCDD no cigarro, sendo no entanto detectados pequenas quantidades no fumo de cigarro, o que indica uma provável formação durante a combustão. Com base nos congéneres detectados e nos três meios analisados, os autores do estudo concluíram

que a maior parte dos PCDD/PCDF presentes no fumo do cigarro resultam de volatilização de compostos, ao invés de serem formados durante a combustão.

Ball *et al.* (1990) mediram PCDD/PCDF no fumo de cigarro das 10 principais marcas de cigarros mais vendidos da Alemanha. O teste consistiu na amostragem de um puff de 35 ml a cada 60 segundos durante 2 segundos (35/60/2), utilizando um aparelho que fumava 20 cigarros ao mesmo tempo, o teor de PCDD/PCDF no fumo do conjunto das dez marcas testadas, normalizado para a base de massa de cigarro, foi de 0,06 pg/cigarro WHO-TEQ, ou seja, 16,5 vezes menor que o valor reportado por Muto e Takizawa em 1989.

Löfroth e Zebühr (1992) mediram PCDD/PCDF no fumo de cigarros de uma marca comum na Suécia. Foi medido o fumo proveniente directamente do cigarro, fumo passivo, também designado fumo *sidestream*, e fumo misturado, isto é uma mistura de fumo inalado e expirado pelo fumador, designado fumo *mainstream*. Os cigarros possuíam 17 mg de monóxido de carbono, 21 mg de alcatrão e 1,6 mg de nicotina. A abordagem utilizada consistiu no teste internacional, Método ISO 4387, o fumo foi colectado em filtros de fibra de vidro, seguido de espuma de poliuretano. O teor de PCDD/PCDF no fumo *mainstream*, normalizado para uma base de massa por cigarro, foi de 0,9 pg/cigarro I-TEQ (0,96 pg/cigarro WHO-TEQ), ou seja, cerca de duas vezes inferior ao relatado por Muto e Takizawa em 1989, e 10 vezes maior que o valor médio relatado por Ball *et al.* (1990). Como nos estudos de Muto & Takizawa (1989) e Ball *et al.* (1990) os grupos de congéneres dominantes foram HpCDD e OCDD. Já o fumo *sidestream* continha 2,08 pg/cigarro I-TEQ (1,96 pg/cigarro WHO-TEQ), ou seja, o dobro do fumo *mainstream*, o que demonstra que a exposição passiva ao fumo pode ser mais prejudicial do que o acto de fumar.

Utilizando espectrometria de massa, Matsueda *et al.*, (1994), estudaram o conteúdo de PCDD/PCDF em 20 marcas de cigarros disponíveis em 1992 no Japão, Estados Unidos da América, Taiwan, China, Reino Unido, Alemanha e Dinamarca. A marca de cigarros chineses continha muito menos PCDD/PCDF do que qualquer outra das marcas estudadas, os congéneres de PCDF encontrados foram os mesmos em todas as marcas, já os congéneres de PCDD detectados foram diferentes nas marcas do Japão e Taiwan, os resultados totais de PCDD/PCDF encontram-se na Tabela 4.42.

Tabela 4.42 - PCDD/PCDF em cigarros de várias marcas, provenientes de vários países, em (pg/maço).

País	Japão (6 marcas)	EUA (7 marcas)	Taiwan (1 marca)	China (1 marca)	Reino Unido (3 marcas)	Alemanha (1 marca)	Dinamarca (1 marca)
Total I-TEQ	3,8	7,1	7,7	1,1	8,8	6,9	3,4
Total WHO-TEQ	4,3	7,3	9,1	1,7	10,1	8,3	3,4

Wilson *et al.* (2008), efectuaram medições a PCDD/PCDF e PCBs no fumo *mainstream* em 12 marcas de cigarros dos Estados Unidos da América, produzidos em 2005 e a dois cigarros considerados de referência, um de 1989 e outro de 2005. Foram consideradas três categorias de rendimento "tar": Baixo Rendimento (LY), Rendimento Médio (MY), e de Alto Rendimento (HY), as quais correspondem 1,0 - 5,5 mg, 9,6 - 12,2 mg e 14,5 - 16,8 mg "tar" por cigarro, respectivamente. Um conjunto de características de design contribui para o rendimento "tar" de um cigarro, incluindo o tipo de tabaco, o peso do tabaco, a composição do filtro, e as dimensões estruturais. Para a determinação do rendimento "tar", foi utilizada uma máquina de fumar, de acordo com a Federal Trade Commission (FCT), sendo amostrado um puff de 35 ml a cada 60 segundos durante 2 segundos (35/60/2). Os resultados deste estudo mostraram que os congéneres HpCDD, OCDD, OCDF eram os que estavam presentes em maior quantidade, e que os cigarros identificados como LY obtiveram em média 0,02 pg/cigarro WHO-TEQ, os MY obtiveram 0,05 pg/cigarro WHO-TEQ, e os HY 0,08 pg/cigarro WHO-TEQ.

No Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, não é considerado o consumo de tabaco como fonte de emissão de PCDD/PCDF, pelo que não é apresentado nenhum factor de emissão, no entanto o UNEP Toolkit (2005), apresenta os factores de emissão de 0,1 pg I-TEQ/cigarro e de 0,3 pg I-TEQ/charuto. Atendendo a que em Portugal, segundo estudo da Direcção-Geral da Saúde de 2008, fuma-se essencialmente cigarros e cigarrilhas (98%), aplicando o factor de emissão presente no UNEP Toolkit (2005), relativo a cigarros, obtêm-se as emissões de PCDD/PCDF presentes na Tabela 4.43.

Tabela 4.43 - Emissão de PCDD/PCDF a partir do consumo de tabaco em Portugal Continental.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	1,04	1,04	1,04	1,04	0,99	0,94

4.6.5 Aterros

A decomposição de resíduos orgânicos não ocorrer instantaneamente após a eliminação no solo, mas sim por um longo período de tempo. A decomposição dos resíduos é feita sobretudo de forma anaeróbia, originando a produção de biogás. Existem diferentes factores que afectam a produção de biogás (maioritariamente constituído por metano e dióxido de carbono) num aterro, entre eles a biodegradabilidade do resíduo depositado, a temperatura, precipitação, etc.

Verifica-se que após a deposição de um resíduo em aterro este leva cerca de 4 a 5 anos até alcançar a produção máxima de biogás, após esse máximo verifica-se uma queda progressiva na produção de biogás, pelo que geralmente a instalação de sistemas para produção de energia eléctrica a partir de biogás só são instalados alguns anos após o início da deposição de resíduos num aterro, sendo no entanto instaladas tochas ou *flares* para queimar o biogás.

A queima do biogás em *flare* ou nos sistemas produtores de energia eléctrica provoca, segundo alguns estudos efectuados (Umweltbundesamt, 1996), a emissão de PCDD/PCDF.

4.6.5.1 Dados Disponíveis da Actividade

Em Portugal, como na maioria dos países Europeus, a deposição dos resíduos no solo é actualmente feita em aterros sanitários, os quais na sua maioria foram concebidos de acordo com a Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterro, e que foi transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei n.º 152/2002. No passado a deposição dos RSU era feita nas denominadas lixeiras, mas a aprovação do Plano Estratégico Sectorial de Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU) em 1997, conduziu à implementação de uma política específica para os RSU, em que uma das primeiras medidas foi o encerramento das lixeiras. É comum afirmar-se que as lixeiras foram encerradas nos finais dos anos 90, contudo a verdade é que as últimas lixeiras só foram encerradas a 28 de Janeiro de 2002, tendo por essa altura o Ministro do Ambiente e do Ordenamento do Território José Sócrates referido "todas as lixeiras municipais estarão a partir deste momento desactivadas, isto é, não haverá mais lixo depositado em lixeiras". [URL6]

Foram ainda criados os designados Sistemas Multimunicipais e Intermunicipais que passam a ser responsáveis pela recolha (*vide* Anexo F), valorização e tratamento de RSU, assegurando deste modo mais eficazmente a protecção do ambiente e saúde humana.

A *Tabela 4.44* apresenta a quantidade de RSU depositada em aterros em Portugal, os dados dizem respeito ao período de 1998 a 2009. A apresentação dos dados inicia-se em 1998 pois só a parti desse momento começaram a ser depositados resíduos em aterro e a serem registadas as quantidades depositadas. Os dados apresentados são provenientes do INE, que os publica através do relatório anual "Estatísticas do Ambiente".

Tabela 4.44 - Quantidade de RSU depositados em aterro sanitário entre 1998 e 2009, em Portugal [*Estatísticas do Ambiente, INE*].

Ano	1998	1999	2000	2001	2002	2003
<i>Resíduos depositados em aterro [ton]</i>	3131440	3076816	3450250	3664547	4444908	3150479
Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Resíduos depositados em aterro [ton]</i>	3044037	2967961	2967961	3170431	3530220	3341707

Segundo o relatório "Caracterização da Situação dos Resíduos Urbanos em Portugal Continental em 2009" elaborado pela APA, em Portugal Continental no ano de 2009, foram recolhidas 5 184 592 toneladas de RU, sendo 87% deste quantitativo proveniente de recolha indiferenciada e 13% de recolha selectiva. Das 4 509 029 toneladas de RU provenientes da recolha indiferenciada, aproximadamente 71% tem como destino a deposição em aterro, 21% a incineração e 8% a valorização orgânica. Isto demonstra que em Portugal a maioria dos RSU é depositada em aterro sanitário, o que provoca a produção de lixiviados e de biogás.

Ainda segundo a APA, em 2009 encontravam-se em exploração 34 aterros para RSU, 1 em construção e estavam previstos 7 novos aterros (APA, 2009).

4.6.5.2 Factores de Emissão e Estimativa de Emissões

Serão apenas estimadas as emissões provenientes dos resíduos depositados em aterros em 1998 e anos seguintes, isto é não serão tidas em conta as emissões de PCDD/PCDF eventualmente resultantes de lixeiras.

Os factores de emissão encontrados em relatórios e em outros inventários de emissões de PCDD/PCDF, vêm expressos por unidade de biogás queimado em *flare* ou tocha, assim uma vez que não existe uma estimativa conhecida da quantidade total de biogás produzida pelos aterros de RSU em Portugal e muito menos da quantidade queimada em *flare*, é necessário em primeiro lugar efectuar uma estimativa da quantidade de biogás gerada pelos aterros em Portugal e em seguida estimar a percentagem que é queimada em *flare*.

Embora tenham sido contactados por e-mail todos os Sistemas Multimunicipais e Intermunicipais de gestão de RSU, apenas se obteve resposta de 5 dos 25 existentes, deste modo a alternativa é estimar as emissões utilizando um *software* específico para o efeito. Um dos mais utilizados é o LandGEM (*Landfill Gas Emissions Model*) este *software* foi desenvolvido pela EPA, e a versão mais recente é a 3.02 de Maio de 2005. Este modelo é aplicado para prever a quantidade de biogás produzido num aterro ao longo do seu tempo de vida, e para prever a concentração dos diferentes poluentes presentes no biogás gerado em aterros sanitários.

As variáveis a considerar são:

- L_0 – Capacidade potencial de geração de metano ($\text{Nm}^3/\text{tonelada RSU}$);
- k – taxa de geração de metano (ano^{-1});
- Percentagem de metano no biogás (% em volume);
- NMOC – Concentração em compostos orgânicos não metanogénicos (ou seja, que não se podem transformar em metano) (ppm em volume). Valor típico é 4000 ppmv.

A equação de decomposição primeira ordem utilizada por este *software*, e que utiliza as variáveis indicadas anteriormente, pode ser vista no Anexo G.

Em 2008 a composição dos RSU continha, segundo a APA, 34% de materiais fermentáveis, 12% finos, 5% têxteis sanitários, 1% de materiais combustíveis, 6% têxteis, 4% de materiais compósitos, 11% de plásticos, 5% de vidro, 4% de metais, 0% de pilhas/ acumuladores, 17% de papel/cartão e 1% de outros materiais não especificados.

Isto pode traduzir-se numa fracção mássica de carbono (W_{CB}) de cerca 0,150 kg C/kg RSU. Atendendo à reacção de decomposição, sabe-se que de 1 mole de carbono resulta 1 mole de biogás, o que se traduz no facto de uma tonelada de carbono resultar 1868 Nm^3 de biogás. Deste modo pode dizer-se que o volume máximo de biogás ($V_{B, \text{MAX}}$)

gerado pelo aterro é 280 Nm³ biogás/ton de RSU. Utilizando a expressão seguinte é possível determinar L₀:

$$L_0 = V_{B, \text{Max}} \cdot f \cdot y_{\text{CH}_4}$$

Onde,

f - um factor de biodegradabilidade que depende da temperatura da massa de RSU em aterro;

y_{CH₄} - é a fracção volumétrica de metano no biogás.

Considerando f=0,63, y_{CH₄}=0,50, V_{B, Max}=280, obtém-se um valor de L₀ de cerca de 90 Nm³ CH₄/tonelada RSU.

Como parâmetros a introduzir no *software* LandGEM restam ainda o valor de k, onde será utilizado o valor de 0,08 ano⁻¹, este valor tem em conta uma precipitação anual entre 500 e 1000 mm, a concentração de compostos orgânicos não metanogénicos, onde será utilizado o valor de 4000 ppmv, e por fim a percentagem de metano no biogás, onde será utilizado o valor de 50% em volume.

Apenas parte do biogás gerado nos aterros é recuperado e sujeito a queima, sendo grande parte dele perdido por difusão. A queima do biogás é efectuada para evitar explosões no aterro, para produção de electricidade, e ainda para transformar o metano em dióxido de carbono pois este possui um potencial de aquecimento global (GWP) inferior. A Agência Europeia do Ambiente estima que apenas 20% do biogás é efectivamente recuperado e portanto sujeito a queima (Skovgaard *et al.*, 2008). Uma vez que este valor resulta de vários estudos em países europeus, este será utilizado para estimar a quantidade de biogás queimado, para produção de energia eléctrica e em *flare*.

Tabela 4.45 – Produção de biogás nos aterros e estimativa de biogás queimado entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Biogás [m³]</i>	2.42x10 ⁸	2.66x10 ⁸	2.87x10 ⁸	3.06x10 ⁸	3.26x10 ⁸	3.50x10 ⁸
<i>Biogás queimado [m³]</i>	4.84x10 ⁷	5.32x10 ⁷	5.73x10 ⁷	6.12x10 ⁷	6.53x10 ⁷	7.01x10 ⁷

Os factores de emissão para esta fonte são escassos, e esta fonte é considerada apenas em alguns inventários de emissão, como é o caso do Inventário de Dioxinas dos Estados

Unidos da América. Estudos mostraram emissões de 0,0005 µg I-TEQ/m³ de biogás num grupo moto-gerador instalado num aterro na Holanda (Bremmer *et al.*, 1994), e estudos posteriores na Alemanha a grupos moto-gerador revelaram emissões entre 0,000001 e 0,00028 µg I-TEQ/m³ de biogás (Umweltbundesamt, 1996).

O Inventário de Dioxinas dos Estados Unidos da América utiliza o factor de emissão de 0,0014 µg I-TEQ/m³ para estimar as emissões, este resulta de medições efectuadas em *flare* nos Estados Unidos da América. O estudo realizado pelo IDAD para a zona do Porto (IDAD, 2003a) utiliza o factor de emissão de 0,022 µg I-TEQ/m³ para estimar as emissões provenientes da queima de biogás em aterros.

Utilizando o factor de emissão mais conservador, isto é o utilizado no estudo efectuado pelo IDAD em 2003, e a estimativa de biogás queimado (*flare* e grupos moto-geradores) presente na *Tabela 4.45*, é possível estimar as emissões de PCDD/PCDF, essa estimativa encontra-se na *Tabela 4.46*.

Tabela 4.46 - Emissão de PCDD/PCDF a partir dos aterros entre 2004 e 2009.

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Emissões (mg I-TEQ/ano)	1065	1169	1261	1345	1436	1541

As estimativas efectuadas para a produção de biogás em aterro, biogás queimado e emissões de PCDD/PCDF devem ser considerados como indicações preliminares de possíveis emissões provenientes dessa fonte, são necessários estudos adicionais para confirmar a verdadeira magnitude das emissões.

4.7 POTENCIAIS FONTES DE EMISSÃO DE PCDD/PCDF NÃO INCLUÍDAS NO INVENTÁRIO

Os processos e actividades que são indicados a seguir não foram incluídos no inventário devido à inexistência de informação suficiente, um vez que falta dessa informação inviabiliza uma estimativa de emissões de PCDD/PCDF, ou ainda por se considerarem pouco relevantes no contexto nacional.

4.7.1 Processo de Sinterização

A sinterização consiste na operação de aglutinação de pós ou partículas finas, por aquecimento a temperatura relativamente alta, mas, no entanto, inferior ao ponto de fusão do material dos pós (ou do componente principal, no caso de misturas ou de ligas metálicas). O Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, refere factores de emissão entre 1 e 10 µg I-TEQ/ton, refere também que processos aparentemente semelhantes podem levar

a emissões muito diferentes daí que recomende a medição de PCDD/PCDF em vez de utilização de factores de emissão.

4.7.2 Recuperação de metais a partir de cabos

A queima de cabos eléctricos e material electrónico para recuperação de metais é uma prática cada vez mais comum, devido ao elevado preço dos metais no mercado. Para recuperar os metais o isolante dos cabos eléctricos é queimado, muitas vezes com poucos ou nenhuns cuidados com os efluentes gasosos (queima ilegal). Ora a existência de carbono, cloro, e metais como catalisadores, provoca inevitavelmente a formação de PCDD/PCDF. O Inventário Europeu de Dioxinas – Fase II, refere factores de emissão entre 3,3 e 500 $\mu\text{g I-TEQ/ton}$.

4.7.3 Carvão vegetal usado em churrasqueiras de jardim

O carvão utilizado nos churrascos pode ser uma fonte de PCDD/PCDF, embora seja desprezada na maioria dos inventários de PCDD/PCDF, Schleicher *et al.* (2001) mediu as emissões numa churrasqueira, tendo obtido 6 a 15 $\mu\text{g I-TEQ/ton}$ de carvão.

4.7.4 Produção de Químicos

A elaboração de uma estimativa da emissão de PCDD/PCDF para a atmosfera devido aos processos de produção de produtos químicos acarreta muita incerteza. Possíveis fontes de emissão são a produção de pesticidas e de alguns produtos farmacêuticos. Na falta de informação específica, optou-se por não efectuar nenhuma estimativa.

4.7.5 Fornos de cal

Alguns estudos efectuados na Europa têm demonstrado emissões de PCDD/PCDF a partir de fornos de cal. Por exemplo Umweltbundesamt (1996) refere emissões entre 0,016 e 0,028 $\mu\text{g I-TEQ/ton}$ durante testes a dois fornos na Alemanha.

4.7.6 Incêndios Urbanos

Sabe-se que a formação de PCDD/PCDF pode ocorrer durante incêndios em edifícios, e em veículos, contudo uma previsão das emissões acarreta enorme incerteza. A presença de muitos compostos com cloro, associado a temperaturas elevadas é um requisito para a sua formação, mas está dependente ainda das condições de combustão. As estatísticas geralmente não incluem a informação sobre massa e materiais queimados durante os incêndios, pelo que essa informação apenas pode ser estimada.

5. SÍNTESE DO INVENTÁRIO

Neste capítulo apresenta-se um resumo e análise gráfica do inventário, a comparação com os inventários efectuados no passado para Portugal, bem como com inventários de outros países, usando vários referenciais de comparação, como sejam a população, o Produto Interno Bruto (PIB) e a área do país.

Na Figura 5.1 apresenta as emissões totais nacionais de PCDD/PCDF, obtidas por agregação das emissões estimadas para as várias categorias e subcategorias analisadas.

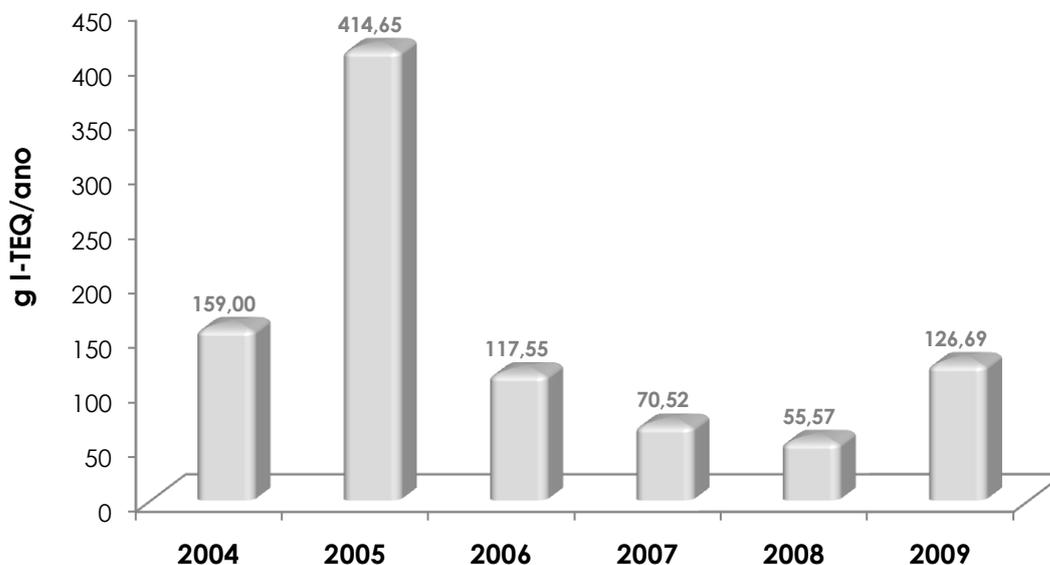


Figura 5.1 - Emissões atmosféricas totais de PCDD/PCDF em Portugal entre 2004 e 2009.

O ano de 2005 foi aquele em que se verificaram maiores emissões de PCDD/PCDF em Portugal, tendo-se emitido um total de 414,65 g I-TEQ/ano, seguindo-se o ano de 2004 com uma emissão de 159,00 g I-TEQ/ano. Não é perceptível a existência de uma tendência clara nas emissões, devido ao peso muito significativo de uma fonte cujas emissões são muito variáveis: os incêndios florestais.

Na Figura 5.2 apresentam-se as emissões dos incêndios comparativamente com as emissões de todas as outras fontes de emissão. Conclui-se que os incêndios florestais são a fonte que mais contribui para as emissões de PCDD/PCDF em Portugal, independentemente do ano, atingindo cerca de 377 g I-TEQ/ano em 2005. A forte variação das emissões desta fonte, ao longo dos anos, está intimamente ligada às áreas aridas e à carga combustível existente nessas áreas. No ano de 2005, em que arderam mais de 300 mil hectares de floresta e matos, verifica-se que as emissões dos incêndios

florestais foram mais de 9 vezes superiores à soma das emissões das outras 18 fontes consideradas no presente inventário. Já em 2007 e 2008, anos em que as áreas ardidas foram menores, as emissões de PCDD/PCDF dos incêndios florestais são inferiores à soma das emissões das restantes fontes, mas mesmo assim possuem um peso muito significativo.

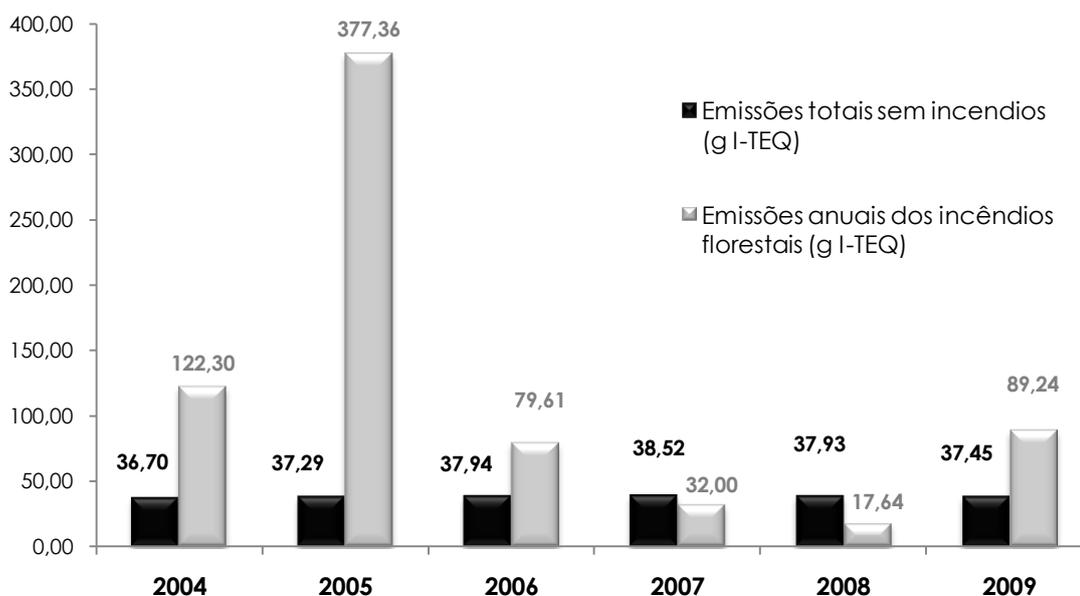


Figura 5.2 - Emissões de PCDD/PCDF resultantes dos incêndios florestais e emissões totais sem incêndios florestais.

Sem incêndios as emissões anuais nacionais seriam praticamente constantes e rondariam as 38 g I-TEQ/ano.

Não foi aplicado um factor de emissão nacional porque este não existia, desse modo recomenda-se a elaboração de estudos com queima de resíduos florestais, de forma a obter factores de emissão adequados para floresta portuguesa.

A Figura 5.3 apresenta as emissões de PCDD/PCDF agrupadas em 6 categorias principais, (Produção de electricidade e calor, outros processos, produção de metais e não ferrosos, produção de produtos minerais, tráfego, processos de incineração). Para facilitar a compreensão dos dados optou-se por fazer um gráfico de duplo eixo, sendo que as linhas a cheio correspondem ao eixo da esquerda e as linhas a tracejado correspondem ao eixo da direita.

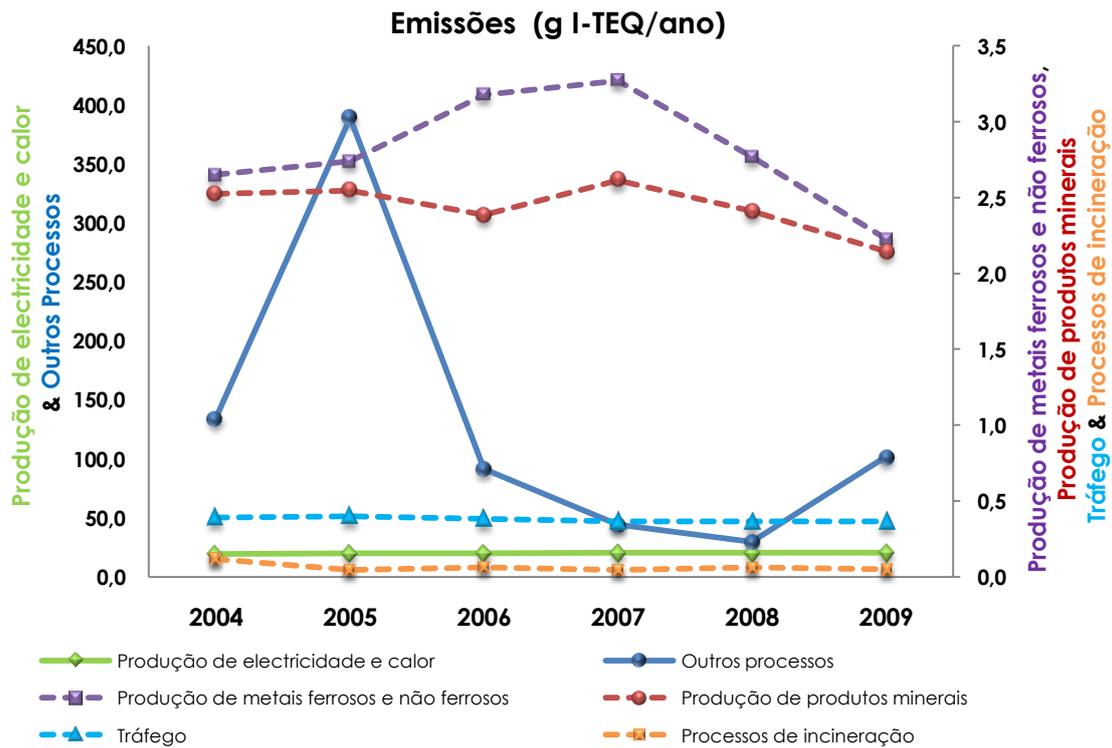


Figura 5.3 - Emissões atmosféricas de PCDD/PCDF por categorias entre 2004 e 2009.

A distribuição por categorias de fontes de emissão mostra que os “Outros processos”, onde se incluem os incêndios florestais, são a categoria que mais contribui para as emissões totais. Segue-se a “Produção de electricidade e calor”, com uma emissão ao longo dos anos praticamente constante, cerca de 20 g I-TEQ/ano, e a “Produção de metais ferrosos e não ferrosos”, com alguma flutuação no período considerado. Uma variação semelhante acontece com a “Produção de produtos minerais”.

O “Tráfego” e os “Processos de incineração” são as categorias menos relevantes, o primeiro contribui com apenas cerca de 0,4 g I-TEQ/ano, enquanto o segundo contribui com emissões entre 0,05 e 0,1 g I-TEQ/ano, ao longo do período 2004-2009. Os Processos de incineração, que no passado geraram enorme polémica e eram tidos como sendo das principais fontes de emissão de PCDD/PCDF para a atmosfera, têm pouca relevância no contexto das emissões totais nacionais, devido à modernidade das instalações incineradoras nacionais, que estão equipadas com sistemas muito eficientes de controlo das emissões gasosas.

Na *Tabela 5.1* apresentam-se as emissões do presente inventário e dos inventários mais antigos elaborados para Portugal. Alerta-se para o facto nos diferentes inventários não se incluírem as mesmas fontes de emissão, o que não permite uma comparação directa

entre os resultados. No entanto é possível efectuar uma comparação fonte a fonte para as que são comuns.

Não é efectuada uma comparação com as emissões estimadas no "Portuguese Informative Inventory Report 1990 – 2009" uma vez este apresenta apenas as emissões totais, não mostrando as estimativas por fonte de emissão.

Tabela 5.1 - Emissões atmosféricas de PCCD/PCDF (em g I-TEQ ano⁻¹) em Portugal, estimadas por diversos inventários, por ano e por fonte de emissão.

Actividade	Inventários Anteriores			Presente Inventário					
	LUA 1997	CCI 2000	LUA 2001 ⁸	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Combustão residencial - lenha	59,2	59,8	59,2	13,85	14,08	14,32	14,55	14,78	14,99
Combustão residencial carvão/lenhite	0,0	0,03	0,1-0,4	-	-	-	-	-	-
Combustão industrial	0,54	0,54	2,4	3,66	3,68	3,78	3,98	3,86	3,86
Indústrias de energia	-	-	-	1,89	2,01	1,92	1,67	1,56	1,56
Sinterização	4,0	4,0	3,8	-	-	-	-	-	-
Fornos de arco eléctrico de siderurgia	0,72	0,72	1,0	1,76	1,82	2,13	2,21	1,74	1,32
Produção secundária de zinco	0,0	-	0,0	0,07	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02
Produção secundária de cobre	0,0	-	0,0-1,0	0,39	0,44	0,54	0,56	0,57	0,54
Produção secundária de alumínio	0,04	0,04	0,0-0,1	0,44	0,45	0,47	0,48	0,44	0,35
Outros metais não ferrosos	0,1	0,06	0,1-4,6	-	-	-	-	-	-
Produção de cimento	1,10	1,20	1,1	1,32	1,25	1,24	1,38	1,26	1,03
Preservação de madeira	9,9	9,90	8,9	10,50	10,55	10,58	10,61	10,62	10,63
Transportes rodoviários	3,0	2,88	3,0	0,39	0,40	0,38	0,36	0,36	0,36
Transportes ferroviários	-	-	-	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002
Produção de vidro	-	-	-	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,23
Pasta de papel	-	0,14	-	0,05 ⁹	0,06 ⁹	0,07 ⁹	0,07 ⁹	0,07 ⁹	0,07 ⁹
Produção de tijolos e telhas	-	-	-	0,54	0,56	0,50	0,59	0,51	0,47
Incineração legal de RSU	0,0	1,58	0,0	0,10	0,03	0,05	0,03	0,04	0,02
Incineração ilegal de RSU	3,3	3,00	3,0	-	-	-	-	-	-
Incineração de resíduos industriais	0,2	0,20	4-30	-	-	-	-	-	-
Incineração de RH	35,0	35,00	0,7-2,5	0,0001	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0012
Consumo de tabaco	-	0,01	-	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Crematórios	0,4	0,04	0,4	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
Incêndios urbanos	9,8	9,80	0,5-9,8	-	-	-	-	-	-
Fogos florestais	-	10,12	-	122,30	377,36	79,61	32,00	17,64	89,24
Produção de asfalto	-	-	-	0,45	0,52	0,42	0,42	0,42	0,42
Aterros (queima de biogás)	-	-	-	1,07	1,17	1,26	1,35	1,44	1,54
Total (g I-TEQ/ano)	127,2	139,06	88-133	159,00	414,65	117,55	70,52	55,57	126,69

⁸ Quass U., Fernann N. E Broker G.: The European Dioxin Emission Inventory – Stage II, LUA Materialien No. 59, Essen 2001. Dados apresentados resultam da revisão feita pelo IDAD.

⁹ Inclui apenas as emissões a partir da utilização do licor preto para a produção de electricidade.

Um dos resultados do presente inventário que difere bastante dos inventários anteriores é a emissão de PCDD/PCDF estimada para a combustão doméstica. Enquanto as estimativas anteriores apontavam para uma emissão de cerca de 60 g I-TEQ/ano, o presente inventário estima uma emissão mais baixa, entre cerca de 14 e 15 g I-TEQ/ano para 2004 e 2009, respectivamente. A diferença deve-se ao facto dos inventários anteriores terem considerado a existência de um maior consumo de lenha em Portugal, por exemplo LUA 2001, considerou o consumo de mais 2 milhões ton/ano de lenha que as estimativas do presente inventário, baseando-se em estatísticas de 1988. Outra diferença está na consideração do tipo de lenha que se queima nas lareiras nacionais, já que o presente inventário considera que 90% da lenha é limpa, e 10% ligeiramente contaminada (sem PCP), enquanto os inventários anteriores consideram 83% de madeira limpa, 16% ligeiramente contaminada (sem PCP), e 1% madeira contaminada (com PCP).

A consideração de que a lenha/madeira queimada não é limpa, faz com que se utilize um factor de emissão superior (50 vezes ou mais) ao utilizado para lenha/madeira limpa, o que se traduz num aumento da estimativa das emissões. Outro facto que não deve ser negligenciado, prende-se com a maior utilização dos sistemas de centralizados aquecimento residencial, na sua maioria a gás e gasóleo, combustíveis com factores de emissão desprezáveis quando comparados com os da lenha/madeira. A explicação para a escolha destas percentagens já foi dada no capítulo 4.

A estimativa efectuada para as emissões resultantes da combustão industrial e dos fornos de arco eléctrico de siderurgia é superior às estimativas efectuadas nos inventários anteriores. No inventário europeu LUA 2001, apenas foi considerada a combustão industrial de madeira, já no presente inventário foram considerados os combustíveis sólidos, líquidos e gasosos (incluindo gás natural a partir de 2007), o que explica uma estimativa de emissões superior. No caso das emissões dos fornos de arco eléctrico de siderurgia, o factor de emissão utilizado no presente inventário foi relativamente próximo ao utilizado em LUA 2001, pelo que a diferença em termos de emissões, pode explicar-se pela diferença nas quantidades de aço produzidas em Portugal. As quantidades de aço efectivamente produzidas em Portugal (dados da Associação Portuguesa de Fundição) são superiores às estimadas pelo inventário LUA 2001.

Apesar de se considerar que as emissões da preservação de madeira possam ser inferiores ao valor estimado no presente inventário, a verdade é que essas emissões estão em linha com os inventários anteriores. Uma vez que não é fácil estimar as emissões desta fonte, é comum utilizar-se um factor de emissão baseado na população do país, e não

em dados concretos de tratamento de madeiras (factor desenvolvido pelos autores do Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II), o que pode levar a uma estimativa bastante díspar da realidade.

No sector dos transportes, o transporte rodoviário aparece com emissões muito inferiores às estimadas nos inventários anteriores, nomeadamente em LUA 2001. Apesar de se ter utilizado os mesmos factores de emissão que LUA 2001, a diferença está nas quantidades e tipos de combustível consumidos, assim, enquanto os dados do combustível nacional usados em LUA 2001, eram relativos a 1994 e incluíam a gasolina com chumbo que apresenta uma maior emissão de PCDD/PCDF, os dados utilizados no presente inventário são provenientes Direcção-Geral de Energia e Geologia (DGEG) e são relativos aos anos considerados para o corrente inventário, em que a gasolina com chumbo já tinha sido abolida. O transporte ferroviário não foi incluído nos inventários anteriores, por seu lado, o presente inventário estima a sua emissão, concluindo que não é uma fonte importante.

A produção de vidro, material asfáltico, telhas e tijolos cerâmicos, não foram considerados nos inventários anteriores, mas parecem ser uma fonte relativamente importante de emissões de PCDD/PCDF, tendo em conta a estimativa agora efectuada.

A estimativa feita no presente inventário para a incineração de RSU e RH é bastante inferior às estimativas feitas nos inventários precedentes, isto porque a estimativa agora efectuada é baseada nos dados de monitorização das incineradoras, e as quantidades anuais incineradas são agora conhecidas, ao invés dos inventários anteriores em que eram estimadas.

Os incêndios florestais são claramente a maior fonte emissora de PCDD/PCDF para a atmosfera em Portugal, os inventários anteriores não tiveram em conta esta fonte, com excepção da CCI 2000, que remete para o inventário europeu de 1997 (LUA 1997). Deste modo não se sabe em concreto a que ano diz respeito a estimativa. O corrente inventário efectuou uma estimativa de emissões dos incêndios florestais baseada nas áreas anuais ardidas e na carga combustível existente, pelo que se considera que a estimativa efectuada constitui uma boa aproximação à realidade. Embora devam ser desenvolvidos estudos nacionais de emissões atmosféricas de PCDD/PCDF a partir da queima de biomassa florestal.

Os aterros sanitários, e mais propriamente a queima de biogás é, segundo a estimativa efectuada, uma fonte de emissão de PCDD/PCDF significativa. Esta fonte não foi incluída nos inventários anteriores, pelo que não é possível efectuar qualquer tipo de

comparação. Recomenda-se que sejam efectuadas medições nestas fontes que permitam determinar um factor de emissão nacional.

Excluindo a maior fonte de emissão, os incêndios florestais, e uma vez que seria muito difícil a visualização de todas as restantes 18 fontes de emissão num só gráfico, optou-se por separar as grandes fontes de emissão (vide Figura 5.4) das pequenas fontes (vide Figura 5.5). Segundo o critério utilizado, as grandes fontes emissoras constituem aquelas fontes que emitem mais de 1 g I-TEQ/ano em pelo menos um dos anos a que se refere o inventário, fazem parte deste grupo 9 fontes de emissão. As pequenas fontes emissoras constituem aquelas fontes de emissão que emitem menos de 1 g I-TEQ/ano na totalidade dos anos a que se refere o inventário, fazem parte deste grupo 10 fontes de emissão. Os dados referentes às pequenas e às grandes fontes de emissoras, podem ainda ser consultados sob a forma de tabela (vide Anexo H).

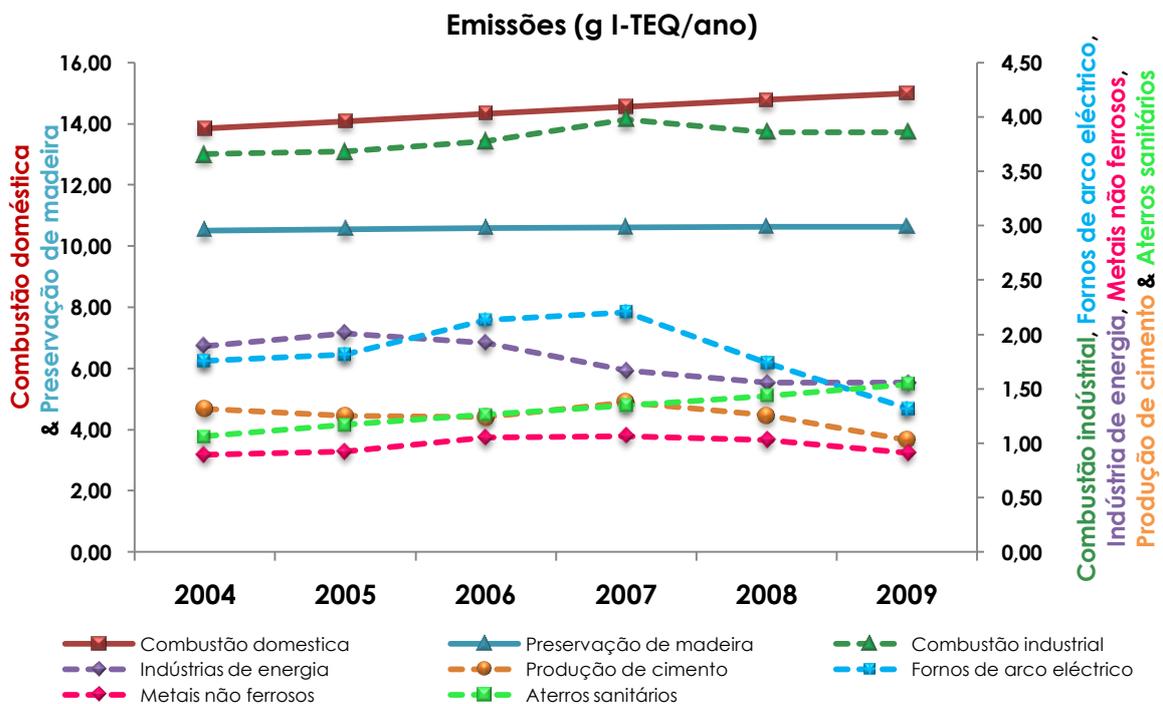


Figura 5.4 - Emissões de PCDD/PCDF em Portugal entre 2004 e 2009 para as grandes fontes emissoras, (excluindo os incêndios florestais).

A Figura 5.4 permite observar que independentemente do ano, a combustão doméstica é a segunda fonte de emissão mais importante (os incêndios florestais são a primeira). O valor mínimo das emissões ocorreu no ano de 2004 (cerca de 14 g I-TEQ/ano) e o máximo verificou-se em 2009 (cerca de 15 g I-TEQ/ano). A emissão a partir desta fonte aumentou de 2004 para 2009 uma vez que se considera que o número de lareiras aumenta em

Portugal, resultado da construção de novos alojamentos, no entanto o aumento do número de lareiras pode não se traduzir num aumento da queima de biomassa, uma vez que muitos dos novos alojamentos possuem lareira, mas simultaneamente aquecimento central, pelo que aquela não é utilizada. Deste modo, esta estimativa das emissões pode estar a ser conservadora. Da mesma forma que no caso dos incêndios florestais, a utilização de um factor de emissão nacional, a existir, levaria a uma melhor estimativa das emissões.

Devido ao facto de serem bastantes raras as informações sobre o real consumo anual de lenha, bem como a sua proveniência, uma vez que se torna difícil estimar a quantidade que é comercializada fora dos circuitos normais, além de que em variadíssimas situações o consumo de lenha resulta de abastecimento em propriedades próprias, pelo que a estimativa das emissões pode divergir um pouco da realidade.

A terceira maior fonte de emissão é a preservação de madeiras, com uma emissão ligeiramente crescente ao longo do período a que se refere o inventário e próxima de 11 g I-TEQ/ano. A emissão por parte desta fonte é tão elevada porque foi utilizado o factor de emissão usado no Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II, este factor de emissão é baseado na população e não nas indústrias de preservação em si. A preservação de madeiras com recurso a PCP não se realiza em Portugal, pelo que as emissões devem-se à libertação de PCDD/PCDF de madeiras tratadas no passado ou de madeiras importadas. Acredita-se que as emissões por esta fonte sejam bastante inferiores, mas não existem estudos e dados que permitam fazer, neste momento, uma melhor estimativa, sendo obviamente um dos aspectos a melhorar num futuro próximo.

A combustão industrial é a quarta maior fonte emissora, possui emissões praticamente constantes entre 3,7 e 4 g I-TEQ/ano, as variações ligeiras devem-se a um menor ou maior consumo anual de combustíveis. A combustão industrial consome uma menor quantidade de energia que as denominadas indústrias de energia, mas emite uma maior quantidade de PCDD/PCDF para a atmosfera porque consome cerca do dobro da biomassa.

Se em 2004, 2005 e 2009 as indústrias de energia surgem como quinta maior fonte emissora, com uma emissão próxima de 2 g I-TEQ/ano, em 2006, 2007 e 2008 os fornos de arco eléctrico de siderurgia ocupam essa posição, com uma emissão ligeiramente acima das indústrias de energia, que passam a ocupar a sexta posição. As variações reflectem a procura de combustíveis por parte das indústrias de energia e a produção de aço nas indústrias siderúrgicas.

A produção de cimento era a sétima maior fonte de emissão de PCDD/PCDF até 2007, tendo sido ultrapassada nos restantes anos pelos aterros sanitários. A produção de cimento é responsável por emissões estáveis (entre 1 e 1,4 g I-TEQ), embora com variações anuais originadas pela maior ou menor produção de cimento, por seu lado as emissões dos aterros sanitários são crescentes e reflectem uma tendência de crescimento da deposição em aterro, e por conseguinte uma maior produção de biogás, a partir dos resíduos depositados após 1997.

A produção de metais não ferrosos (alumínio, zinco e cobre) surge em último lugar, neste grupo de "grandes fontes emissoras". A emissão mínima ocorreu em 2004 (cerca de 0,9 g I-TEQ/ano) e a máxima em 2007 (cerca de 1,1 g I-TEQ/ano), as pequenas variações anuais devem-se a quebras ou aumentos da produção de metais não ferrosos.

A Figura 5.5 apresenta as 10 fontes de emissão que menos contribuem para o total das emissões anuais de PCDD/PCDF em Portugal.

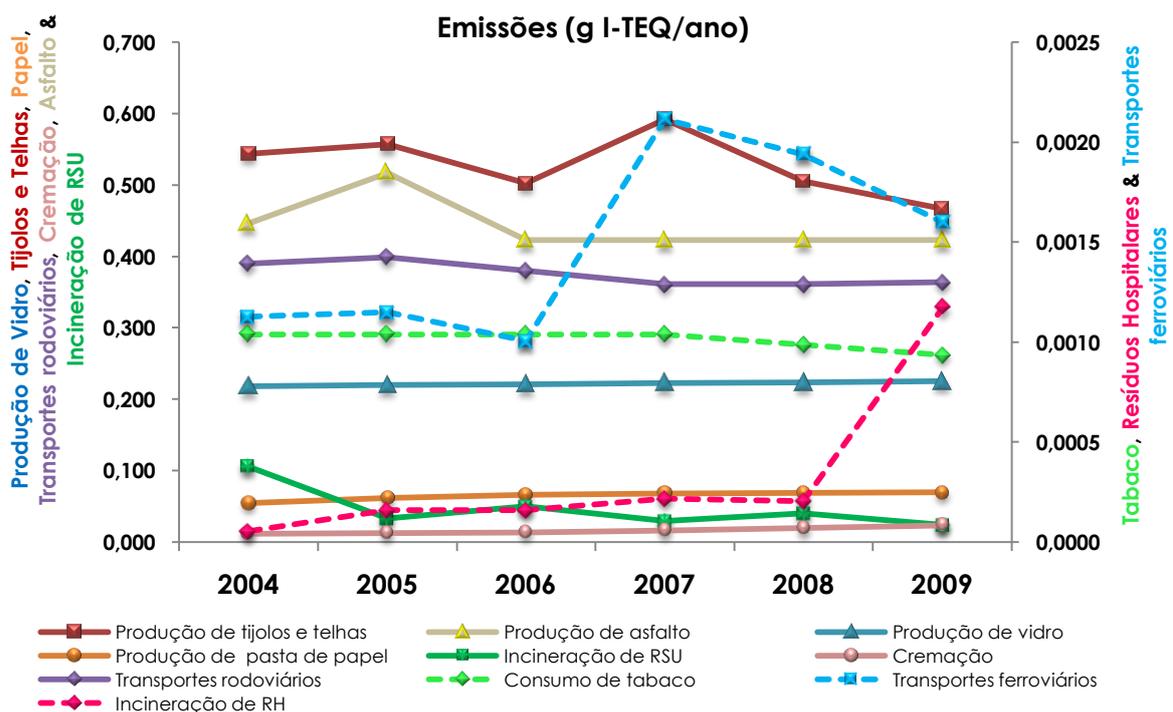


Figura 5.5 - Emissões de PCDD/PCDF em Portugal entre 2004 e 2009 (pequenas fontes emissoras).

Como é possível observar na Figura 5.5 a produção de tijolos e telhas cerâmicas contribui com uma emissão não superior a 1 g I-TEQ/ano, o valor máximo fixa-se em cerca de

0,6 g I-TEQ/ano no ano de 2007. A ligeira variação anual observada é reflexo de um aumento ou diminuição da actividade das indústrias.

Em segundo lugar, neste grupo de fontes de emissão, surge a produção de material asfáltico, as emissões rondam as 0,45 g I-TEQ/ano, com um pico ligeiro em 2005 de cerca de 0,5 g I-TEQ/ano, resultado de uma subida na procura de material asfáltico. As emissões devem ter tendência a decrescer ligeiramente nos próximos anos, devido a uma previsível contracção dos investimentos públicos.

Os transportes rodoviários a diesel e a gasolina são responsáveis por emissões pouco variáveis ao longo dos anos (cerca de 0,4 g I-TEQ/ano), reflexo de uma frota automóvel constituída sensivelmente pelo mesmo número de veículos, e de um consumo de combustíveis pouco oscilante ao longo dos anos a que se refere o actual inventário.

Com emissões ligeiramente mais baixas que os transportes rodoviários, surge a produção de vidro. Contudo devido ao facto de não ter sido possível incluir a produção de vidro plano, acredita-se que as emissões possam mesmo ultrapassar as dos transportes rodoviários. Como se pode observar na Figura 5.5 as emissões desta fonte mantêm-se praticamente constantes, e situam-se perto de 0,2 g I-TEQ/ano, reflexo da manutenção na produção nacional ao longo dos anos.

As emissões resultantes da incineração de RSU são baixas quando comparadas com as fontes referidas anteriormente, possuem um máximo em 2004 (cerca de 0,1 g I-TEQ/ano) e um mínimo em 2009 (cerca de 0,02 g I-TEQ/ano). Estas baixas emissões são o reflexo dos fortes investimentos feitos nas incineradoras nacionais, nomeadamente em sistemas de tratamento de efluentes gasosos. Se no passado a incineração de RSU era tida como uma das principais fontes de PCDD/PCDF para a atmosfera, actualmente verifica-se exactamente o oposto.

A cremação humana é ainda pouco utilizada em Portugal, sendo utilizada sobretudo no Porto e em Lisboa. Possui contudo uma tendência de crescimento, o que se irá reflectir nas emissões futuras. Em 2004 a cremação era responsável pela emissão de aproximadamente de 0,01 g I-TEQ/ano tendo aumentado ao longo dos anos, atingindo cerca de 0,02 g I-TEQ/ano em 2009. O aumento do número de cremações pode não conduzir a um aumento das emissões, já que os fornos crematórios tendem a estar melhor equipados, possuindo sistemas de controlo das emissões gasosas.

Não foi considerada a cremação animal, devido à inexistência de informação disponível que permitisse estimar essas emissões. Acredita-se contudo, que a cremação animal possa ter um peso importante nas emissões relativas à actividade de cremação.

O transporte ferroviário, a incineração de resíduos hospitalares e o consumo de tabaco são as fontes de emissão de PCDD/PCDF menos importantes. O transporte ferroviário emitiu um máximo de cerca de 0,002 g I-TEQ/ano em 2007 e um mínimo de cerca de 0,001 g I-TEQ/ano em 2006, já a incineração de resíduos hospitalares emitiu um máximo de cerca de cerca de 0,001 g I-TEQ/ano em 2009, e um mínimo de cerca de 0,0001 g I-TEQ/ano em 2004. O consumo de tabaco é responsável por uma emissão pouco variável ao longo dos anos, e muito baixa, apenas 0,001 g I-TEQ/ano. Verifica-se uma ligeira tendência de redução das emissões a partir de 2007, devido à entrada em vigor da Lei n.º 37/2007 de 14 de Agosto, que restringe os locais onde é permitido fumar. Apesar disso, segundo a estimativa feita, em Portugal o consumo de cigarros ascende a mais de 10 mil milhões de cigarros por ano.

A Tabela 5.2 e a Figura 5.6 pretendem comparar as emissões estimadas no presente inventário, com as emissões de dois países europeus, o Reino Unido e a Dinamarca, a comparação diz respeito ao ano de 2004, pois existe para este ano uma estimativa elaborada em cada um dos países. A comparação é feita excluindo os incêndios, uma vez esta fonte é muito variável e possui um peso muito grande nas emissões totais. A escolha destes dois países deveu-se essencialmente a duas razões, em primeiro lugar ao facto da comparação dever ser feita com países industrializados e europeus, em segundo lugar a comparação ter de ser feita com países cujas emissões tenham sido calculadas com o equivalente tóxico I-TEQ e não WHO-TEQ.

A Tabela 5.2 apresenta informação sobre estes três países, incluindo a área do país, população, Produto Interno Bruto (PIB), e emissões de atmosféricas de PCDD/PCDF em 2004.

Tabela 5.2- Informação referente a Portugal, Reino Unido e Dinamarca, ano de 2004.

	Portugal	Reino Unido	Dinamarca
PIB [Milhares de dólares] /per capita	17,60	27,56	30,78
Área [Km ²]	92391	243789	43094
População [Milhões]	10,5	60,4	5,4
Emissões de PCDD/PCDF [g I-TEQ]	36,7	295,1	22,0
Emissões de PCDD/PCDF [g I-TEQ/per capita]	3,49	4,88	4,05
Emissões de PCDD/PCDF [mg I-TEQ/km ²]	0,40	1,21	0,51

Pode observar-se na *Tabela 5.2* que Portugal possui uma população, emissões e área superiores às da Dinamarca e inferiores às do Reino Unido.

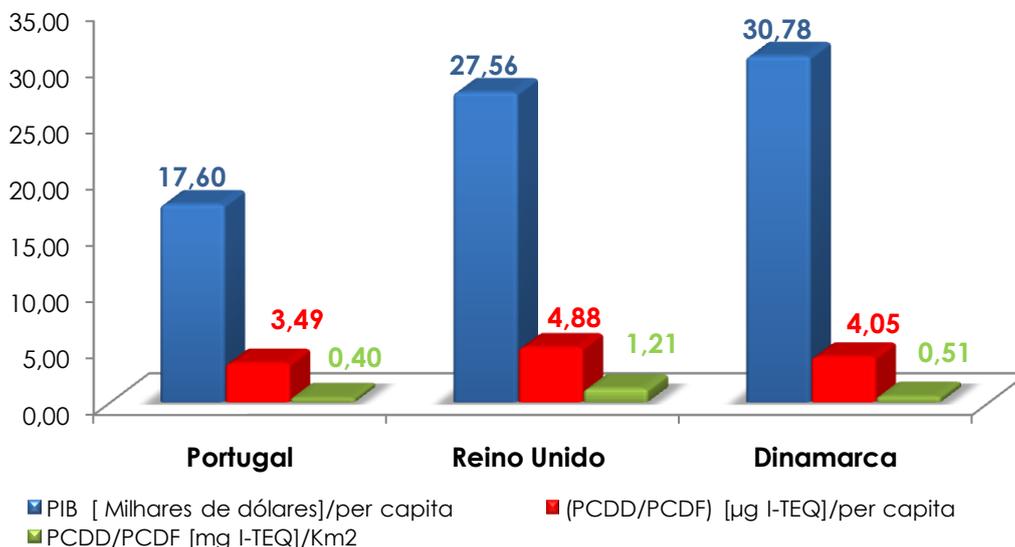


Figura 5.6 - Comparação do PIB per capita e das emissões de PCDD/PCDF entre Portugal, Reino Unido e Dinamarca, em 2004, excluindo a contribuição dos incêndios florestais.

A análise da Figura 5.6 permite verificar que a Dinamarca e o Reino Unido possuem um Produto Interno Bruto (PIB) *per capita* superior a Portugal. O PIB é um dos indicadores mais utilizados na macroeconomia com o objectivo de mensurar a actividade económica de um país ou região. Verifica-se que Portugal possui as menores emissões de PCDD/PCDF *per capita* (excluído emissões de incêndios florestais) e emissões por unidade de área, de entre os três países.

De facto, as emissões totais estimadas para o ano de 2004 (excluindo emissões de incêndios florestais) foram 36,7, 295,1 e 22,0 g I-TEQ/ano, para Portugal, Reino Unido e Dinamarca, respectivamente. Deve ter-se em conta que os três inventários não incluem exactamente as mesmas fontes de emissão.

Enquanto em Portugal e na Dinamarca a principal fonte de emissão foi a combustão doméstica, com uma emissão de 13,9 e 8,8 g I-TEQ/ano, respectivamente, no Reino Unido esse lugar foi ocupado pelos incêndios em habitações e veículos (incêndios urbanos), com uma emissão atmosférica estimada de 169,5 g I-TEQ/ano. Isto evidencia que as principais fontes de emissão de PCDD/PCDF nos três países são de origem não industrial.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho teve por objectivo principal traçar o panorama relativo às emissões atmosféricas de dioxinas e furanos (PCDD/PCDF) em Portugal no período de 2004-2009, tendo-se revelado bastante profícuo na identificação das principais fontes emissoras, na qualificação das emissões, e na identificação de aspectos que devem ser alvo de melhoria em futuros trabalhos.

Como primeira conclusão, pôde constatar-se a escassez de informação, organizada e disponível, sobre as 19 fontes de emissão consideradas (agrupadas em seis categorias principais), o que dificultou a elaboração do trabalho. Além disso os poucos dados referentes às emissões atmosféricas de PCDD/PCDF em Portugal, resultam de monitorizações efectuadas por obrigação legal (Incineradoras de resíduos hospitalares e de resíduos sólidos urbanos), e de medições efectuadas no âmbito de estudos pontuais. Isso obrigou à utilização de factores de emissão de estudos internacionais para a maioria das fontes de emissão consideradas.

Face à existência a nível internacional de factores de emissão com ordens de grandeza diversas, optou-se por utilizar os factores de emissão considerados mais adequados à realidade portuguesa, dando no entanto preferência aos factores de emissão presentes no Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II, e de seguida aos presentes no Inventário de Fontes de Dioxinas nos Estados Unidos. Foram tidas em conta as medições pontuais efectuadas no âmbito de estudos nacionais.

As emissões totais anuais nacionais de PCDD/PCDF cifram-se em 159, 415, 118, 71, 56 e 127 g I-TEQ/ano em 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009, respectivamente. Sendo a média aritmética das emissões atmosféricas para o período considerado de 157 g I-TEQ/ano.

A distribuição por categorias de fontes de emissão mostra que "Outros processos", onde se incluem os incêndios florestais, são os que mais contribuem para as emissões totais, são responsáveis pela emissão de cerca de 134, 389, 92, 44, 30 e 101 g I-TEQ/ano em 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009, respectivamente. Segue-se a "Produção de electricidade e calor", com uma emissão ao longo dos anos praticamente constante, entre 19 e 20 g I-TEQ/ano, e a "Produção de metais ferrosos e não ferrosos" com uma emissão que varia entre 2 e 3 g I-TEQ/ano. A "Produção de produtos minerais" contribui com cerca de 2,5 g I-TEQ/ano, emissão ligeiramente mais baixa que a "Produção de metais ferrosos e não ferrosos". O "Tráfego" e os "Processos de incineração" são as categorias com menos

influência nas emissões totais, o primeiro contribui com cerca de 0,4 g I-TEQ/ano, e o segundo com uma emissão entre 0,05 e 0,1 g I-TEQ/ano, ao longo do período 2004-2009.

Os resultados evidenciam que os incêndios florestais constituem a maior fonte emissora de PCDD/PCDF. As emissões estimadas em g I-TEQ/ano, variaram entre um valor máximo de 377 em 2006 e um valor mínimo de 18 em 2008, sendo o valor médio de 120 g I-TEQ/ano. Embora tivessem sido tidas em conta as características da floresta portuguesa, em termos de carga combustível, e as áreas ardidas anualmente, a aplicação de um factor de emissão nacional, se existesse, levaria a uma estimativa mais precisa das emissões. Deste modo recomenda-se a elaboração de estudos com vista à determinação de um factor de emissão nacional.

Uma vez que os incêndios florestais são a fonte com maior contributo para as emissões nacionais de PCDD/PCDF representando em média, no período considerado, 76% das emissões totais, entende-se que deverá haver por parte dos órgãos competentes a implementação de medidas concretas que visem em substancial redução das áreas anuais afectadas por incêndios florestais, passando por exemplo por um maior ordenamento florestal.

Sem a contribuição dos incêndios florestais as emissões de PCDD/PCDF seriam pouco variáveis e rondariam as 38 g I-TEQ/ano. Uma vez que não existem variações anuais significativas em cada uma das fontes consideradas.

A combustão doméstica de biomassa em fogões e lareiras, e a preservação de madeiras surgem como segundas e terceiras maiores fontes emissoras, respectivamente. Ao contrário dos incêndios florestais, as emissões destas duas fontes não variam muito ao longo dos anos, a combustão doméstica emite entre 14 e 15 g I-TEQ/ano e a preservação de madeiras cerca de 11 g I-TEQ/ano. As lareiras e os fogões são bastante diversificados, em formas e tamanhos, uma vez que não se encontram estabelecidas para Portugal normas padrão que regulem a sua construção, o que influencia as emissões. Por outro lado, não existem dados concretos sobre os consumos reais anuais de lenha, bem como a sua proveniência. Já que não existem dados sobre quantidade que é comercializada fora dos circuitos normais, além de que em variadíssimas situações o consumo de lenha resulta de abastecimento em propriedades próprias. A certificação de lareiras e a existência de um estudo amplo sobre o consumo nacional de lenha, poderiam por um lado reduzir as emissões da combustão doméstica, e por outro reduzir as incertezas nas estimativas das emissões.

Para a estimativa das emissões da preservação de madeiras utilizou-se o factor de emissão desenvolvido pelos autores do Inventário Europeu de Dioxinas - Fase II, dada a inexistência de informação nacional sobre quantidades de madeiras tratadas no passado com PCP (conservante de madeiras a que estão associados PCDD/PCDF), bem como de quantidades de PCDD/PCDF libertadas para o ambiente (evaporação). Deverão ser desenvolvidos estudos que permitam ter uma melhor estimativa das emissões por parte desta fonte, já que se acredita que a estimativa feita está a ser conservadora. Sabe-se que não se tratam actualmente em Portugal madeiras com PCP, e que as madeiras importadas estão sujeitas a normas europeias no que diz respeito a substâncias perigosas.

As restantes fontes que emitem mais de 1 g I-TEQ/ano, em pelo menos um dos anos a que se refere o inventário são: a combustão industrial, as indústrias de energia, os fornos de arco eléctrico, a produção de cimento, a queima de biogás em aterros, e a produção de metais não ferrosos. Acredita-se que a queima de biogás em aterros possa, no futuro, originar menores emissões de PCDD/PCDF, devido a uma previsível redução dos resíduos biodegradáveis depositados em aterro, imposição da Directiva 2008/98/CE de 19 de Novembro de 2008, o que provocará uma redução na produção de biogás.

Com uma contribuição para o total das emissões de menos de 1 g I-TEQ/ano, na totalidade dos anos a que se refere o inventário, encontram-se 10 fontes de emissão, são elas: a produção de tijolos e telhas cerâmicas, a produção de material asfáltico, os transportes rodoviários, a produção de vidro, a incineração de RSU, a produção de pasta de papel, a cremação, os transportes ferroviários, o consumo de tabaco, e a incineração de RH.

Das potenciais fontes de emissão de PCDD/PCDF referidas no inventário, mas cujas emissões não foram estimadas devido à inexistência de informação suficiente, destaca-se a recuperação de metais a partir de cabos. Essa recuperação é efectuada, na maioria das vezes, sem as necessárias condições e sem nenhum tratamento dos efluentes gasosos, já que esses cabos são provenientes de furtos de cabos telefónicos, ou outros. Acredita-se que esta fonte seja responsável por emissões significativas de PCDD/PCDF, pelo que deverá ser reunida informação que permita que esta fonte seja incluída em futuros inventários.

A comparação das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF entre Portugal (excluindo a contribuição dos incêndios florestais), Reino Unido e Dinamarca para o ano de 2004, permitiu verificar que Portugal possuía menor emissão *per capita* e menor emissão por

unidade de área de entre os três países. Verificou-se também que as principais fontes de emissão nos três países são de origem não industrial, e que não é clara uma relação entre emissões e PIB.

O trabalho desenvolvido é considerado inovador, uma vez que, foi possível obter uma série de dados de emissão de PCDD/PCDF, abrangendo um período de seis anos. Acredita-se que este trabalho vem dar um contributo importante para o conhecimento da situação real das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF em Portugal, para o desenvolvimento de futuros inventários, e para o desenvolvimento de estratégias de mitigação destes poluentes.

Como trabalho futuro seria interessante efectuar uma estimativa das emissões por regiões, que tivesse em conta a distribuição espacial das fontes de emissão, tarefa que foi equacionada no presente trabalho, mas não foi possível de concretizar por não se ter conseguido obter dados para tal (a maior parte da informação estatística de caracterização das fontes de emissão estão numa base nacional). Um estudo a este nível exigiria uma maior colaboração por parte de empresas e associações para disponibilizar este tipo de informação. Durante o desenvolvimento deste trabalho tentaram-se vários contactos com este fim mas sem grande sucesso. A análise da distribuição espacial das emissões possibilitaria avaliar o seu impacto noutros meios, na cadeia alimentar e em particular na saúde humana.

Seria igualmente importante avaliar a contribuição relativa de vários tipos de emissão (para a atmosfera e para a água através das descargas líquidas), ou até da exposição a PCDD/PCDF em Portugal, ou seja por ingestão e por inalação.

Um estudo mais abrangente e detalhado sobre o ciclo de PCDD/PCDF permitiria um maior conhecimento sobre os impactos actuais e futuros destes compostos na saúde humana e auxiliar na tomada de decisões pelas entidades competentes.

7. REFERÊNCIAS

7.1 BIBLIOGRAFIA

- AHLBORG, U., BECKING, G., BIRNBAUM, L., BROUWER, A., DERKS, H., FEELEY, M., GOLOR, G., HANBERG, A., LARSEN, J. & LIEM, A. K. D. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs:: Report on WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere*, 28, 1049-1067.
- AOYAMA, T., IKEDA, K., TAKATORI, A. & OBAL, T. 2003. Risk assessment of dioxins in cigarette smoke. *Organohalogen Compounds*, 65, 321-324.
- APA 2009. Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território
- ASSUNÇÃO, J. V. & PESQUERO, C. R. 1999. *Dioxins and furans: origins and risks* [Online]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública. [Accessed 5 33].
- AUSTRALIA, E. 1999. Review of formation processes, consultancy report prepared by Environmental and Safety Services for Environment Australia, Commonwealth. In: HERITAGE, D. O. T. E. A. (ed.). Canberra.
- BACHER, R., SWEREV, M. & BALLSCHMITER, K. 1992. Profile and pattern of monochloro-through octachlorodibenzodioxins and-dibenzofurans in chimney deposits from wood burning. *Environmental science & technology*, 26, 1649-1655.
- BALL, M., PÄPKE, O. & LIS, A. 1990. Polychlorodibenzodioxins and polychlorodibenzofurans in cigarette smoke. 393-402.
- BAPTISTA, A. M. C. 2006. *Misturas Betuminosas Recicladas a Quente em Central :Contribuição para o seu estudo e aplicação*. PhD, Universidade de Coimbra.
- BAWDEN, K., ORMEROD, R., STARKE, G. & ZEISE, K. 2004. Australian Inventory of Dioxin Emissions, 2004, National Dioxins Program Technical Report No. 3. In: HERITAGE, A. G. D. O. T. E. A. (ed.). Canberra.
- BENTHAM , H. 2008. Relatório sobre os preservantes comercializados pela Arch Timber. Comunicação.
- BORREGO, C., RIBEIRO, C. A. S., COUTINHO, M., MARTINHO, A. S., SILVA, B., FERREIRA, M. G., GAMA, C., PAIVA, T., GINJA, J., MATA, P. & SILVA, A. P. 2006. Protocolo IA-FEUP/UA no Domínio PCIP Sector Metalúrgico: Emissões para a atmosfera no sector da transformação de metais com processos metalúrgicos, e sua aplicação ao contexto nacional.
- BREMMER, TROOST, KUIPERS & SEIN 1994. Emission of dioxins in the Netherlands. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) and Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO).
- BRÖKER, G., GEUEKE, K. & HIESTER, E. 1992. Emission polychlorierter dibenzo-p-dioxins und -furane aus hausbrand-feuerungen. Essen,Germany: Landesanstalt Für Immissionschutz Nordrhein-Westfalen.
- CANADA, E. 2000. Characterization of organic compounds from selected residential wood stoves and fuels. Ottawa, Canada: Environment Canada.
- CARB, C. A. R. B. 1990. Evaluation test on two propane fired crematories at Camellia Memorial Lawn Cemetery. Sacramento: Engineering Evaluation Branch, Monitoring and Laboratory Division.

- CARDO, M. J. S. O. 2008. *Gestão de Risco de Dioxinas em Produtos Avícolas*. Master's, Universidade Nova de Lisboa.
- CCAAN 2000. Rastreo de dioxinas - Estudio de la CCAAN sobre movimiento de emisiones de Canadá México Y EU al Ártico.
- CCI 2000. Parecer relativo ao tratamento de resíduos industriais perigosos. Aveiro: Comissão Científica Independente de Controlo e Fiscalização Ambiental da Co-incineração.
- CHANG, M. B., CHANG, S. H., CHEN, Y. W. & HSU, H. C. 2004. Dioxin emission factors for automobiles from tunnel air sampling in Northern Taiwan. *Science of the total environment*, 325, 129-138.
- CHARNLEY, G. & KIMBROUGH, R. D. 2005. Overview of exposure, toxicity, and risks to children from current levels of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and related compounds in the USA. *Food and Chemical Toxicology*, 44, 601-615.
- CHUANG, S. C., CHEN, S. J., HUANG, K. L., CHANG-CHIEN, G. P., WANG, L. C. & HUANG, Y. C. 2010. Emissions of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxin and Polychlorinated Dibenzofuran from Motorcycles. *Aerosol and Air Quality Research*, 10, 533-539.
- CIMPOR 2009. Centro de Produção de Souselas Declaração Ambiental. Cimpor-Cimentos de Portugal.
- COUTINHO, M., CONCEIÇÃO, M., BORREGO, C. & NUNES, M. 1998. Atmospheric impact assessment and monitoring of dioxin emissions of municipal solid waste incinerators in Portugal. *Chemosphere*, 37, 2119-2126.
- COUTINHO, M., MATA, P., PEREIRA, M. & BORREGO, C. 2004. Níveis ambientais e biológicos de dioxinas e furanos em Portugal. *Faculdade de Medicina de Lisboa*, 285.
- COUTINHO, M., RODRIGUES, R. & BORREGO, C. 2003. Caracterização das Emissões Atmosféricas de Dioxinas e Furanos em Portugal: 1999-2003. *Faculdade de Medicina de Lisboa*.
- CUI, Z., YANNAN, H., HONG, J. & ISMAIL, Z. Z. 2011. Life cycle assessment of coated white board: a case study in China. *Journal of Cleaner Production*, 19, 1506-1512.
- DIAS, J. J. M. 2002. *Utilização da biomassa: avaliação dos resíduos e utilização de pellets em caldeiras domésticas*. Master's, Universidade de Lisboa.
- DOUBEN, P., EDULJEE, G. & DYKE, P. 1995. A review of potential PCDD and PCDF emission sources in the UK. *Organohalogen Compounds*, 24, 131-136.
- DÜWEL, U., SCHRÖDER, H., SCHRÖDER, H., KOSLOWSKI, C. & BERGER, K. 2006. Relatório de Caracterização do Efluente Gasoso no Forno 9 PCDD/F, metais pesados, CO, NOx, SO2, COT, HCl, HF, partículas totais, SECIL - Companhia Geral de Cal e Cimento, S. A. Fábrica SECIL Outão, Portugal
- ERGO Portugal Laboratório da Qualidade do Ar, Lda.
- EC 2001. Opinion of the Scientific Committee on Food (SCF) on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxins-like PCBs in Food.
- EPA, U. S. 2006. An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States for the Years 1987, 1995, and 2000 (Final, Nov 2006). In: AGENCY, U. S. E. P. (ed.). Washington.
- ESTEVES, B. M. 2009. A Indústria de Preservação em Portugal. *Revista Millenium*. Instituto Politécnico de Viseu ed.

- FIEDLER, H., HUTZINGER, O., WELSCH-PAUSCH, K. & SCHMIEDINGER, A. 2000. Evaluation of the Occurrence of PCDD/PCDF and POPs in Wastes and Their Potential to Enter the Foodchain. *Final Report. University of Bayreuth, Bayreuth*. Bayreuth: University of Bayreuth.
- GARCÍA, J. A. O., I TORTAJADA, J. F., CONESA, A. C., CLAUDIO-MORALES, L., TORNERO, O. B. & CALLADO, P. L. 2005. Neurotóxicos medioambientales (III). Organoclorados, organobromados y bisfenol A: efectos adversos en el sistema nervioso fetal y posnatal. *Acta Pediatr Esp*, 63, 429-436.
- GIACOMINI, E. 2001. Material o Vidro. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- GONÇALVES, L. P. 2008. *Impacto da Combustão Doméstica na Qualidade do Ar*. Master's, Universidade de Aveiro.
- GONZALEZ, G., SAVINO, A., COUYOUPETROU, L. & CRAVIOTTO, M. 2004. Inventario Nacional de Liberaciones de Dioxinas y Furanos, Argentina-2001. *Buenos Aires: Ministerio de Salud Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Direccion Nacional de Gestion Ambiental*.
- GRASSMAN, J. A., MASTEN, S. A., WALKER, N. J. & LUCIER, G. W. 1998. Animal models of human response to dioxins. *Environmental Health Perspectives*, 106, 761.
- GROSSI, M. G. D. L. 1993. *Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas*. PHD, Universidade de São Paulo.
- GULLETT, B. K. & TOUATI, A. 2003. PCDD/F emissions from forest fire simulations. *Atmospheric Environment*, 37, 803-813.
- GULLETT, B. K., TOUATI, A., HUWE, J. & HAKK, H. E. 2006. PCDD and PCDF emissions from simulated sugarcane field burning. *Environmental science & technology*, 40, 6228-6234.
- HAGENMAIER, H., DAWIDOWSKY, V. & WEBER, U. 1990. Emission of polyhalogenated dibenzodioxins and dibenzofurans from combustion-engines. *Organohalogen Compounds*. 329-324.
- HANSEN, E. & HANSEN, C. L. 2003. Substance Flow Analysis for Dioxin 2002. *In: ENVIRONMENT, D. M. O. T. (ed.)*. Danish Environmental Protection Agency.
- HAYS, S. M. & AYLWARD, L. L. 2003. Dioxin risks in perspective: past, present, and future. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 37, 202-217.
- HENRIKSEN, T., ILLERUP, J. & NIELSEN, O. K. 2006. Dioxin Air Emission Inventory 1990-2004. Denmark: National Environmental Research Institute.
- HEUVEL, J. P. V. & LUCIER, G. 1993. Environmental toxicology of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. *Environmental Health Perspectives*, 100, 189.
- HUWE, J. K. 2002. Dioxins in food: a modern agricultural perspective. *Journal of agricultural and food chemistry*, 50, 1739-1750.
- IDAD 1997. Inventário de emissões para a atmosfera de dioxinas e metais pesados na região do Porto, Programa de Monitorização Externa, Central de Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos - LIPOR II. Aveiro: Instituto do Ambiente e Desenvolvimento.
- IDAD 2003a. Estudo de Inventariação de fontes e mecanismos de contaminação por dioxinas e furanos. Instituto do Ambiente e Desenvolvimento

- IDAD 2003b. Estudo de inventariação de fontes e mecanismos de contaminação por dioxinas e furanos Produtos Biológicos. Aveiro: Instituto do Ambiente e Desenvolvimento.
- IDAD 2005. Requalificação da Central de Incineração de Resíduos Hospitalares do Parque de Saúde de Lisboa. Aveiro: Instituto do Ambiente e Desenvolvimento.
- LAVRIC, E. D., KONNOV, A. A. & RUYCK, J. D. 2004. Dioxin levels in wood combustion--a review. *Biomass and Bioenergy*, 26, 115-145.
- LÖFROTH, G. & ZEBÜHR, Y. 1992. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in mainstream and sidestream cigarette smoke. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 48, 789-794.
- MARTINHO, F., PICADO-SANTOS, L. E PAIS, J 2004. Reciclagem de Pavimentos Rodoviários - Selecção do Processo Construtivo. Actas do III Congresso Rodoviário Português – Estrada 2004. Lisboa.
- MARTINS, V. M. D. S. 2007. *Impacto dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar*. Master, Universidade de Aveiro.
- MATSUEDA, T., KUROKAWA, Y., NAKAMURA, M., TAKADA, S. & FUKAMACHI, K. 1994. Concentrations of PCDDs, PCDFs and coplanar PCBs in cigarettes from various countries. *Organohalogen Compounds*, 20, 331-334.
- MCGREGOR, D. B., PARTENSKY, C., WILBOURN, J. & RICE, J. M. 1998. An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives*, 106, 755.
- MCKAY, G. 2002. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86, 343-368.
- MCMICHAEL, A. 1999. Dioxins in Belgian feed and food: chickens and eggs. *Journal of epidemiology and community health*, 53, 742.
- MEYER, C., BEER, T., MUELLER, J., GILLET, R., WEEKS, I., POWELL, J., TOLHURST, K., MCCAUL, L., COOK, G. & MARNEY, D. 2004. Dioxins Emissions from Bushfires in Australia-Technical Report No. 1. Canberra.
- MULLER, P. 2002. *Potential for occupational and environmental exposure to ten carcinogens in Toronto*, Toronto, ToxProbe, Inc. Prepared for Toronto Public Health.
- MUTO, H. & TAKIZAWA, Y. 1989. Dioxins in cigarette smoke. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 44, 171-174.
- OTLES, S. & YILDIZ, H. 2003. Dioxin in food and human health. *EJEAFChE*.
- PEREIRA, M. D. S. 2004. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and polychlorinated biphenyls (PCB): main sources, environmental behaviour and risk to man and biota. *Química Nova*, 27, 934-943.
- PNAC 2002. Programa Nacional para as Alterações Climáticas - Volume 8: Floresta e Produtos Florestais. Portugal: Instituto do Ambiente.
- PULLES, T., QUASS, U., MARECKOVA, K. & JUERY, C. 2005. Dioxin emissions in Candidate Countries. *TNO-Environment, Energy and Process Innovation, TNO-Repoer*. European Commissions DG Environment.
- QUASS, U., FERMAN, M. & BROEKER, G. 1997. Identification of relevant industrial sources of dioxins and furans in Europe .The European Dioxin Inventory Project - Stage I.

- QUASS, U., FERMANN, M. & BRÖKER, G. 2000. The European Dioxin Emission Inventory Stage II. North Rhine Westphalia State Environment Agency on behalf of the European Commission, Directorate General for Environment (DG ENV).
- REGISTRY, A. F. T. S. A. D. 1998. Toxicological profile for chlorinated dibenzo-p-dioxins. Atlanta: U.S. department of health and human services.
- REIS, J. F. R. D. 2009. *Eliminação de dioxinas em cinzas volantes com nanopartículas de ferro*. Master's, Universidade Nova de Lisboa.
- REIS, M. F., MIGUEL, J. P., SAMPAIO, C., AGUIAR, P., MELIM, J. M. & PAPKE, O. 2007. Determinants of dioxins and furans in blood of non-occupationally exposed populations living near Portuguese solid waste incinerators. *Chemosphere*, 67, S224-S230.
- SCHATOWITZ, B., BRANDT, G., GAFNER, F., SCHLUMPF, E., BUHLER, R., HASLER, P. & NUSSBAUMER, T. 1993. Dioxin emissions from wood combustion, *Organohalogen Compounds*. 11, 307-310.
- SCHATOWITZ, B., BRANDT, G., GAFNER, F., SCHLUMPF, E., BÜHLER, R., HASLER, P. & NUSSBAUMER, T. 1994. Dioxin emissions from wood combustion. *Chemosphere*, 29, 2005-2013.
- SCHLEICHER, O., BLINKSBJERG, P., JENSEN, A. A., MILJØSTYRELSEN, D., ENERGI, D.-T. & MILJØ 2001. *Måling af dioxinmissionen fra udvalgte sekundære kilder*, Miljøstyrelsen.
- SECIL 2009. Declaração Ambiental - Fábrica Secil Outão. Secil.
- SKOVGAARD, M., HEDAL, N., VILLANUEVA, A., ANDERSEN, F. M., LARSEN, H. & ISOARD, S. 2008. Municipal waste management and greenhouse gases.
- SMITH, C. J., SYKES, D. C., CANTRELL, D. W. & MOLSOVEANU, S. C. 2004. Dioxin levels in mainstream smoke from cigarettes, with different TPM deliveries. *Beiträge zur Tabakforschung international*, 21, 205-209.
- SROGI, K. 2007. Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in environmental and human samples: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6, 1-28.
- STANMORE, B. R. 2004. The formation of dioxins in combustion systems. *Combustion and Flame*, 136, 398-427.
- TAKEDA, N., TAKAOKA, M., FUJIWARA, T., TAKEYAMA, H. & EGUCHI, S. 1998. Research on PCDDs/DFs emissions from crematories in Japan. *Organohalogen Compounds*, 36, 167-170.
- TAKEDA, N., TAKAOKA, M., FUJIWARA, T., TAKEYAMA, H. & EGUCHI, S. 2001. Measures to prevent emissions of PCDDs/DFs and co-planar PCBs from crematories in Japan. *Chemosphere*, 43, 763-771.
- UMWELTBUNDESAMT 1996. Determination of requirements to limit emissions of dioxins and furans. Berlin: Report from the Working Group of the Subcommittee Air/Technology of the Federal Government/Federal States Emission Control Committee.
- UNEP 2003. Standardized toolkit for identification and quantification of dioxin and furan releases. Geneva: UNEP Chemicals
- UNEP 2005. Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. Geneva: UNEP Chemicals
- USEPA 2003. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and related compounds. National Academy of Sciences Review Draft. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment.

- VAN DEN BERG, M., BIRNBAUM, L., BOSVELD, A., BRUNSTRÖM, B., COOK, P., FEELEY, M., GIESY, J. P., HANBERG, A., HASEGAWA, R. & KENNEDY, S. W. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives*, 106, 775.
- VIKELSOE, J. M., H; HANSEN, K. 1993. Emission of dioxins from Danish wood-stoves. *Organohalogen Compounds*. 405-408.
- WANG, L. C., LEE, W. J., LEE, W. S., CHANG-CHIEN, G. P. & TSAI, P. J. 2003. Characterizing the emissions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from crematories and their impacts to the surrounding environment. *Environmental science & technology*, 37, 62-67.
- WHO 1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). Geneva: WHO European Centre for Environment and Health, International Programme on Chemical Safety.
- WILSON, C., BODNAR, J., BROWN, B., MORGAN, W., POTTS, R. & BORGERDING, M. 2008. Assessment of dioxin and dioxin-like compounds in mainstream smoke from selected US cigarette brands and reference cigarettes. *Food and Chemical Toxicology*, 46, 1721-1733.

7.2 WEBGRAFIA

URL1: <http://www.galpenergia.com>, [consultada a 5 de Maio de 2011];

URL2: <http://www.lipor.pt/>, [consultada a 2 de Abril de 2011];

URL3: <http://www.valorsul.pt/pt/>, [consultada a 2 de Abril de 2011];

URL4: <http://www.valorambiente.pt/>, [consultada a 2 de Abril de 2011];

URL5: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Tabaco>, [consultada a 23 de Janeiro de 2011];

URL6: http://www.tsf.pt/PaginalInicial/Interior.aspx?content_id=860666, [consultada a 2 de Junho de 2011].

8. ANEXOS

- A** - Grandes fontes pontuais do sector da Electricidade Publica e Produção de Calor (*Large Point Source Energy Plants*) em Portugal Continental.
- B** - Emissões de PCDD/PCDF a partir de veículos automóveis (Chang *et al.*, 2004).
- C** - Medições efectuadas nos fornos 8 e 9 das instalações da Secil no Outão, no ano de 2005.
- D**- Catálogo de uma empresa cerâmica.
- E**- Áreas florestais ardidas em cada distrito no período de 2004 a 2009.
- F**- Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos.
- G**- Equação de decomposição de primeira ordem utilizada no *software* LandGEM, e respectivos dados introduzidos.
- H**- Emissões atmosféricas de PCDD/PCDF, por grupo de grandes fontes de emissão e grupo de pequenas fontes de emissão.

Anexo A

Grandes fontes pontuais do sector da Electricidade Publica e Produção de Calor (Portuguese Informative Inventory Report 1990-2009).

Power Plant	Location	Start	Situation	Fuel***	Power	Technology	Treatment of Gas Effluents	Stack Height (m)	Comments
Tapada do Outeiro	Gondomar	1959	De-activated (2003)	LIG + FO	150/100/47* MWe	Boiler + Steam Turbine.	ESP	60 (x3)	Lignite use stopped in 1997
Portgen (new Tapada do Outeiro)	Gondomar	1998	Working	NG + GO + LPG	990 (3x330) MWe	Combined Cycle.	DLE (only for one group)	60 (x3)	-
Soporgen	Lavos	2001	Working	NG	67 (44+23) MWe	Co-generation. Combined Cycle	DLE	50 (x2)	-
Energin	Alhambra	2002	Working	NG	43.7 MWe	Co-generation. Combined Cycle	-	31 (x1)	-
Mortágua	Mortágua	1999	Working	WW + NG + GO	30 MWe	Boiler + Steam Turbine.	ESP	-	-
Pêgo	Abrantes	1993	Working	HC + FO + GO + LPG	628 MWe	Boiler + Steam Turbine.	ESP + DLE + SCR + WFGD (after 2008)	225 (x1)	-
Carregado	Alenquer	1968	Working	FO + NG + GO + LPG	750 (6x125) MWe	Boiler + Steam Turbine.	ESP	100 (x3)	Natural gas introduced in 1997
TER	Alenquer	2004	Working	NG + GO	1170 MWe	Combined Cycle.	-	75 (x3)	-
Cariço	Sines	2006	Working	NG + GO	487 MWe	Co-generation.	-	30 (x1)	-
Alto do Mira	Amadora	1975	De-activated (2003)	GO	132 MWe	Gas Turbine.	-	13.5 (x1)	-
Barreiro	Barreiro	1978	Working	FO + LPG	65 (32+33) MWe	Co-generation.	-	104 (x1)	-
Fisigen	Barreiro	2009	Working	NG	121 MWt	Co-generation.	-	-	-
Setúbal	Setúbal	1979	Working	FO + GO + LPG	1000 (4x250) MWe	Boiler + Steam Turbine.	ESP	201 (x2)	-
Sines	Sines	1985	Working	HC + FO	1256 (4X314) MWe	Boiler + Steam Turbine.	ESP + DLE+ WFGD(after 2008)	225 (x2)	-
Tunes	Silves	1973	Working	GO	199.2 (2x16.3 + 2x83.3) MWe	Gas turbine.	-	13.5	Groups 1 and 2 deactivated in 2007.
Lares	Figueira da Foz	2009	Working	NG + GO	1428 MWt	Combined Cycle.	-	-	-
Constância	Constância	2009	Working	WW + FO + LPG	39.2 MWt	Boiler + Steam Turbine.	-	-	-
Figueira da Foz	Figueira da Foz	2009	Working	WW + NG	31.2 MWt	Boiler + Steam Turbine.	DLE + ESP	80	-
Cacia	Cacia	2009	Working	WW + NG + GO	49.75 MWt	Boiler + Steam Turbine.	-	-	-
CB Setúbal	Setúbal	2009	Working	WW + NG + GO	49.75 MWt	Boiler + Steam Turbine.	-	-	-
Rodão	Vila Velha do Rodão	2008	Working	WW + FO + LPG + GO	39.1 MWt	Boiler + Steam Turbine.	-	-	-

* 250 MW in 2 groups using fuel oil and natural gas.

** The smaller power value refers to situation after 2 of the 3 initial groups where closed. The intermediate value refers to the situation when 2 groups where operating.

*** HC - hard-coal; LIG - Lignite; FO - fuel-oil; GO - Diesel oil; NG - Natural Gas; WW – Wood Waste

**** WFGD – Wet Flue Gas Desulfurization

Anexo B

Compilação de estudos sobre emissões de PCDD/PCDF a partir de veículos rodoviários efectuada por (Chang *et al.*, 2004).

130

M.B. Chang et al. / Science of the Total Environment 325 (2004) 129–138

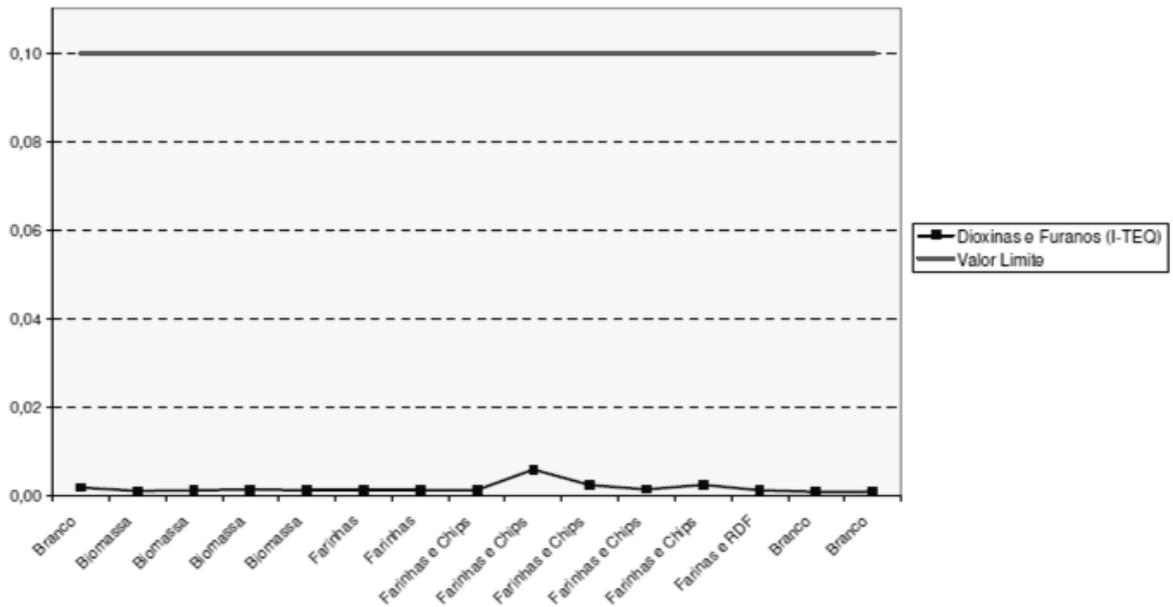
Table 1
Dioxin emission factors from vehicles in different countries

Study and year	Country	Sampling	Vehicles	EF1 (pg I-TEQ/km)	EF2 (pg I-TEQ/L)
CARB, 1987	USA	tailpipe	leaded	203	1794
			diesel	380	5904
			diesel	4900	27 440
Marklund et al., 1987	Sweden	tailpipe	unleaded	< 13	–
			leaded	20–220	–
Bingham et al., 1989	New Zealand	tailpipe	leaded	15–39	–
Marklund et al., 1990	Sweden	tailpipe	unleaded	0.36	–
Hagenmaier et al., 1990	Germany	tailpipe	unleaded	5.1	50.7
			unleaded	0.7	7.2
			leaded	108.3	1083
			diesel	2.4	23.6
			diesel	35	70
Oehme et al., 1991	Norway	tunnel	leaded/unleaded	28–520	–
			diesel	720–9500	–
Wevers et al., 1992	Belgium	tunnel	leaded	1641	–
			unleaded	10	–
			diesel	35.7	–
Hagenmaier et al., 1995	Germany	tailpipe	diesel	–	10
Buhler and Greiner, 1996	Germany	tailpipe	diesel	14	77
Gertler et al., 1998	USA	tunnel	diesel	29	–
Ryan and Gullett, 2000	USA	tailpipe	diesel	29–106	–
This study, 2002	Taiwan	tunnel	unleaded	22.9	229.3
			diesel	91.7	550.4

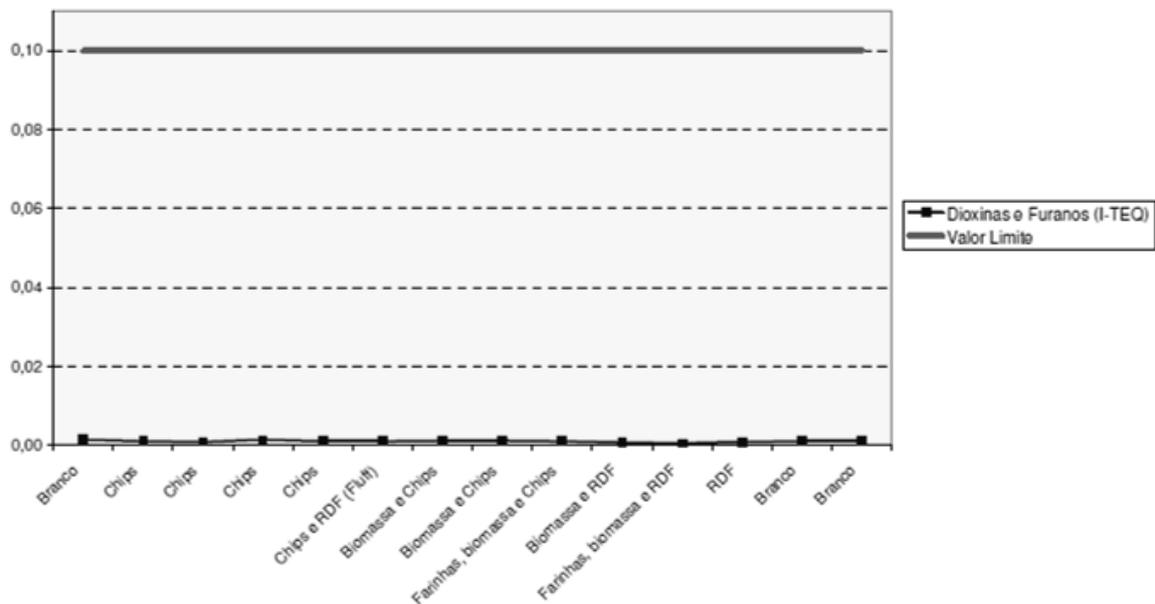
Anexo C

Emissões de PCDD/PCDF presentes no Relatório da Verificação do Cumprimento do Plano de Testes Acordado com a Comissão de Acompanhamento Ambiental da Secil de (Setembro 2005).

FORNO 8 - DIOXINAS E FURANOS (I-TEQ)
(ng / Nm³)



FORNO 9 - DIOXINAS E FURANOS (I-TEQ)
(ng / Nm³)



Anexo D

Determinação de uma relação média peso/volume para o tijolo, utilizando o catálogo da empresa Iberoceram - Indústria de Cerâmica S.A.

	Designação	Peso (kg)	Dimensões (cm)				Volume (dm ³)	Peso/Volume (ton/m ³)
	Tijolo 7	3,20	30,0	20,0	7,0	4,2	0,8	
		4,80	45,0	20,0	7,0	6,3	0,8	
	Tijolo 9	4,00	30,0	20,0	9,0	5,4	0,7	
		6,00	45,0	20,0	9,0	8,1	0,7	
	Tijolo 11	4,50	30,0	20,0	11,0	6,6	0,7	
		6,75	45,0	20,0	11,0	9,9	0,7	
	Tijolo 15	6,60	30,0	20,0	15,0	9,0	0,4	
		7,90	30,0	20,0	22,0	13,2	0,3	
	Tijolo 22	2,3	30,0	20,0	4,0	2,4	0,3	
Média							0,6	

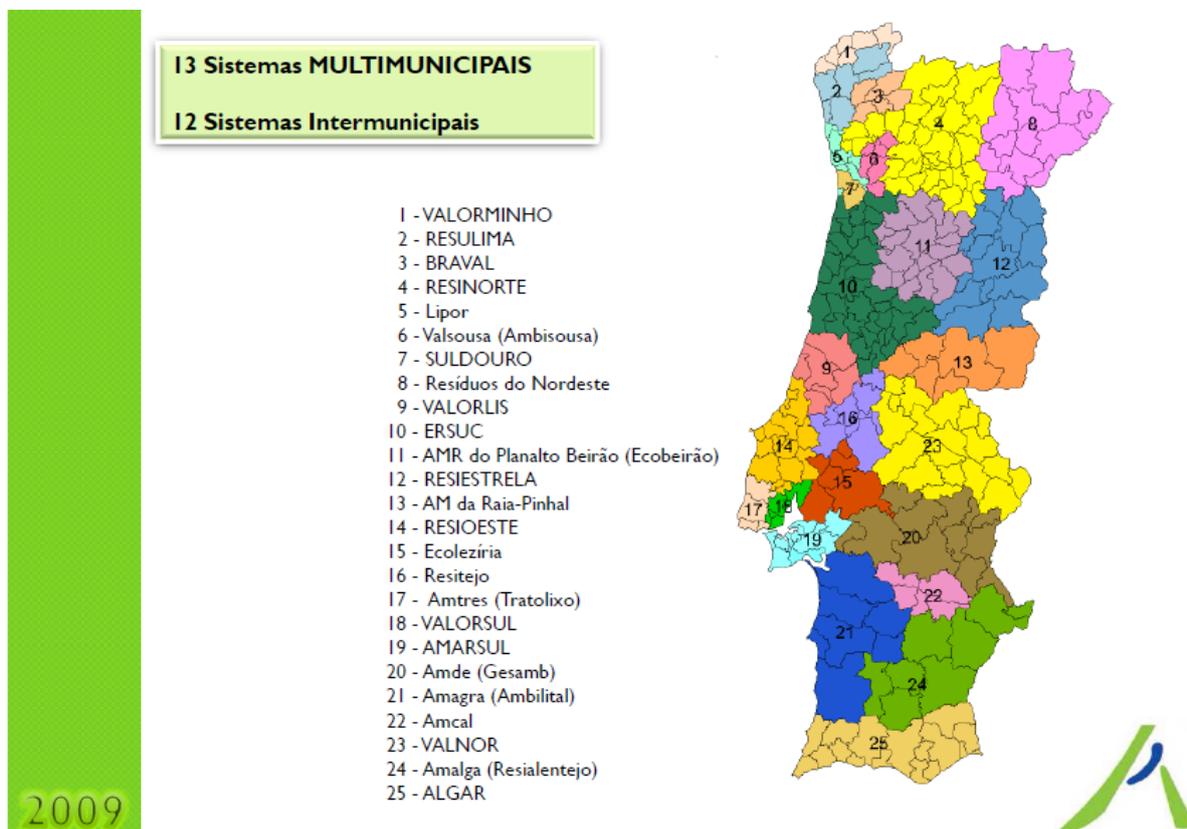
Anexo E

Área afectada por incêndios florestais em Portugal Continental, dados da Autoridade Florestal Nacional (AFN).

Distrito	Área (ha)					
	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Aveiro</i>	2791.9	22445.4	2378.6	335.0	394.0	926.0
<i>Beja</i>	12251.7	1623.0	1782.1	1945.0	118.0	883.0
<i>Braga</i>	3313.4	17932.9	10264.6	4808.0	1420.0	11655.0
<i>Bragança</i>	9679.5	12347.6	2464.5	1519.0	2525.0	8112.0
<i>Castelo Branco</i>	7712.7	20124.4	2766.8	248.0	1785.0	567.0
<i>Coimbra</i>	524.1	48224.3	937.9	141.0	581.0	359.0
<i>Évora</i>	3764.9	1382.1	6020.7	698.0	63.0	43.0
<i>Faro</i>	30672.1	1666.0	178.9	251.0	282.0	1740.0
<i>Guarda</i>	13077.8	24592.6	5614.9	4338.0	3486.0	18578.0
<i>Leiria</i>	1495.3	26844.1	4364.6	2671.0	258.0	397.0
<i>Lisboa</i>	1802.0	2109.9	668.3	1067.0	1291.0	656.0
<i>Portalegre</i>	552.4	1811.3	1337.6	831.0	33.0	38.0
<i>Porto</i>	6574.5	25506.8	7014.0	1404.0	561.0	9063.0
<i>Santarém</i>	5458.1	28871.3	2865.4	2938.0	843.0	169.0
<i>Setúbal</i>	2474.4	1007.9	776.4	831.0	184.0	342.0
<i>Viana do Castelo</i>	3435.5	27068.3	15708.1	1954.0	811.0	5856.0
<i>Vila Real</i>	14371.9	35665.0	3908.8	3207.0	1572.0	18058.0
<i>Viseu</i>	9587.4	39038.5	6458.4	2264.0	1129.0	9232.0
Total Geral	129539.9	338261.3	75510.0	21812.0	17243.0	86674.0

Anexo F

Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos no ano de 2009 em Portugal Continental [APA].



Anexo G

Equação de decomposição de primeira ordem utilizada no software LandGEM, e respectivos dados introduzidos.

About LandGEM:

First-Order Decomposition Rate Equation:
$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$$

Where,

Q_{CH_4} = annual methane generation in the year of the calculation ($m^3/year$)

i = 1-year time increment

n = (year of the calculation) - (initial year of waste acceptance)

j = 0.1-year time increment

k = methane generation rate ($year^{-1}$)

L_o = potential methane generation capacity (m^3/Mg)

M_i = mass of waste accepted in the i^{th} year (Mg)

t_{ij} = age of the j^{th} section of waste mass M_i accepted in the i^{th} year (*decimal years e.g. 3.2 years*)

Input Review

LANDFILL CHARACTERISTICS

Landfill Open Year	1998	
Landfill Closure Year (with 80-year limit)	2009	
Actual Closure Year (without limit)	2009	
Have Model Calculate Closure Year?	No	
Waste Design Capacity		<i>megagrams</i>

MODEL PARAMETERS

Methane Generation Rate, k	0.080	<i>year⁻¹</i>
Potential Methane Generation Capacity, L_o	90	<i>m³/Mg</i>
NMOC Concentration	4,000	<i>ppmv as hexane</i>
Methane Content	50	<i>% by volume</i>

GASES / POLLUTANTS SELECTED

Gas / Pollutant #1: **Total landfill gas**

Anexo H

Emissões atmosféricas de PCDD/PCDF, por grupo de grandes fontes de emissão e grupo de pequenas fontes de emissão (segundo o critério utilizado no capítulo 5).

Grandes fontes de emissão:

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Incêndios florestais</i>	122.30	377.36	79.61	32.00	17.64	89.24
<i>Combustão doméstica</i>	13.85	14.08	14.32	14.55	14.78	14.99
<i>Preservação de madeira</i>	10.50	10.55	10.58	10.61	10.62	10.63
<i>Combustão industrial</i>	3.66	3.68	3.78	3.98	3.86	3.86
<i>Indústrias de energia</i>	1.89	2.01	1.92	1.67	1.56	1.56
<i>Fornos de arco eléctrico</i>	1.76	1.82	2.13	2.21	1.74	1.32
<i>Produção de cimento</i>	1.32	1.25	1.24	1.38	1.26	1.03
<i>Aterros sanitários</i>	1.07	1.17	1.26	1.35	1.44	1.54
<i>Metais não ferrosos</i>	0.90	0.93	1.05	1.07	1.03	0.91

Pequenas fontes de emissão:

Ano	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Produção de tijolos e telhas</i>	0.544	0.557	0.503	0.592	0.506	0.467
<i>Produção de Asfalto</i>	0.447	0.517	0.423	0.423	0.423	0.423
<i>Transportes rodoviários</i>	0.390	0.399	0.380	0.361	0.361	0.364
<i>Produção de Vidro</i>	0.218	0.220	0.221	0.222	0.224	0.225
<i>Incineração de RSU</i>	0.105	0.033	0.050	0.030	0.040	0.024
<i>Pasta de papel</i>	0.054	0.062	0.066	0.068	0.069	0.069
<i>Cremação</i>	0.0116	0.0125	0.0136	0.0162	0.0193	0.0233
<i>Transportes ferroviários</i>	0.0011	0.0012	0.0010	0.0021	0.0019	0.0016
<i>Tabaco</i>	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0009
<i>Incineração de RH</i>	0.0001	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0012