

Previsão da Produção de Biogás em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

Jorge Manuel da Cunha Braga

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Júri

Presidente:	Professor Doutor António Rui de Almeida Figueiredo Professor associado com agregação da Universidade de Coimbra
Orientadores:	Professor Doutor José Carlos Miranda Góis Professor auxiliar da Universidade de Coimbra Professora Doutora Margarida Maria João de Quina Professora auxiliar da Universidade de Coimbra
Vogal:	Professora Doutora Maria Isabel Moita Pinto Professora auxiliar da Universidade de Coimbra

Setembro, 2011

"Deixa o mundo um pouco melhor do que o encontraste..."

Baden Powell

Agradecimentos

A presente dissertação teve o contributo de vários intervenientes, sem os quais não seria possível a sua concretização. A todos eles o meu sincero agradecimento. Gostaria, no entanto, de destacar alguns desses intervenientes pelo apoio e disponibilidade que demonstraram.

Aos meus orientadores, o Professor Doutor José Carlos Miranda Góis e a Professora Doutora Margarida Maria João de Quina, pela permanente disponibilidade, motivação e confiança para vencer os desafios que foram surgindo ao longo deste percurso e por todo o apoio transmitido desde do primeiro dia.

À Engenheira Sofia Pinheiro, por todos os conselhos e disponibilidade que sempre demonstrou no decorrer desta dissertação.

Aos meus Pais, por todo o apoio, motivação, carinho e confiança ao longo de todos estes anos. A minha dívida será eterna. Obrigado por sempre acreditarem em mim.

À América, minha irmã, por ser a minha fonte de inspiração e motivação desde sempre. Obrigado por estares sempre ao meu lado.

À Cristina e à Daniela, por estarem presentes em todos os momentos. Obrigado pelo vosso apoio, motivação e amizade.

Aos meus colegas e amigos do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, por todos os momentos vividos em conjunto que tornaram esta jornada inesquecível. Obrigado a todos.

Resumo

Actualmente, os aterros sanitários representam uma solução para a gestão e tratamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU). Em Portugal, cerca de 60% dos RSU que são produzidos são depositados em aterro. Da deposição, ocorrem duas formas de emissões ao longo do tempo, a produção de biogás e de lixiviados, que resultam sobretudo da decomposição da matéria orgânica. Um dos principais constituintes do biogás é o metano, o qual tem elevado poder calorífico, mas provoca um efeito estufa vinte vezes superior aquele que é atribuído ao dióxido de carbono. Este estudo tem como principal objectivo estimar a produção de biogás de três aterros sanitários situados na zona centro de Portugal, ao longo do seu tempo de vida. A quantidade de biogás produzida foi estimada usando dois modelos: o LandGEM v3.02 e o modelo francês da *European Pollutant Emission Register* (EPER). Para os aterros em que é efectuada valorização energética, na forma de electricidade, foi calculada a quantidade de biogás produzida a partir da produção de energia eléctrica e dos valores médios atribuídos às perdas e à oxidação.

Apesar dos resultados de ambos os modelos serem próximos, houve uma diferença significativa face aos valores calculados com base na valorização. A ausência de dados específicos para os casos de estudo em análise constituiu um dos maiores obstáculos para se alcançar previsões mais precisas. A validação dos modelos permite concluir que o modelo francês da EPER, pode ajustar-se melhor à realidade de um aterro, mas precisa de um maior número de dados que os LandGEM, que nem sempre estão disponíveis.

Palavras-chave: Aterro sanitário, Biogás, Modelos de previsão, LandGEM, Modelo francês da EPER

Abstract

Nowadays, landfills represent a solution for the treatment and management of Municipal Solid Waste (MSW). In Portugal, about 60% of the produced MSW are disposed of into landfills. After the deposition, two emissions over the time occur, the landfill gas (LFG) and leachates production, as result of the organic matter decomposition. One of the major elements of LFG is methane, a gas with a high heat value and a greenhouse effect twenty times more harmful than carbon dioxide. The main goal of this study is the prediction of the amount of LFG produced at three landfills in the centre region of Portugal, over their lifetime. The prediction of LFG is achieved using two models: the LandGEM v3.02 and the European Pollutant Emission Register (EPER) French model. At the landfills where the electrical output energy valorization, in the form of electricity, is calculated, it is predicted the amount of LFG produced from electric generation, and added the average values for the oxidation and losses from the landfill.

Although the results obtained by both models are similar, there is a considerable difference between them and the calculation from the output energy. The lack of specific input data of the current case studies was one of the major obstacles to achieve a more accurate prediction. The validation of these models allowed concluding that the EPER model can better adjust to the reality of a landfill, but it needs more data than LandGEM, which is not always available.

Key-words: Landfill of MSW, Landfill gas, prediction models, LandGEM, EPER French model

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract.....	iii
Índice	iv
Índice de figuras	vi
Índice de tabelas	vii
Acrónimos	viii
Nomenclatura.....	ix
1 – Introdução.....	1
2 – Deposição de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário	4
2.1 – Caracterização de resíduos	4
2.2 – Aterro sanitário	6
2.2.1 – Legislação.....	7
2.2.2 – Infra-estrutura	8
2.2.3 – Exploração	10
2.2.4 – Encerramento.....	11
2.2.5 – Impacte ambiental	13
2.3 – Deposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários em Portugal.....	15
2.4 – Formação de biogás em aterro sanitário	17
3 – Modelos de previsão da produção de biogás	20
3.1 – Estado da arte.....	20
3.2 – Modelos de ordem zero	21
3.3 – Modelos de primeira ordem.....	22
3.4 – Modelos multi-fase	25
4 – Metodologia de abordagem para estimar a produção de biogás nos casos de estudo ...	27
4.1 – Modelo LandGEM.....	27
4.2 – Modelo francês da EPER.....	30
4.3 – Quantificação da produção de biogás pela produção de energia eléctrica	32
5 – Apresentação e discussão de resultados	40
5.1 - Análise das quantidades de resíduos depositados nos aterros em estudo	40

5.2 – Análise das previsões obtidas para o modelo LandGEM.....	42
5.3 – Análise das previsões obtidas para o modelo francês da EPER.....	46
5.4 – Comparação das previsões dos modelos seleccionados	48
6 – Conclusão	53
Referências bibliográficas	55
Anexo A – Quantidade de RSU depositados nos aterros A, B e C	59
Anexo B – Valores do consumo específico do metano.....	61
Anexo C – Volume de metano e dióxido de carbono previstos para o aterro A	62
Anexo D – Volume de metano e dióxido de carbono previstos para o aterro B	63
Anexo E – Volume de metano e dióxido de carbono previstos para o aterro C.....	64

Índice de figuras

Figura 2.1: Classificação de resíduos sólidos quanto à sua origem e perigosidade.	4
Figura 2.2 : Esquema da estrutura de selagem de um aterro sanitário.	8
Figura 2.3: Cabeça em betão de um poço de extracção de biogás.	10
Figura 2.4: Poço de extracção de biogás selado.	11
Figura 2.5: Célula selada num aterro sanitário.	12
Figura 2.6: Constituição típica de um queimador de biogás (adaptado de Tchobanoglous e Kreith, 2002).	14
Figura 2.7 : Distribuição dos Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos por Portugal (Adaptado APA).	16
Figura 2.8: Fases de geração de gases num aterro (adaptado Tchobanoglous e Kreith, 2002)	18
Figura 4.1: Diagrama de fluxo do modelo LandGEM.	29
Figura 4.2: Diagrama de fluxo do modelo francês da EPER.	31
Figura 4.3: Percurso do biogás desde a extracção em aterro até à incorporação na rede eléctrica.	32
Figura 5.1: Quantidade de resíduos depositados entre 1998 e 2010 no aterro A.	40
Figura 5.2: Quantidade de resíduos depositados entre 1998 e 2010 no aterro B.	41
Figura 5.3: Quantidade de resíduos depositados entre 1998 e 2010 no aterro C.	42
Figura 5.4: Previsão da produção de biogás pelo modelo LandGEM para o aterro A.	43
Figura 5.5: Previsão da produção de biogás pelo modelo LandGEM para o aterro B.	44
Figura 5.6: Previsão da produção de biogás pelo modelo LandGEM para o aterro C.	45
Figura 5.7: Comparação das previsões dos modelos e valores da valorização para o aterro A.	49
Figura 5.8: Comparação das previsões dos modelos para o aterro B.	50
Figura 5.9: Comparação de resultados previstos pelos modelos e valores da valorização para o aterro C.	51
Figura C.1: Previsão da produção de metano no aterro A.	62
Figura C.2: Previsão da produção de dióxido de carbono no aterro A.	62
Figura D.1: Previsão da produção de metano no aterro B.	63
Figura D.2: Previsão da produção de dióxido de carbono no aterro B.	63
Figura E.1: Previsão da produção de metano no aterro C.	64
Figura E.2: Previsão da produção de dióxido de carbono no aterro C.	64

Índice de tabelas

Tabela 2.1: Composição típica de RSU em Portugal (adaptado da APA, 2008).	5
Tabela 2.2: Principais fontes de RSU e tipos de resíduos associados (Howard et al., 1985).6	
Tabela 3.1: Informação necessária à aplicação do modelo francês da EPER.	24
Tabela 4.1: Parâmetros específicos dos aterros A, B e C.	28
Tabela 4.2: Dados e valores calculados para o aterro A.	33
Tabela 4.3: Dados e valores calculados para o aterro C.	34
Tabela 4.4: Densidade à entrada e saída do compressor.	36
Tabela 4.5: Caudais de metano à entrada do compressor nos aterros A e C, a uma pressão de saída de 700 mbar.	37
Tabela 4.6: Quantidade de metano, dióxido de carbono e biogás à entrada do compressor nos aterros A e C (pressão de saída 700 mbar).	37
Tabela 4.7: Quantidade de biogás que é gerado em aterro e a quantidade que é captada, oxidada e é perdido para a atmosfera por fugas para os aterros A e C (pressão de saída 700 mbar).	38
Tabela 4.8: Quantidade de biogás que é gerado em aterro e a quantidade que é captada, oxidada e é perdido para a atmosfera por fugas para os aterros A e C (pressão de saída 400 mbar).	38
Tabela 5.1: Resultados previstos pelo modelo LandGEM entre 2005 e 2013 para o aterro A.	43
Tabela 5.2: Resultados previstos pelo modelo LandGEM entre 2005 e 2013 para o aterro B.	44
Tabela 5.3: Resultados previstos pelo modelo LandGEM entre 2005 e 2013 para o aterro C.	45
Tabela 5.4: Resultados previstos do modelo francês da EPER entre 2007 e 2010 para o aterro A.	46
Tabela 5.5: Resultados previstos pelo modelo francês da EPER entre 2007 e 2010 para o aterro B.	47
Tabela 5.6: Resultados previstos pelo modelo francês da EPER entre 2007 e 2010 para o aterro C.	48
Tabela A.1: Quantidade de RSU (t) depositado entre 1998 e 2010.	59
Tabela A.2: Quantidade de RIB + REU (t) depositada entre 1998 e 2010.	60
Tabela A.3: Quantidade total (t) depositada entre 1998 e 2010.	60
Tabela B.1: Consumo específico do metano (kWh/kWh) para cada aterro de acordo com diferentes cargas.	61

Acrónimos

ADEME – *Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie*

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

AP-42 – *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*

CAA – *Clean Air Act*

CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio

CCDR – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional

COVNM – Compostos orgânicos voláteis não metânicos

CQO – Carência Química de Oxigénio

DGA – Direcção Geral do Ambiente

EPER – *European Pollutant Emission Register*

E-PRTR – *European Pollutant Release and Transfer Register*

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

LER – Lista Europeia de Resíduos

OMS – Organização Mundial de Saúde

PCI – Poder Calorífico Inferior

PEAD – Polietileno de Alta Densidade

PERSU – Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos

PPRU – Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos

RA – Resíduos Agrícolas

REU – Resíduos Electrónicos Urbanos

RH – Resíduos Hospitalares

RI – Resíduos Industriais

RIB – Resíduos Industriais Banais

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

RUB – Resíduos Urbanos Biodegradáveis

SGRU – Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos

SWANA – *Solid Waste Association of North America*

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

Nomenclatura

h = Entalpia

U = Energia interna

P = Pressão

V = Volume

T = Temperatura

S = Entropia

1 – Introdução

Na sociedade actual, a adequada gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um aspecto essencial para garantir a saúde pública e ambiental. Para tal é necessário garantir um conjunto de instalações, estratégias, programas e práticas (Tchobanoglous e Kreith, 2002). No âmbito da gestão de resíduos, a deposição em aterros sanitários é, segundo Ustohalova *et al.* (2005), o método mais económico na eliminação dos RSU.

Num aterro sanitário podem ser depositados vários tipos de resíduos que provêm de fontes residenciais, comerciais, institucionais e algumas industriais. Materiais como o papel e cartão, plástico, vidro, têxteis, madeira, restos de plantas e comida podem facilmente ser encontrados na composição da matéria depositada em aterro. Contudo, do mesmo modo que os hábitos de consumo mudam, também é alterada a composição e quantidade de resíduo gerado, podendo este aspecto influenciar o modo de operação dos aterros (Tchobanoglous e Kreith, 2002).

Durante o período de vida de um aterro, ocorrem processos de produção de biogás e lixiviados, resultantes da degradação da fracção orgânica biodegradável que se encontra presente nos resíduos depositados. Sendo o biogás constituído na sua maioria por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), ou seja, dois dos maiores contribuintes para o efeito estufa, é importante possuir mecanismos de previsão das emissões em aterro de forma a controlar e quantificar o volume de gases emitidos (Russo, 2003). Tal como refere Chalvatzaki e Lazaridis (2010), os gases originários de um aterro não só são prejudiciais para agravamento do efeito estufa como também podem constituir um perigo para a saúde humana.

Actualmente existem vários modelos de previsão da produção de biogás de um aterro cujo grau de confiança nos resultados consegue ser elevado, dependendo da ordem do modelo e da sensibilidade do programa. Em Novembro de 2003, no Luxemburgo, foi proposto, pela Organização das Nações Unidas, um conjunto de metodologias com o objectivo de prever as emissões de CH_4 num aterro (Scharff e Jacobs, 2006). Os dados recolhidos pelos Estados membros aderentes seriam introduzidos na *European Pollutant Release and Transfer Register* (E-PRTR) de forma a criar uma base de dados sustentável para a aplicação dos diferentes métodos. Para Portugal, a metodologia adoptada foi o uso de um modelo comercial da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), o

LandGEM, que utiliza uma equação de primeira ordem na previsão do biogás produzido (USEPA, 2003). O uso de modelos adequados permite uma previsão da produção de biogás ao longo do tempo criando, deste modo, condições para uma melhor gestão de recursos para a valorização do metano no aterro (Faour *et al.*, 2006). De acordo como o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), o metano possui um potencial de gás de efeito estufa cerca de 20 vezes superior ao dióxido de carbono, sendo imperativa que a existência de centros de queima ou de valorização energética do biogás captado para a rede eléctrica (IPCC, 2007).

Este trabalho visa a previsão da produção de biogás de três aterros de RSU na região centro de Portugal, durante o seu período de vida, utilizando dois modelos: o LandGEM desenvolvido pela USEPA e um modelo francês do *European Pollutant Emission Register* (EPER), que mais tarde viria a ser chamada de *European Pollutant Release and Transfer Register* (E-PRTR), desenvolvido pela *Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie* (ADEME). Assim, pretende-se verificar a fiabilidade de cada modelo face aos valores reais das emissões em aterro para, deste modo, determinar qual o modelo mais adequado a cada realidade, bem como compreender a forma como os programas dimensionam o volume previsto para cada aterro. Outro aspecto importante é verificar a sensibilidade dos programas em relação aos valores introduzidos e a forma como esses *inputs* influenciam o resultado final, realçando os pontos positivos e negativos do uso de cada um deles. Por fim, pretende-se realizar uma análise da quantidade de biogás que é valorizado, face ao valor produzido em aterro, através do cálculo do volume de gás que foi transformado em energia eléctrica e inserido na rede.

Face à quantidade de resíduos que actualmente são produzidos, a deposição de RSU em aterro é uma solução cada vez mais frequente. Contudo, a construção de tais infra-estruturas necessita de um planeamento cuidadoso e de um dimensionamento que consiga satisfazer as necessidades locais pelo maior período de tempo mas com o menor impacte ambiental possível. Os modelos de previsão de biogás constituem uma ferramenta importante para uma melhor gestão dos gases que são emitidos e desse modo minimizar os impactes resultantes de um aterro. Cada modelo possui características/limitações próprias, e por isso pode não ser fácil que se adapte a todos os aterros sanitários, devido à variedade de factores que influenciam a forma como o biogás é gerado. O desenvolvimento desta dissertação pretende demonstrar a utilidade que tais modelos podem fornecer no estudo e

cálculo de efluentes gasosos originados em aterro e verificar a forma como se adaptam a diferentes aterros. Outro factor de motivação é o facto de, actualmente, ser economicamente impraticável o cálculo real das emissões de um aterro devido ao elevado investimento necessário para a obtenção de resultados. Assim sendo, o estudo, compreensão e implementação adequada de modelos de previsão é essencial para que aterros sanitários sejam correctamente dimensionados e cujo funcionamento resulte numa minimização dos impactes ambientais gerados.

Esta dissertação foi organizada em vários capítulos, assim, no capítulo 2 é feita uma breve introdução a conceitos gerais no âmbito da caracterização de resíduos e da construção de um aterro sanitário a nível das infra-estruturas necessárias para o seu funcionamento, métodos de exploração, encerramento e impacte ambiental resultante. Neste capítulo é também analisada a deposição de RSU em aterros sanitários em Portugal e os processos químicos e biológicos envolvidos na geração de biogás. No capítulo 3 são caracterizados alguns dos vários modelos de previsão que actualmente são usados, fazendo um enquadramento histórico desde a sua criação até aos dias de hoje. De seguida são descritos, sucintamente, alguns modelos de modo a explicitar o seu funcionamento e características. No capítulo 4 pretende-se explicar toda a metodologia usada para previsão dos resultados relativamente aos dois modelos seleccionados, sendo analisados os *inputs* e considerações que foram admitidos ao longo do processo de cálculo. Os resultados obtidos dos dois modelos são apresentados e discutidos no capítulo 5, sendo analisadas as previsões em cada um dos aterros em questão. Por fim, no capítulo 6, são apresentadas as conclusões e as perspectivas de trabalho futuro.

2 – Deposição de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário

2.1 – Caracterização de resíduos

De acordo com o Decreto-Lei nº 73/2011, de 17 de Junho, “resíduo” pode ser definido como *qualquer substância ou objecto de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer, nomeadamente os que estão inseridos na Lista Europeia de Resíduos (Portaria 209/2004, de 3 de Março)*. Este Decreto-Lei surge no decorrer de uma actualização de normas e definições pelas entidades governamentais de modo a que sejam optimizados os sistemas de recolha, triagem, valorização e eliminação de resíduos. O mesmo Decreto-Lei visa a simplificação de licenciamentos ambientais ou dos requisitos necessários para que substâncias ou objectos resultantes de um processo produtivo sejam considerados subprodutos e não resíduos. Tais alterações visam também contribuir para um melhor funcionamento das entidades responsáveis pela gestão e tratamento de resíduos. Os resíduos podem ser classificados de acordo com a sua origem e perigosidade e, nesse âmbito, a Figura 2.1 mostra um organigrama com os vários tipos de resíduos existentes.

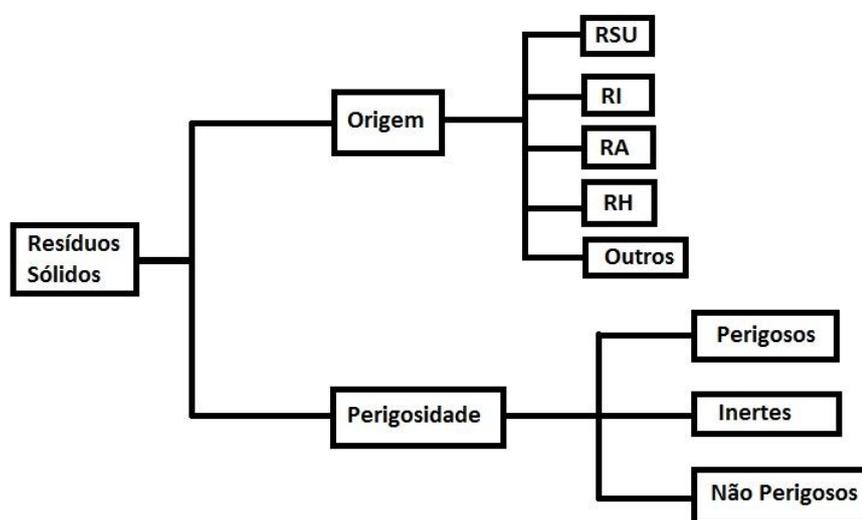


Figura 2.1: Classificação de resíduos sólidos quanto à sua origem e perigosidade.

São conotados de RSU todos os resíduos de origem residencial, comercial, institucional, da construção e demolição e serviços municipalizados, desde que a sejam semelhantes a

resíduos domésticos (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Tanto os resíduos industriais (RI) como os agrícolas (RA) e os hospitalares (RH) exigem um tratamento adequado, logo não podem ser inseridos junto da categoria dos RSU. As outras origens dizem respeito a resíduos como pilhas e acumuladores, pneus, óleos e lamas. A disponibilidade de informação sobre a constituição dos RSU é bastante importante na avaliação dos equipamentos necessários para a sua gestão.

Na Tabela 2.1 está descrita a composição típica dos resíduos sólidos urbanos em Portugal no ano de 2008.

Tabela 2.1: Composição típica de RSU em Portugal (adaptado da APA, 2008).

Componente	Composição típica de RSU (%)
Matéria orgânica	35,9
Papel/cartão	23,7
Plástico	11,1
Vidro	5,6
Têxteis	3,4
Metal	2,7
Madeira	12
Finos	5,7

O conhecimento das fontes e volume de geração de resíduos, juntamente com a sua composição são elementos essenciais para uma gestão eficaz (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Na Tabela 2.2 são apresentadas várias fontes de RSU, onde são habitualmente gerados determinados tipo de resíduos específicos.

Tabela 2.2: Principais fontes de RSU e tipos de resíduos associados (Howard et al., 1985).

Fonte	Localizações, actividades ou instalações típicas de gerar RSU	Tipos de resíduos sólidos
Residencial	Habitações singulares e multi-familiares, vários tipos de apartamentos, etc.	Restos de comida, borracha, cinzas, resíduos especiais.
Comercial	Lojas, restaurantes, mercados, escritórios, hotéis, casa de impressões, instalações médicas e instituições, etc.	Restos de comida, borracha, cinza, resíduos de construção civil, resíduos especiais, ocasionalmente resíduos perigosos.
Áreas abertas	Ruas, becos, parques, recintos, praias, auto-estradas, áreas recreativas, etc.	Resíduos especiais, borracha.
Centrais de tratamento	Água, águas residuais, processos de tratamento industrial, etc.	Resíduos de instalações de tratamento, principalmente composto por lamas residuais.

Ao ter conhecimento da origem dos resíduos, pode proceder-se a uma melhor separação para que a deposição em aterro sanitário seja mais adequada e resulte dentro do pretendido. Toda a informação sobre a caracterização dos resíduos ajuda a um melhor dimensionamento dos aterros, das suas necessidades estruturais e operacionais, bem como à eficiência da decomposição dos RSU (Howard *et al.*, 1985).

2.2 – Aterro sanitário

Dependendo da função e do tipo de resíduos que irá receber, os aterros deverão possuir diferentes características, de forma a melhor atingirem o máximo potencial no armazenamento de resíduos. A extensão e a profundidade de um aterro pode constituir um factor limitativo no ciclo de geração do biogás. Num aterro superficial com uma cobertura permeável, a infiltração de oxigénio origina uma inibição da produção de metano. De forma a contrariar estas limitações, deverá ser criado um plano de controlo de qualidade de forma a garantir que, na construção do aterro, a instalação de condutas de circulação de lixiviados, águas superficiais e de biogás sejam apropriadamente instaladas, e com

estabilidade geotécnica. Esse plano passa pela escolha e caracterização do aterro, selecção de materiais e mão de obra qualificada e pela implementação de um sistema de inspecção (recolha de amostras e observações regulares) e monitorização (TILS, 1991).

2.2.1 – Legislação

Quando se inicia um projecto de construção de um aterro, em geral não se analisa toda a área disponível, pois nem todos os locais são adequados para a sua construção. É necessário a consulta de material técnico e recomendações nacionais e internacionais para que o processo de decisão seja o mais adequado possível. Na generalidade, as recomendações apresentadas baseiam-se em factores económicos, sociais e ambientais delineados pelas entidades competentes na área, tais como a Direcção Geral do Ambiente (DGA), a USEPA e a Organização Mundial de Saúde (OMS) (Russo, 2003). Em Portugal, a legislação ambiental começa a surgir com a Lei nº 11/87, de 7 de Abril, onde é estabelecida a lei de bases do ambiente. Em Julho de 1997 surge o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU) onde se define a estratégia nacional de redução de resíduos urbanos biodegradáveis destinados aos aterros. Um dos principais objectivos do PERSU é acabar com as lixeiras a céu aberto e implementar um controlo rigoroso de aterros sanitários de modo a garantir menores impactes ambientais. No que diz respeito à legislação de aterros sanitários, em 2002 surge o Decreto-Lei nº 152/2002, de 23 de Novembro, onde é regulamentada a forma como devem ser construídos, operados e monitorizados bem como as metas a atingir para redução de materiais biodegradáveis. Em 2009, o Decreto-Lei 183/2009, de 10 de Agosto, vem estabelecer o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, as características técnicas e requisitos que devem existir na sua concepção, licenciamento, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento, revogando assim o Decreto-Lei nº 152/2002, de 23 de Novembro. Neste Decreto-Lei são reforçados alguns aspectos como a definição de hierarquia de gestão de resíduos e o sistema de licenciamento para aterros, para que possa haver um contributo na redução dos efeitos negativos para o ambiente. Recentemente, o Decreto-Lei nº 84/2011, de 20 de Junho, veio proceder à “simplificação dos regimes jurídicos da deposição de resíduos em aterro, da produção cartográfica e do licenciamento do exercício das actividades de pesquisa e captação de águas subterrâneas”.

2.2.2 – Infra-estrutura

Uma parte fundamental do projecto de construção passa por considerar as várias fases da vida do aterro e das necessidades que estão intrínsecas ao seu funcionamento e manutenção. É necessário que, por parte dos organismos de gestão, haja a inclusão de planos para as fases de projecto, operação, encerramento e controlo pós-encerramento (Tchobanoglous *et al.*, 1993). A base de um aterro sanitário deverá ser constituída por um material impermeável de forma a evitar possíveis contaminações dos solos. De acordo com o *Third International Landfill Symposium* (TILS) em 1991, na construção de um aterro deve ser utilizada argila compactada, cujo valor de permeabilidade do solo (k) seja inferior a 5×10^{-10} (m/s) e cuja espessura seja superior a 1,5m. Por cima da camada de argila, deverá ser colocado um geotêxtil e um geossintético em polietileno de alta densidade (PEAD) com espessura superior a 2,5 mm.

De acordo com Barroso (1994), a realização de um bom estudo geológico e geotécnico do local onde se pretende construir o aterro é essencial, de modo a conhecer as características do aterro e, assim, garantir o máximo de segurança e economia. Outro factor importante é o estudo hidrológico local para que o dimensionamento das redes de recolha de lixiviados e biogás sejam adequadas. Na Figura 2.2 está representado um esquema de selagem de um aterro sanitário e respectivas características de cada estrato.

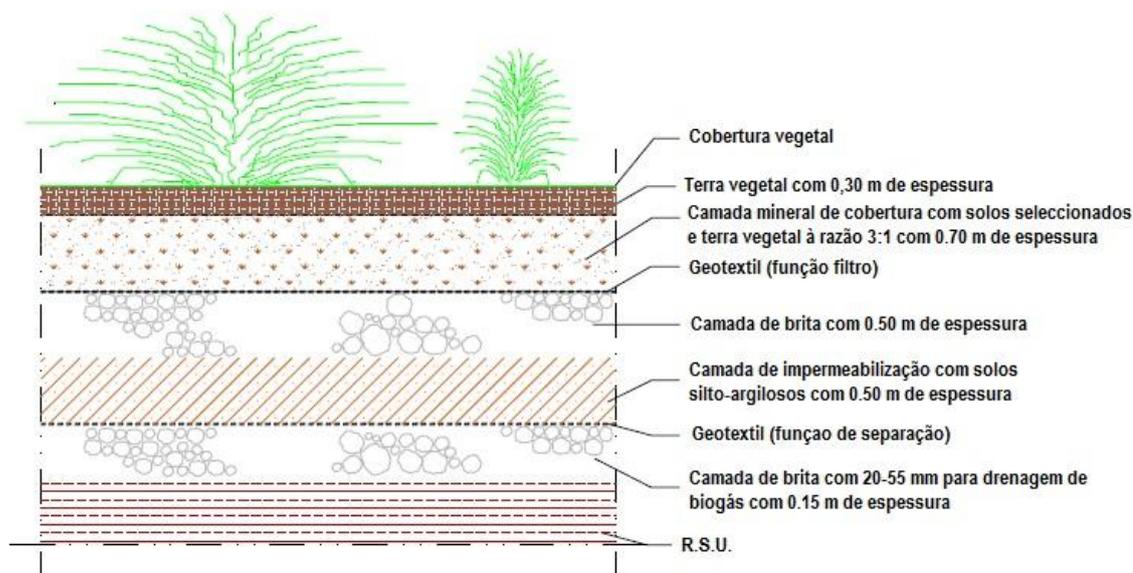


Figura 2.2 : Esquema da estrutura de selagem de um aterro sanitário.

Os geossintéticos mais frequentemente usados na impermeabilização de aterros são geralmente de PEAD, pelo que possuem boa resistência à perfuração. As geomembranas, habitualmente feitas de PEAD, têm a função de impedir a passagem de líquidos e gases e permitem um melhor controlo dos lixiviados e biogás produzidos. São, geralmente, aplicadas na superfície de aterros, de modo a assegurar a drenagem de águas superficiais e pluviais, bem como a minimizar a perda de biogás por migração e a formação de lixiviados (TILS,1991). Segundo Sarsby (2000), existem elementos que são comuns em vários aterros:

- Sistema de revestimento de baixa permeabilidade, de forma a evitar a contaminação de solos e aquíferos.
- Sistema de detecção de lixiviados, de modo a identificar qualquer fuga que ocorra no aterro.
- Sistema de drenagem de lixiviados sobre o sistema de revestimento, de modo a criar uma circulação mais eficiente do efluente.
- Camada de cobertura do aterro com baixa permeabilidade, de modo a minimizar a infiltração de água e, conseqüentemente, o volume de lixiviado criado.
- Sistema de ventilação de biogás, de modo a controlar o movimento e a sua concentração no aterro.
- Sistema de monitorização de lixiviados e biogás. Tais sistemas terão que ser criados no interior e exterior do aterro, durante e no fim da operação, sendo essenciais para a quantificação e detecção de poluição.

Desde 1990, existe uma preocupação crescente em conter e isolar ao máximo um aterro de modo a que a deposição de resíduos seja adequada, evitando, desta forma, que as fugas de lixiviados e biogás provoquem maior impacte ambiental. Com a criação de tubagens ao longo do aterro é possível realizar uma melhor drenagem do biogás e dos lixiviados, otimizando assim as condições de acesso e análise dos efluentes (Sarsby, 2000).

Na Figura 2.3, pode ver-se a cabeça de um poço de extracção de biogás de um aterro que ainda não foi selado.



Figura 2.3: Cabeça de betão de um poço de extracção de biogás.

Os poços normalmente possuem um diâmetro aproximado de 1 m com anéis em betão perfurado e incorporam um tubo interno em PEAD com um diâmetro de 150 mm. Cada um dos poços de extracção deverá estar a uma distância radial de 25 m. A cada poço convergem 3 drenos horizontais perfurados, que formam, entre si, ângulos de 120° e com 25 m de comprimento, de modo a melhor capturar o biogás (Russo, 2003).

2.2.3 – Exploração

A deposição de RSU em aterro implica um conjunto de procedimentos e normas, para que todos os processos de transporte, deposição e decomposição ocorram dentro da normalidade. A exploração inclui a monitorização do volume de resíduos que são recebidos em aterro, a deposição e compactação dos resíduos e a criação de estações de controlo e monitorização. Posteriormente à deposição, é colocada uma cobertura com solo ou composto, de forma a controlar o arrastamento de resíduos por acção do vento, evitar a entrada e saída de meios transmissores de doenças (roedores, moscas e outros) do aterro e controlar o entrada de água no aterro durante a operação. (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Tal como foi referido anteriormente, existem efluentes resultantes da exploração de um aterro que deverão ser tratados de modo a que o seu impacte no ambiente seja minimizado. A implantação de um sistema de impermeabilização tem como objectivos: o controlo e prevenção de infiltrações de lixiviados em águas subterrâneas, de modo a prevenir a sua contaminação, a captação do biogás gerado em aterro para reduzir emissões para a

atmosfera e a criação de uma gestão equilibrada da produção de lixiviados e biogás, de acordo o projecto do aterro (Sarsby, 2000). Na Figura 2.4 pode ver-se um poço de biogás já selado e com o tubo em PEAD no seu interior para o transporte de biogás.



Figura 2.4: Poço de extracção de biogás selado.

Na imagem anterior, o tubo exterior está completamente selado de modo a minimizar as fugas de biogás. O tubo interior ao anel transporta o biogás gerado através de um sistema de extracção, que o encaminha para um sistema de tocha de queima ou para valorização energética através de um motor de combustão interna (Russo, 2003). Outro factor importante durante o processo de exploração reside no controlo das emissões de biogás no interior e exterior do aterro, através do uso de sondas, de modo a obter as respectivas concentrações para que não sejam atingidos valores que possam ser prejudiciais à saúde pública e ao ambiente (Sarsby, 2000).

2.2.4 – Encerramento

Ao atingir a capacidade de recepção de resíduos, os responsáveis pela gestão do aterro devem proceder ao seu encerramento, para, assim, minimizar um acréscimo da produção de lixiviados, bem como as emissões de odores desagradáveis para as imediações do aterro (Barroso,1994). De acordo com o Decreto-Lei nº 183/2009, de 10 de Agosto, antes da

selagem, um aterro deverá possuir alguns sistemas incorporados, tais como: sistema de impermeabilização artificial, sistema de drenagem de águas pluviais, sistema de drenagem e recolha de lixiviados e um sistema de drenagem de biogás. Aquando da selagem final, outros sistemas deverão ser implementados, nomeadamente, uma camada de drenagem de gases, uma barreira de impermeabilização, uma camada mineral impermeável, uma camada de drenagem e uma cobertura com material terroso. No cumprimento destas condições, o aterro ficará sujeito a uma avaliação anual, que deverá ser reportada à entidade licenciadora do aterro. Esse relatório deverá incluir os efeitos negativos para o ambiente verificados nas operações de manutenção. O mesmo Decreto-Lei também especifica que deverá ser prevista uma reintegração paisagística do local, de modo a minimizar os impactos do pós-encerramento. Na Figura 2.5 pode observar-se uma célula de um aterro sanitário já selada.



Figura 2.5: Célula selada num aterro sanitário.

Após o encerramento das células, é necessário proceder ao cobrimento com geossintéticos, de modo a minimizar as fugas de biogás, bem como à implantação de sistemas de ventilação, para evitar a formação de bolsas de biogás, que podem originar deflagrações não controladas. O volume de lixiviados diminui com a compressão dos estratos e com a colocação de uma camada de solo no topo do aterro, que fará com que haja menos água infiltrada. Deste modo a produção de lixiviados será significativamente inferior (Misgav *et al.*, 2001).

2.2.5 – Impacte ambiental

De acordo com o Decreto-Lei nº 232/2007, de 15 de Junho, a avaliação ambiental pode ser definida como “*a identificação, descrição e avaliação dos eventuais efeitos significativos no ambiente resultantes de um plano ou programa, realizada durante um procedimento de preparação e elaboração do plano ou programa e antes de o mesmo ser aprovado ou submetido a procedimento legislativo, concretizada na elaboração de um relatório ambiental e na realização de consultas, e a ponderação dos resultados obtidos na decisão final sobre o plano ou programa e a divulgação pública de informação respeitante à decisão final*”. No que diz respeito à realização de uma avaliação de impacte ambiental num aterro, o Decreto-Lei nº 183/2009, de 10 de Agosto, refere que o seu licenciamento só pode ser realizado por entidades creditadas para tal, ou seja, a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), entidades da administração central e a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR). O licenciamento de um aterro é autorizado após a emissão da declaração de impacte ambiental (DIA) favorável ou favorável condicionada.

Os maiores impactes de um aterro provêm da produção de biogás e lixiviados como consequência da biodegradação da matéria orgânica. Assim, é necessário tomar medidas de forma a minimizar tais impactes cujas consequências podem ser graves tanto para a saúde pública como para o ambiente. Um bom dimensionamento das redes de captação de biogás e lixiviados, bem como soluções eficientes para o seu tratamento e eliminação, são factores a ter em conta em todo o processo de avaliação de impacte ambiental (Barroso,1994).

De acordo com as características do lixiviado que é produzido em aterro, existem diferentes tratamentos que podem ser aplicados. Segundo Renau *et al.* (2007), os processos de tratamento de lixiviados podem ser divididos em três grandes grupos: (a) transferência de lixiviados por recirculação ou por um tratamento combinado com águas residuais, (b) biodegradação, tanto por processo aeróbios como anaeróbios e, (c) por métodos químicos e físicos, ou seja, oxidação química, precipitação química, coagulação/floculação e por sedimentação/flutuação. O clima é um factor que influencia bastante o tipo de lixiviado que será produzido e suas características. Factores como a precipitação, a variação climática sazonal, idade do aterro, tipo de resíduos e sua composição influenciam a qualidade do lixiviado e, conseqüentemente, o tipo de tratamento mais apropriado na sua

depuração. Dependendo da fase de decomposição dos resíduos, a concentração de metano no biogás geralmente encontra-se entre os 40% e 60%. Como o metano é um gás de efeito estufa, é necessário tomar precauções de modo a garantir que não é enviado para a atmosfera. Existem várias formas de gestão do biogás tais como a queima, a valorização energética e até o aproveitamento para aquecimento central, dependendo da quantidade que é gerada em aterro e do fim que se pretende dar (Themelis e Ulloa, 2007). Quando a quantidade de biogás produzida não é suficiente para justificar a instalação de motogeradores para o aproveitamento eléctrico, o recurso à queima é, por norma, a solução adoptada, visto que o CH_4 tem um contributo para o efeito estufa cerca de 20 vezes superior que o CO_2 (Themelis e Ulloa, 2007; IPCC, 2007). Na Figura 2.6, mostra-se um queimador de um aterro sanitário que é utilizado para a combustão do biogás.

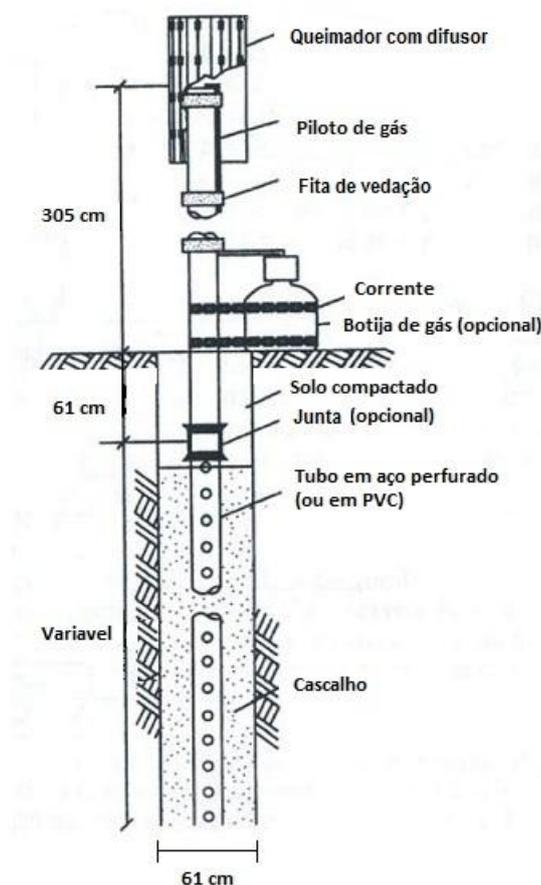


Figura 2.6: Constituição típica de um queimador de biogás (adaptado de Tchobanoglous e Kreith, 2002).

Em determinados aterros sanitários, a produção de biogás é suficientemente elevada para realizar uma valorização energética, ao transformar o biogás em energia eléctrica, com a possibilidade de ser inserida na rede eléctrica. De acordo com Bove e Lunghi (2006), o uso

de um motor de combustão interna é a solução mais utilizada na maioria dos aterros para obter energia eléctrica a partir do biogás, principalmente devido à viabilidade do sistema. Apesar de o investimento nesta tecnologia ser considerável, a segurança e estabilidade demonstrada, bem como os baixos riscos económicos face a outras tecnologias mais recentes, fazem com seja uma boa opção. Outro mecanismo usado em aterros é a turbina a gás que, apesar de não ter tantos utilizadores como o motor de combustão interna, é também bastante usada em aterros. A diferença na eficiência pode ter origem nas perdas energéticas e no baixo desempenho, principalmente quando trabalha a baixa carga.

Independentemente do método, é importante ter em consideração meios que possam prevenir os impactes ambientalmente negativos por parte dos aterros. Soluções para o tratamento de lixiviados e biogás devem ser apresentadas e avaliadas, de modo a que ao longo do período de exploração, encerramento e pós-encerramento haja condições para um funcionamento seguro para o meio ambiente e para toda a sociedade envolvente (Barroso, 1994).

2.3 – Deposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários em Portugal

Segundo a APA (2011), em Maio de 2010, existiam 34 aterros sanitários activos em Portugal continental, dos quais 13 situavam-se na região norte, 7 na região centro, 7 na região de Lisboa e vale do Tejo, 5 no Alentejo e 2 na região do Algarve. Com vista a garantir o funcionamento eficiente dos aterros, foi necessário introduzir um Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU), ou seja, uma estrutura composta por meios logísticos, humanos, equipamentos e instalações. Cada município deverá gerir a forma como os resíduos são processados, desde a sua recolha e transporte, até à sua deposição em aterro. No início de 2011, existia um total de 23 SGRU em Portugal. Na Figura 2.7 estão representado os sistemas de gestão de RSU em Portugal e a área de acção de cada sistema ao longo do país.

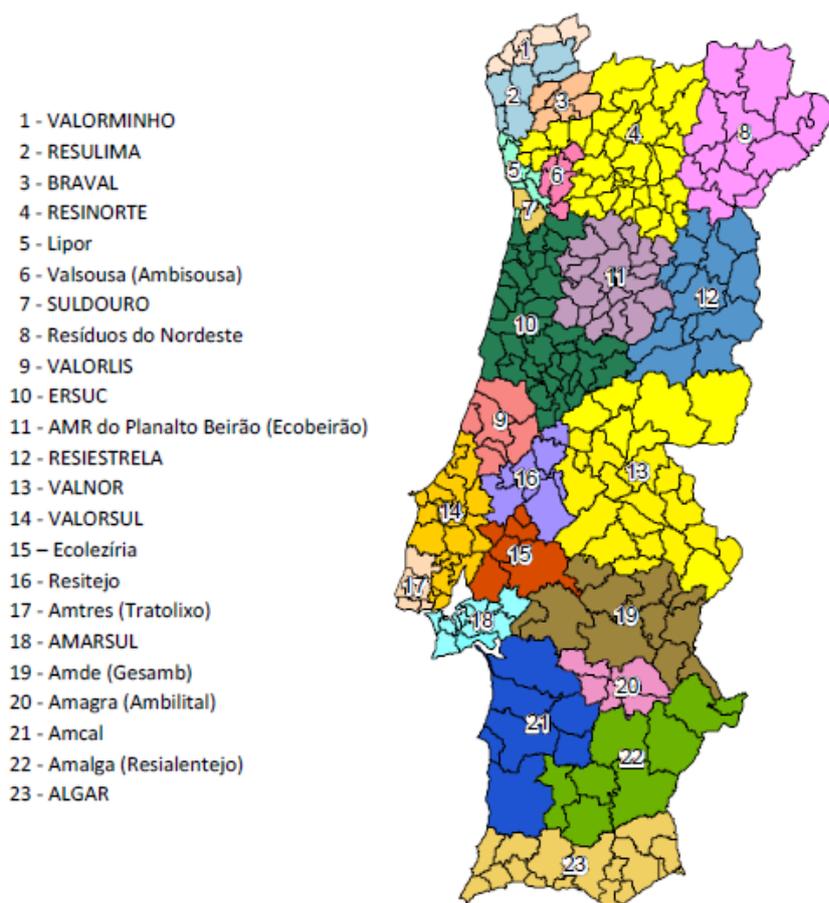


Figura 2.7 : Distribuição dos Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos por Portugal (Adaptado APA).

Em 1997, foi aprovado o PERSU, cujos objectivos eram levar ao encerramento de mais de 300 lixeiras inventariadas, a construção de infra-estruturas para o tratamento de resíduos urbanos e provocar um reforço no processo de recolha selectiva e de reciclagem, de forma a que as metas propostas para 2000, 2005 e 2010 pudessem ser alcançadas (APA; IRAR, 2008).

Com o decorrer do tempo, houve a necessidade de rectificações e actualizações para o PERSU, de modo a contrastar com as necessidades actuais e futuras do país. Neste sentido, surgiu a criação do PERSU II, aprovado pela Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro, que inclui uma revisão do PERSU, bem como a regulamentação sobre os desvios de resíduos urbanos biodegradáveis de aterro (RUB), a reciclagem e valorização de resíduos de embalagem e a redução das emissões de gases de efeito de estufa (APA; IRAR, 2008).

Segundo dados da APA (2011), no final de 2010, dos 34 aterros existentes em Portugal continental, apenas o de Avis teria cerca de 90% da sua capacidade livre, sendo que os restantes aterros teriam valores iguais ou menores a 30%. Para tal contribui o facto de os

RSU serem depositados, na sua totalidade, em aterro, ou seja, processos como a reciclagem, incineração ou tratamento dos restos de comida não têm tido impacto significativo suficiente para reduzir o volume de resíduo que é enviado para aterro.

2.4 – Formação de biogás em aterro sanitário

O biogás, a par dos lixiviados, constitui uma das maiores fontes de emissão negativas provocadas pelos aterros sanitários. Este gás resulta, sobretudo, de processos de transformação de natureza biológica, que utiliza como substrato a matéria orgânica biodegradável. A composição do biogás é variável mas é essencialmente constituído pelo metano e o dióxido de carbono, cujo valor percentual é quase idêntico, deixando 5% para os restantes gases (Russo, 2003).

A produção de biogás vai depender de parâmetros físicos existentes no local, nomeadamente, a temperatura, porosidade, permeabilidade e gradiente de pressão (Pereira, 1989); bem como de outros factores como a constituição e distribuição dos RSU no aterro, a disponibilidade de nutrientes para os agentes decompositores, o teor de humidade e sua distribuição pelos alvéolos e o seu grau de compactação (Russo, 2003).

A quantidade de matéria orgânica biodegradável, como é o caso de alimentos, papel, madeira, têxteis, vegetação, etc., determina o volume de biogás. De facto, a sua produção resulta da degradação bioquímica de matéria orgânica, por acção de microrganismos que actuam, sobretudo, em meio anaeróbio. A quantidade de celulose existente na constituição do resíduo é um factor importante na quantidade de biogás que irá ser formado ao longo do tempo (Petts, 1994).

Segundo Tchobanoglous e Kreith (2002), o seu processo de formação pode ser dividido em 5 fases distintas, como se esquematiza na Figura 2.8:

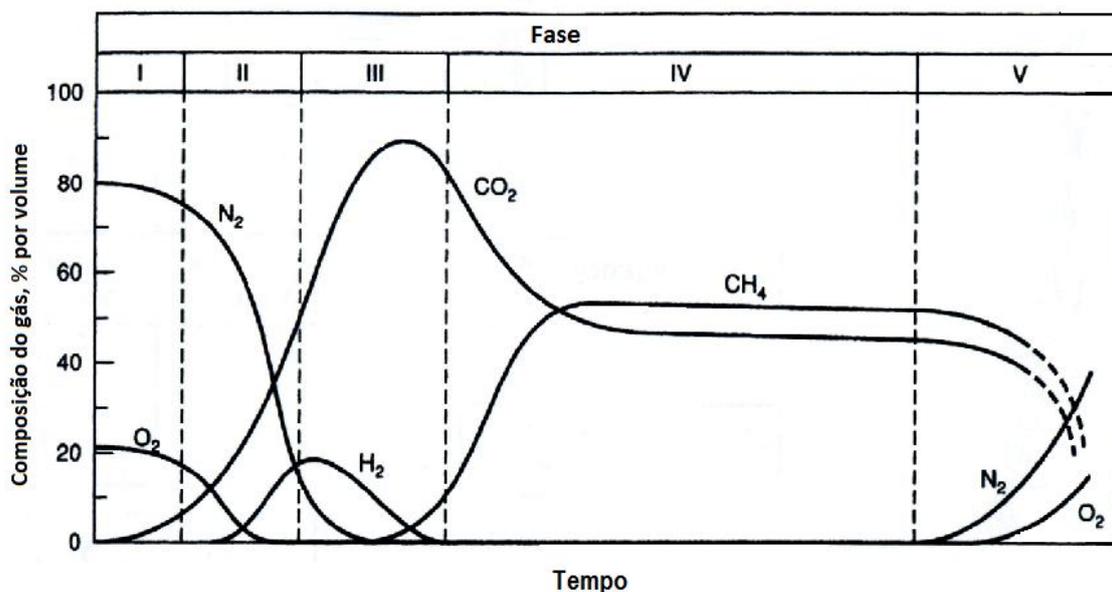


Figura 2.8: Fases de geração de gases num aterro (adaptado Tchobanoglous e Kreith, 2002).

Fase I – Fase inicial – Nesta fase, há um ajustamento dos microrganismos que decompõem os resíduos, sobretudo em ambiente aeróbio.

Fase II – Fase de transição – O interior do aterro torna-se um reactor bioquímico onde se começa a verificar a rarefacção do oxigénio e surge a anaerobiose. Os nitratos e sulfatos são reduzidos a azoto gasoso (N₂) e o sulfato de hidrogénio (H₂S). O valor do pH diminui devido à formação dos ácidos orgânicos e ao aumento da concentração de CO₂.

Fase III – Fase ácida – Começa a formação de metano, a qual aumenta com a actividade microbiana de produção de ácidos orgânicos e menores quantidade de H₂. Inicia-se a hidrólise de componentes com maior massa molecular, tais como os lípidos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos, em compostos mais simples, para que possam ser mais facilmente utilizados pelos microrganismos como fonte de energia. Consequentemente, através da acidogénese, os compostos são transformados em ácido acético. No final desta fase, há formação de CO₂ e pequenas quantidade de H₂. O pH do lixiviado diminui para valores inferiores a

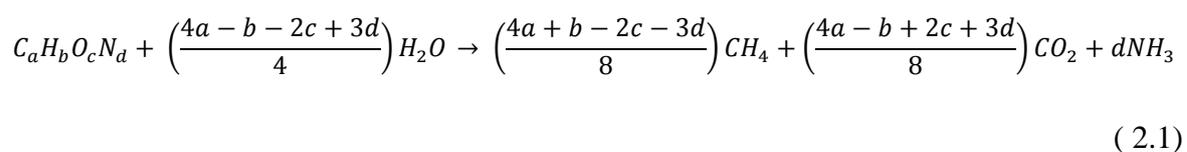
5 e verifica-se o aumento de valores da carência bioquímica de oxigénio (CBO) e da carência química de oxigénio (CQO).

Fase IV – Fase metânica – Ocorre a fermentação metanogénica, onde um grupo de microrganismos anaeróbios converte o ácido acético e o hidrogénio gasoso que foi formado na fase ácida em metano e dióxido de carbono, dando, deste modo, origem aos dois principais constituintes do biogás. O pH do lixiviado atinge valores entre 6 e 8.

Fase V – Fase de maturação – Verifica-se a conversão dos compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, traduzindo-se numa redução do biogás produzido ao longo do tempo, até que este atinge quantidades tão baixas que a sua captação já não é rentável.

A duração e eficiência de cada uma das fases acima referidas depende de factores específicos de cada região tais como o tipo de RSU que foram inseridos no aterro, bem como de factores climáticos. Por outro lado, factores como a elevada compactação das camadas do aterro ou a baixa quantidade de água disponível, farão com que a produção de metano seja reduzida (Tchobanoglous e Kreith, 2002).

A conversão global anaeróbia da matéria orgânica presente nos resíduos pode ser descrita pela Eq. (2.1):



Deste modo, conhecendo a composição do resíduo que é depositado, a Eq. (2.1) permite saber qual a quantidade de metano, dióxido de carbono e amónia que é produzida. Estima-se que, após 2 anos da deposição, o resíduo atinja o pico de produção de biogás e vai diminuindo ao longo do tempo até um período estimado de 25 anos (Howard *et al.*, 1985).

3 – Modelos de previsão da produção de biogás

Como já foi referido anteriormente, o metano é o principal constituinte do biogás, o qual possui um valor energético considerável. Assim sendo, a previsão da produção de biogás torna-se fundamental para os gestores dos aterros, de modo a rentabilizar energeticamente a queima do biogás (Kamalan *et al.*, 2011).

3.1 – Estado da arte

O uso de modelos de previsão para a produção de biogás surge no início dos anos 80 apesar de, na época, ainda não existir total compreensão das implicações da emissão de metano para a atmosfera. No entanto, houve um despertar para a possibilidade do aproveitamento energético do biogás como fonte de energia alternativa, em que os modelos usados ajudariam a estimar a quantidade produzida ao longo de um período de tempo. Com o passar dos anos, houve um aperfeiçoamento dos modelos de modo a obter resultados mais precisos, mesmo sabendo que cada país possui características próprias que vão influenciar a resposta de cada modelo (Oonk,2010). De acordo com o IPCC (2006), citado por Chalvatzaki e Lazaridis (2010), o sector dos resíduos tem um contributo significativo na produção de gases de efeito estufa (GEE), com um valor aproximado de 5% do total que é emitido. O E-PRTR surge com o objectivo de garantir que os responsáveis pelos aterros sejam obrigados a reportar as suas emissões anuais de biogás e de metano, de modo a serem livremente acedidos por qualquer pessoa. Assim sendo, o E-PRTR pretende garantir a transparência, confiança e fiabilidade nos dados que são apresentados (Scharff e Jacobs, 2006). A 21 de Maio de 2003, Portugal aderiu ao E-PRTR, seguindo a convenção de Aarhus que visa uma partilha de informação relativa ao ambiente, bem como o fornecimento de dados às entidades governamentais, com o propósito de um melhor suporte das suas decisões a nível ambiental. O inventário E-PRTR surge como uma substituição do inventário EPER que foi criado a 17 de Julho de 2000 pela Decisão da Comissão n.º 2000/479/CE para as emissões de poluentes para o ar e para a água, tendo sofrido dois ciclos de comunicação de dados em 2002 e 2004 (APA, 2011).

Com o intuito de determinar a produção de metano e dióxido de carbono em aterros, foi exigido que os 25 Estados-membros definissem as metodologias a utilizar para a EPER, de modo a atingir esse objectivo. Dos 9 países que responderam ao pedido, Portugal optou pelo uso de um modelo de primeira ordem, o LandGEM, desenvolvido pela USEPA, cujo objectivo é determinar a produção de biogás (DGA, 2006).

Tal como foi referido, cada modelo tem características próprias, que dificultam o seu uso de forma generalizada. Apesar de existirem vários modelos para estimar a produção e emissão de biogás, nenhum pode ser visto como o mais correcto. Diferentes modelos podem obter diferentes resultados, mesmo que o *input* tenha sido o mesmo (Oonk, 2010). Estes modelos podem ser classificados como sendo de ordem zero, primeira ordem ou de multi-fase, dependendo se a produção de biogás é o resultado de uma combinação de funções relativas a um parâmetro genérico ou se esse mesmo parâmetro varia de acordo com os processos físico-químicos que ocorrem durante a biodegradação. Por norma, esse parâmetro está relacionado com a taxa de produção de metano (Kamalan *et al.*, 2011).

3.2 – Modelos de ordem zero

Neste tipo de modelos, a produção de biogás de um aterro mantêm-se constante ao longo do tempo. Não existe distinção relativamente ao tipo de resíduo que é depositado ou à sua idade no aterro, fazendo com que a sua sensibilidade seja reduzida (Kamalan *et al.*, 2011). Em meados dos anos 90, eram utilizados nos cálculos para dimensionamento do sistema de recuperação de biogás (SWANA, 1997). O modelo de ordem zero adoptado pela Alemanha no EPER é traduzido pela Eq. (3.1):

$$M_e = M \times BDC \times BDCf \times F \times D \times C \quad (3.1)$$

onde M_e é a quantidade de metano produzida [t CH₄/ano], M é a massa anual de resíduo depositado [t resíduo/ano], BDC é a proporção de carbono biodegradável (0,15), BDCf é a proporção de carbono biodegradável convertido (0,5), F é o factor de conversão do carbono em metano (1,33) [t CH₄/tC], D é a eficiência da recolha (0,4 para desgasificação

activa, 0,9 se não existir recuperação e 0,1 para uma recolha activa de biogás com cobertura) e C é a concentração de metano 0,50 (%) (Scharff e Jacobs, 2006).

Outro modelo de ordem zero que foi desenvolvido pela *solid waste association of north América* (SWANA) consiste na Eq. (3.2):

$$Q = \frac{ML_0}{(t_0 - t_f)} \quad (3.2)$$

em que, Q diz respeito à taxa de geração de metano [m³/ano], M é a quantidade de resíduo depositado [t], L₀ é o potencial de geração de metano [m³/t], t₀ é o tempo entre a deposição do resíduo e início das emissões de biogás, t_f é relativo ao momento em que cessam as emissões (SWANA, 1997).

3.3 – Modelos de primeira ordem

De um modo mais convencional, a previsão da geração de biogás é feita recorrendo a modelos de primeira ordem. Devido ao facto de estes considerarem que, logo após a deposição em aterro, haverá emissão de biogás, os vários modelos possuem valores elevados para os primeiros anos, sofrendo um decaimento ao longo do tempo (Oonk, 2010). O valor obtido para cada ano após a deposição resulta de uma tendência exponencial decrescente da quantidade de biogás produzido pelo resíduo que foi depositado até que seja completamente decomposto (Huitric e Soni, 1997).

O modelo desenvolvido pela *Netherlands Organisation for Applied Scientific Research* (TNO), calcula a produção de biogás através do carbono orgânico degradável existente nos resíduos. Surgiu como o primeiro modelo de previsão onde os parâmetros inseridos tinham origem em dados reais provenientes de um elevado conjunto de aterros (Oonk *et al.*, 1994). A Eq. 3.3 define este modelo:

$$\alpha_t = \zeta 1,87AC_0k_1e^{-k_1t} \quad (3.3)$$

em que, α_t é a produção de biogás num determinado momento [m^3 /ano], ζ é o factor de dissimilação (0,58), 1,87 é o factor de conversão [m^3 /kg C_{degrad}], A é a quantidade de resíduo depositada [Mg], C_0 é a quantidade de carbono orgânico presente no resíduo [kg C/Mg_{resíduo}], k_1 é a constante da taxa de degradação 0,094 [ano^{-1}] e t é o tempo após a deposição [ano] (Scharff e Jacobs, 2006).

O modelo LandGEM v3.02 é um modelo desenvolvido pela USEPA e permite estimar a produção de biogás de um aterro, o valor aproximado de geração de metano, dióxido de carbono e compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM), bem como a quantidade de outros poluentes gerados pelos RSU. Os protocolos apresentados pela USEPA sugerem que a composição dos resíduos usados pelo modelo, essencialmente, reflecte o que será a composição dos RSU, material inerte e não perigoso nos Estados Unidos da América (USEPA, 2005). De modo a determinar o volume de metano que é gerado, o modelo utiliza a capacidade de geração de metano existente e a quantidade de resíduos que é depositada em aterro (Chalvatzaki e Lazaridis, 2010). Para tal, foram atribuídos valores regulamentares delineados pelo *Clean Air Act* (CAA) e valores baseados em vários relatórios de aterros da USEPA, *Compilation Of Air Pollutant Emission Factors* (AP-42), para a taxa de geração de metano (k) e para o potencial de geração de metano (L_0). Para analisar um aterro sanitário relativamente à geração de metano, na ausência de valores reais, é recomendado o uso de valores fornecidos pela AP-42 (USEPA, 2008). Nos *inputs* do modelo, é considerado o total de resíduo que é depositado por ano, sem nunca ter em conta a fracção orgânica existente. Desse modo, o modelo considera que a degradação do resíduo ao longo do tempo é constante e uniforme para todo o volume desse ano (Oonk, 2010). O modelo LandGEM pode ser descrito pela Eq. 3.4:

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 k L_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) (e^{-kt_{ij}}) \quad (3.4)$$

em que Q_{CH_4} é o caudal de metano gerado em determinado ano [m^3 /ano], i representa o incremento de um ano, n é a diferença entre o ano de cálculo e o ano de início de aceitação, j é um incremento de 0,1 anos, k é taxa de geração de metano [ano^{-1}], M_i é massa

depositada no ano i , L_0 representa a capacidade potencial de geração de metano [m^3/t] t_{ij} é a idade da secção j do resíduo de massa M_i aceite no ano i (USEPA, 2005). A Eq. (3.4) é mais precisa nos valores que se obtêm em comparação com versões anteriores do LandGEM, pois esta equação tem em consideração as variações de deposição anuais e calcula a produção anual de biogás por um décimo (1/10) do incremento anual (USEPA, 2008 ; Oonk, 2010).

No seguimento do EPER, surgiu uma metodologia desenvolvida pela ADEME cujo modelo tem por objectivo prever o volume de metano produzido por hora (m^3/h) através do uso de uma tabela onde a totalidade de resíduo é dividida em duas categorias. A categoria 1 diz respeito a resíduos facilmente biodegradáveis, ou seja, fortemente evolutivos e a categoria 2 é relativa a resíduos medianamente evolutivos. Dentro de cada categoria, é atribuído um valor de geração de metano por tonelada de resíduo de acordo com a altura em que foi depositado após o início de funcionamento do aterro (ADEME, 2003). Tal como acontece no LandGEM, a precisão do modelo pode ser reduzida devido à ausência da composição específica dos resíduos, apesar de fazer distinção entre fracções facilmente, moderadamente e dificilmente biodegradáveis (Oonk, 2010). O modelo pode ser utilizado através do uso da Tabela 3.1:

Tabela 3.1: Informação necessária à aplicação do modelo francês da EPER.

Classe de anos	Categoria 1: Resíduos fortemente evolutivos			Categoria 2: Resíduos medianamente evolutivos			Total
	Resíduos (t)	Produção (m^3/t)	CH ₄ (m^3/ano)	Resíduos (t)	Produção (m^3/t)	CH ₄ (m^3/ano)	m^3/ano
1 a 5 anos		6,6			3,3		
6 a 10 anos		3,4			1,7		
10 a 20 anos		1,8			0,9		
20 a 30 anos		0,8			0,4		

De salientar que os valores de produção de metano por tonelada de resíduo diminuem 50% entre a categoria 1 e a categoria 2 devido ao facto de o modelo considerar que a quantidade de resíduo pertencente a esta categoria possui menor quantidade de matéria orgânica biodegradável (ADEME, 2003).

3.4 – Modelos multi-fase

De acordo com Hoeks, (1983), citado por Oonk (2010), um modelo multi-fase consiste numa diferente estruturação de um modelo de primeira ordem. A diferença está no uso de várias equações de primeira ordem ao mesmo tempo, para cada fracção diferente do resíduo, pois a taxa de decomposição em cada fracção depende da constituição do resíduo (Kamalan *et al.*, 2011). Em alguns modelos, são necessários dados sobre a quantidade e qualidade de carbono presente nas várias categorias de resíduos, de modo a obter resultados, mas é difícil obter essa informação com elevado nível de confiança (Oonk, 2010).

O modelo de Afvalzorg, criado na empresa holandesa NV Afvalzorg, consiste na combinação entre a literatura e experiência em aterros com a geração e medição de biogás (Oonk, 2010). Tem em consideração 8 categorias de resíduos e três fracções relativas ao conteúdo orgânico presente que se degrada a diferentes taxas. O biogás é calculado de acordo com cada fracção e independentemente das outras fracções (Scharff e Jacobs, 2006). Aquando da definição da metodologia desenvolvida pela Holanda para o EPER, o modelo Afvalzorg foi um dos sugeridos, por incluir análise multi-fase, ou seja, tem em consideração a degradação lenta, moderada e rápida dos resíduos. Este modelo permite calcular a produção de biogás usando a Eq. 3.5:

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 c A C_{0,i} k_{1,i} e^{-k_{1,i} t} \quad (3.5)$$

em que, α_t é a produção de biogás por ano [m^3 /ano], ζ é o factor de fraccionamento, i é a fracção do resíduo com uma taxa de degradação $k_{1,i}$ [$kg_i/kg_{residuo}$], c é o factor de conversão (com valor mínimo e máximo entre 0,7 e 0,74 [$m^3_{Biogás}/kg_{M.O. degradada}$] respectivamente), A é a quantidade de resíduo depositado [t], C_0 é a quantidade de matéria orgânica presente no resíduo [$kg_{M.O.}/t_{residuo}$], $k_{1,i}$ é a taxa de degradação constante da fracção i por ano e t é o tempo [ano] após a deposição (Scharff e Jacobs, 2006).

O *GasSimLite* v1.01 é um modelo capaz de prever valores para as emissões de metano, dióxido de carbono e hidrogénio de um aterro, e foi desenvolvido por *Golder Associates*

para a *Environment Agency of England*. De facto, o impacte das emissões de gases de um aterro para a atmosfera pode ser avaliado recorrendo a modelos de cálculo, computacionais e/ou empíricos. Neste sentido, permite avaliar a magnitude desse impacte tendo em consideração as incertezas existentes nos processos, modelos e parâmetros, pois foi projectado de modo a permitir uma avaliação durante as fases de planeamento, operação e pós-operação do aterro (Attenborough *et al.*, 2002). No documento de orientação para a implementação do E-PRTR, a metodologia definida pelo Reino Unido consistiu na aplicação deste modelo, onde realça o uso de 3 fracções de degradação separadamente e agrega a quantidade de carbono convertida em biogás (DGA, 2006). A geração de metano pode ser obtida através das Eq. (3.6) e (3.7).

$$C_t = C_0 - (C_{0,1}e^{(-k_1t)} + C_{0,2}e^{(-k_2t)} + C_{0,3}e^{(-k_3t)}) \quad (3.6)$$

$$C_x = C_t - C_{t-1} \quad (3.7)$$

onde, C_t é massa [t] de carbono degradável ate ao tempo t , C_0 é a massa [t] de carbono degradável em $t = 0$, $C_{0,i}$ é a massa [t] de carbono degradável em $t = 0$ para cada fracção (1, 2 e 3 e correspondem à fracção lenta, moderada e rápida biodegradavel respectivamente), C_x é a massa [t] de carbono degradável num ano t , t é o tempo em anos entre a deposição e a geração de biogás e k_i é a constante de taxa de degradação para cada fracção de carbono degradável [ano]. Esta equação permite obter a quantidade disponível de carbono, que é utilizado para determinar a produção de CH₄ e CO₂ através da razão entre ambos (Attenborough *et al.*, 2002).

4 – Metodologia de abordagem para estimar a produção de biogás nos casos de estudo

De acordo com a análise bibliográfica, existem vários modelos que poderiam ser usados na previsão da produção de gases num aterro. Contudo, diversos factores podem condicionar a precisão de determinado modelo, tais como a humidade, temperatura do aterro, quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos e a forma como os resíduos são compactados e selados, de modo a minimizar as fugas ou perdas por oxidação (Oonk, 2010).

No presente estudo são analisados três aterros sanitários da zona centro norte de Portugal (aterro A, B e C) onde se pretende comparar a forma como os dois modelos de previsão seleccionados se adaptam à realidade. Os modelos envolvem diferentes abordagens face à forma como prevêm a formação de biogás dentro de um aterro e são comercialmente conhecidos como LandGEM, desenvolvido pela USEPA, e o modelo francês da EPER.

4.1 – Modelo LandGEM

O modelo da USEPA, conhecido como LandGEM, parte do pressuposto que todos os resíduos que são depositados em aterro possuem a mesma capacidade de gerar biogás e que o seu potencial é constante, fazendo com que o seu uso seja relativamente simples na obtenção de resultados. Este modelo funciona em formato EXCEL e está disponível na página da internet da USEPA. O primeiro passo para o funcionamento do modelo é inserir a data de início da deposição de resíduos e o ano de encerramento. Caso não seja possível obter o ano de encerramento, ao colocar o volume de dimensionamento do aterro, o modelo simula a deposição de um valor médio constante até atingir o volume designado. Segundo a *guideline* disponibilizada pela USEPA (2005), na ausência de factores como a taxa de geração de metano e a capacidade potencial de geração de metano, os valores a assumir devem ser constantes com a categoria seleccionada (CAA ou *inventory*). No cálculo do volume por ano de metano, o modelo considera que a totalidade de biogás produzido apenas é constituída por metano e dióxido de carbono, o que não corresponde à realidade. No estudo em questão, são utilizados os valores da categoria CAA pois, segundo a bibliografia consultada, reflectem, de uma forma mais aproximada, as condições

existentes num aterro sanitário. Por esse motivo, os valores seleccionados para os parâmetros L_0 e de COVNM foram:

- Capacidade potencial de geração de metano (L_0) – 170 (m³/t)
- Concentração de COVNM – 4000 (ppmv como hexano)

Adicionalmente, existem dois parâmetros fundamentais para o funcionamento do modelo, que foram obtidos para cada um dos aterros em estudo: a percentagem de metano presente no biogás e a taxa de geração de metano (k). A percentagem de metano foi obtida pela média de medições feitas nas várias células de cada aterro. Para a taxa de geração de metano, segundo a USEPA (2004), o valor de k pode ser calculado através do uso da Eq. 4.1:

$$k = 3,2 \times 10^{-5} \times P_{ma} + 0,01 \tag{4.1}$$

onde, P_{ma} é a precipitação média anual [mm] de cada aterro.

Na Tabela 4.1 estão indicados os valores da concentração média de metano para cada um dos aterros, em percentagem volúmica, bem como os respectivos valores de k . Os valores da precipitação média anual para cada aterro foram obtidos através da consulta do *website* do Instituto Nacional da Água (INAG).

Tabela 4.1: Parâmetros específicos dos aterros A, B e C.

Aterro	C_{CH_4} (% v/v)	P_{ma} (mm)	k (ano ⁻¹)
A	54	940	0,04
B	51	779	0,035
C	57	948	0,04

A quantidade de resíduo é fornecida em Mg/ano, ou seja, toneladas por ano. De acordo com os dados obtidos para cada aterro, foi inserida uma data de abertura e encerramento do aterro, que corresponde ao período de tempo desde o início da deposição até à actualidade. Existem outras funcionalidades que são fornecidas pelo modelo como o cálculo das emissões de outros poluentes originados em aterro, tais como a concentração de azoto e hidróxido de enxofre. O modelo oferece por *default* a possibilidade de calcular as

concentrações de 48 poluentes e caso seja necessário, definir um novo poluente onde é necessário inserir a concentração em ppmv (gás seco) e a respectiva massa molar.

Após todos os dados serem introduzidos, os resultados são imediatos, devido ao facto de funcionar através de uma folha de cálculo em que as expressões necessárias então pré-definidas. Os resultados surgem sob a forma de tabela, com valores ou gráficos, onde há a separação dos valores do biogás, metano e dióxido de carbono produzidos para cada ano de funcionamento do aterro, ao longo de um horizonte temporal de 140 anos. Por fim, o modelo também possui a capacidade de mostrar, numa tabela, qual a quantidade de qualquer poluente num determinado ano seleccionado pelo utilizador. O procedimento de cálculo é esquematizado na Figura 4.1, através de um diagrama do modelo LandGEM.

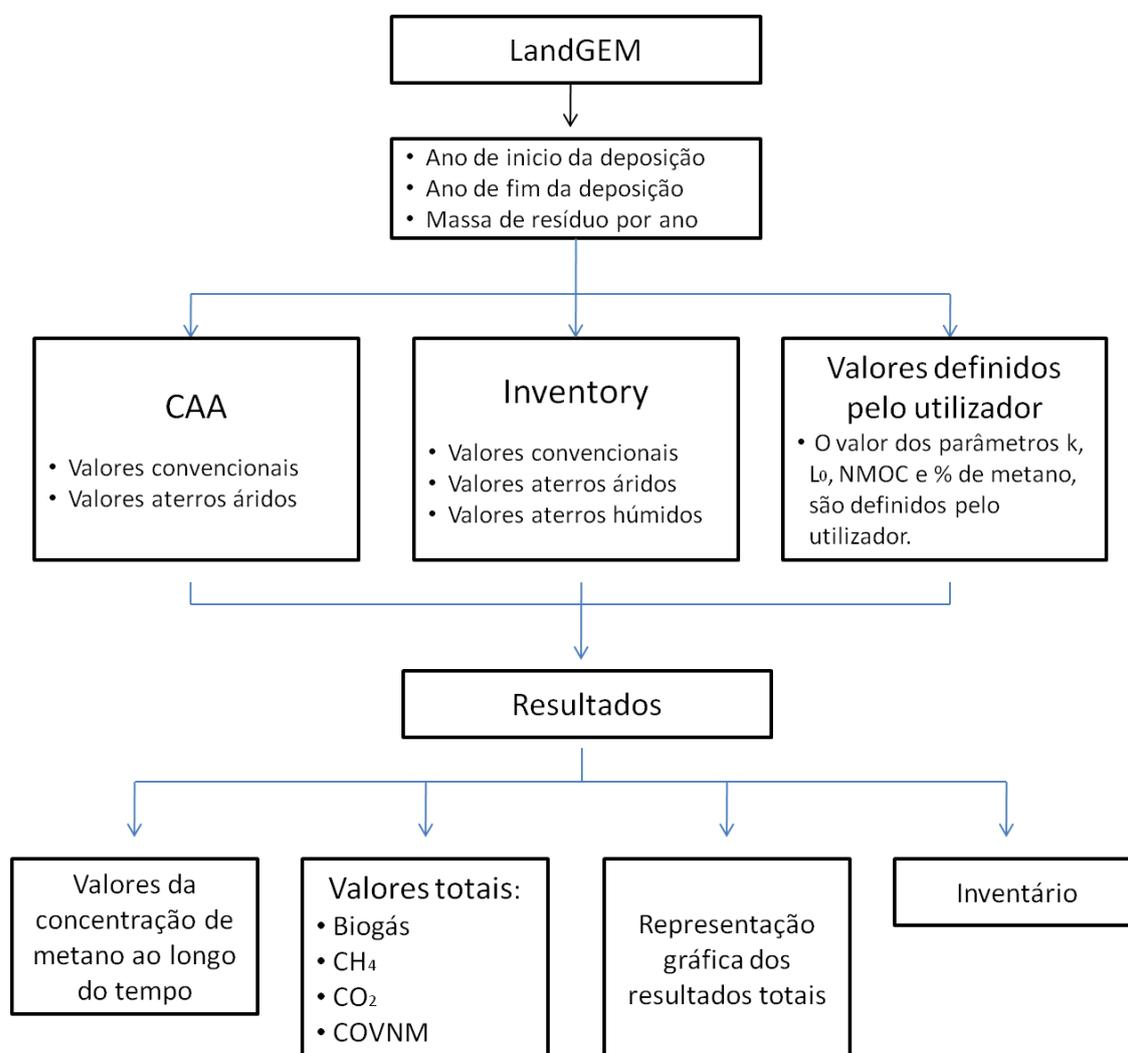


Figura 4.1: Diagrama de fluxo do modelo LandGEM.

4.2 – Modelo francês da EPER

Tal como foi anteriormente referido, o modelo francês da EPER tem em consideração diferentes categorias de resíduos e diferentes taxas de produção de metano por tonelada de resíduo ao longo do período de vida do aterro. A tabela está dividida em 2 categorias de acordo com a degradabilidade dos resíduos dos resíduos. Na categoria 1 foram inseridos todos os RSU considerados matéria orgânica biodegradável e na categoria 2 foram inseridos os restantes resíduos, que correspondem aos RIB e a resíduos provenientes de lojas e electrodomésticos.

Cada categoria está dividida em diferentes períodos temporais, de 1 a 5 anos, de 6 a 10 anos, de 10 a 20 anos e 20 a 30 anos. A cada um destes períodos está associado um valor para a produção de metano por tonelada de resíduos depositado, valor esse que varia de acordo com a categoria que está inserido. Na categoria 1, a produção de metano é de 6,6 m³ por tonelada de resíduo nos primeiros 5 anos, 3,4 m³ por tonelada de resíduo de 6 a 10 anos, 1,8 m³ na segunda década e 0,8 m³ na terceira década. Para a categoria 2, os valores de produção de metano são metade dos referidos na categoria 1. O resultado final desta tabela consiste em obter o valor de metano que será produzido num determinado ano, de acordo com os resíduos que estavam anteriormente depositados. Caso seja desejável, é possível obter o valor da produção horária ou diária de metano, dividindo o valor total anual por 8760 horas ou 365 dias, respectivamente (ADEME, 2003).

No presente estudo, os dados recolhidos remetem a um início de deposição em 1998 até ao ano de 2010 nas várias células de cada aterro. De acordo com este modelo, a melhor forma de obter a produção anual de um aterro para um determinado implica o cálculo do metano produzido em cada uma das células, sendo o valor total o resultado do somatório das células. Para tal, é primordial enquadrar a quantidade de resíduo que corresponde a cada um dos intervalos temporais, ou seja, qual a quantidade de resíduos que foi depositada nos últimos 5 anos, a quantidade depositada entre 6 e 10 anos, entre 10 e 20 anos e entre 20 e 30. Por exemplo, para o cálculo do valor produzido em 2008, temos que separar a quantidade de RSU depositada entre 2004 e 2008, entre 1999 e 2003, e para o ano de 1998, e conseqüentemente inserir o total de cada período no respectivo intervalo da tabela. De seguida, repetir o procedimento para a categoria 2 de modo a obter o total de metano produzido para uma determinada célula. Após obter o valor de metano produzido em cada célula de um aterro, é possível calcular os valores de biogás e dióxido de carbono que

serão produzidos, através da percentagem de metano presente. Tais valores são obtidos pela média anual de medições em cada uma das células, de modo a que seja o mais próximo possível da realidade. Ao dividir o valor total de metano produzido pela sua percentagem nas medições, temos o valor anual de biogás. Consequentemente ao multiplicar pela percentagem de dióxido de carbono presente nas medições, temos a quantidade de dióxido de carbono produzida. Todos os passos utilizados no uso deste modelo de previsão estão representados no diagrama da Figura 4.2.

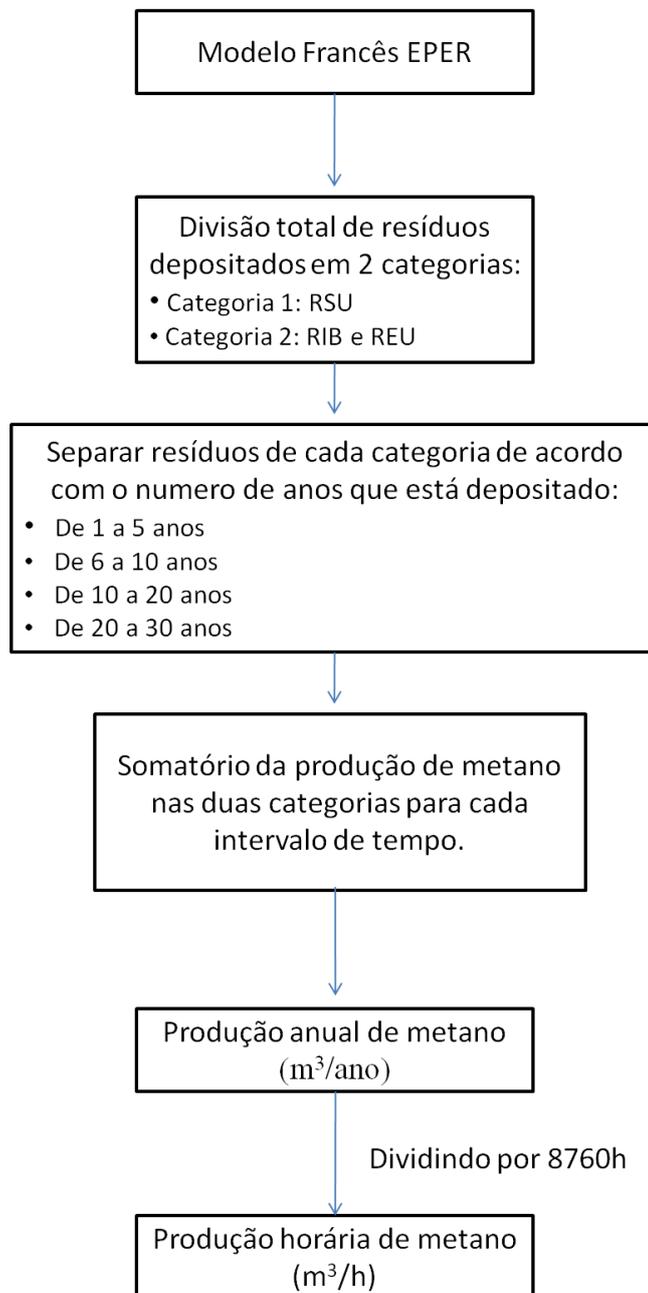


Figura 4.2: Diagrama de fluxo do modelo francês da EPER.

4.3 – Quantificação da produção de biogás pela produção de energia eléctrica

Os modelos de previsão para a produção de biogás são uma ferramenta que possibilita aos operadores especular sobre a quantidade de gases produzidos durante o período de vida de um aterro. Contudo, não é possível distinguir a qualidade de cada modelo se não houver dados relativos à real produção destes efluentes.

Na prática, existem dois processos que são habitualmente usados no que diz respeito à valorização do biogás: a queima deste gás através da instalação de um queimador e a transformação deste gás em energia eléctrica, por acção de um motogerador e da entrega da energia produzida na rede eléctrica. No presente estudo, os aterros com centrais de valorização possuem um motogerador. O processo de valorização pode ser visto na Figura 4.3, onde está representado um esquema com as etapas para a transformação do biogás que provém do aterro em energia eléctrica que é implantada na rede.

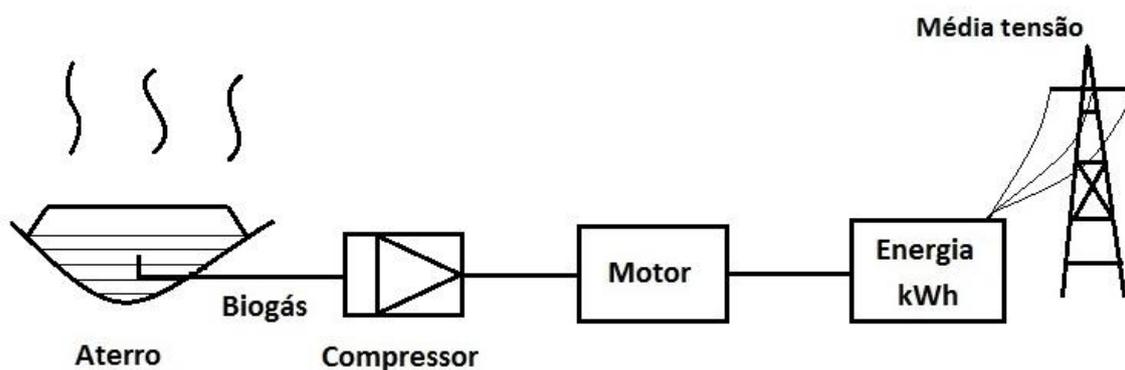


Figura 4.3: Percurso do biogás desde a extração em aterro até à incorporação na rede eléctrica.

No caso dos aterros em estudo, os dados obtidos dizem respeito à quantidade de energia que foi produzida pelos motogeradores e conseqüentemente implementada na rede eléctrica. O aterro B só adquiriu muito recentemente um motogerador, pois, devido à pouca carga orgânica que estava a ser depositada anualmente, a quantidade de biogás produzido não era suficiente para a compensar o investimento. Deste modo, não existem valores experimentais para o aterro B, pelo que os modelos foram validados com dados do aterro A e C. Para se obter a quantidade de biogás produzido no aterro, foi necessário realizar o processo inverso à sua produção, ou seja, sabendo a quantidade de energia inserida na rede, é possível calcular a quantidade de metano que originou essa energia pelo cálculo do consumo específico e do poder calorífico inferior (PCI). Sabendo qual o valor de

compressão que é atingido no compressor, aplica-se essa taxa de compressão para descobrir qual a quantidade de biogás que é valorizada. Por fim, é necessário somar o valor do biogás que é perdido por fugas e os 10% que são oxidados, segundo o que foi definido pelas normas do IPCC. É importante referir que os motogeradores que existem no aterro A e C são semelhantes e operaram do mesmo modo, ou seja, as considerações, cálculos e equações usadas são válidas para ambos os aterros. O valor da energia, em kWh, que foi produzida pelo motogerador pode ser obtido através da Eq. (4.2):

$$E = P_{motor} \times Carga \times h \quad (4.2)$$

em que E representa a energia que é produzida [kWh], P_{motor} é a potencia do motogerador [kW], $Carga$ é o valor de carga com que o motogerador está a trabalhar [%] e h é o número de horas de operação. Com o valor que é produzido de energia, é possível calcular o volume de metano que corresponde a essa energia através do uso da Eq. (4.3):

$$V_{CH_4} = E \times consumo\ especifico \times PCI \quad (4.3)$$

em que, V_{CH_4} é o volume de metano que é produzido [m^3], E é a energia que foi produzida [kWh] e PCI é poder calorífico inferior do metano [kWh/m^3]. O consumo específico do metano mostra a relação entre a energia mecânica e a energia potencial do metano por isso a sua unidade funcional é kWh/kWh. Os valores para o consumo específico variam com a carga que é aplicada, por isso é necessário recorrer à interpolação para obter tais valores. No anexo B estão valores tabelados, para cada aterro do consumo específico para uma carga de 100%, 75% e 50%. O valor do PCI do metano foi fornecido com os restantes dados, tendo sido calculado, para o respectivo gás, através de análises específicas.

Na Tabela 4.2 estão indicados alguns os valores para o aterro A:

Tabela 4.2: Dados e valores calculados para o aterro A.

Ano	E (kWh)	V_{metano} (m^3)	PCI (kWh/m^3)	Consumo específico (kWh/kWh)	Carga média (%)
2007	2.089.733	1.090.840	5	2,610	75%
2008	5.726.350	3.051.457	5	2,664	67%
2009	4.347.767	2.358.229	5	2,712	60%

Os valores da energia foram dados por medições diárias, aplicando a Eq. (4.2), em que variava a carga aplicada e o número de horas de funcionamento, sendo os valores da tabela anterior o resultado da aplicação na carga média desse ano e o consumo específico correspondente a essa carga. O mesmo procedimento foi utilizado para o aterro C cujos resultados obtidos estão na Tabela 4.3:

Tabela 4.3: Dados e valores calculados para o aterro C.

	E (kWh)	V_{metano} (m^3)	PCI (kWh/ m^3)	Consumo específico (kWh/kWh)	Carga média (%)
2007	2.932.657	1.543.750	5	2,632	95%
2008	4.165.001	2.251.100	5	2,702	79%
2009	5.272.946	2.868.483	5	2,720	75%

O passo seguinte consiste em calcular o volume de biogás que entra no compressor, visto que os valores anteriormente calculados correspondem ao volume à entrada do motor, ou seja, já comprimido. Para obter a razão de compressão, é necessário partir de algumas equações termodinâmicas. Admitindo que a compressão é isentrópica, podem considerar-se as seguintes relações (Çengel e Boles, 2007):

$$h = U + PV \tag{4.4}$$

e

$$TdS = dU + PdV \tag{4.5}$$

Substituindo o valor de U e derivando, tem-se:

$$TdS = dh - VdP \tag{4.6}$$

que pode se escrever na forma:

$$dS = \frac{dh}{T} - \frac{VdP}{T} \tag{4.7}$$

integrando obtemos:

$$S_2 - S_1 = c_p \times \ln \frac{T_2}{T_1} - R \times \ln \frac{P_2}{P_1} \quad (4.8)$$

Como é um processo isentrópico, a variação da entropia é igual a zero. Desse modo, obtemos a Eq. 4.9:

$$\left(\frac{T_2}{T_1}\right) = \left(\frac{P_2}{P_1}\right)^{\frac{k-1}{k}} \quad (4.9)$$

Em que k é um valor tabelado característico para o metano igual à razão entre a constante do metano R e a sua capacidade calorífica. Para o metano o valor de k é de 1,3.

Segundo os dados recolhidos, é sabido que à entrada do compressor a temperatura varia entre 20 °C e 30 °C, que a pressão varia entre 80 mbar a 120 mbar, e que a pressão máxima que pode ser atingida à saída do compressor é de 700 mbar. Aplicando a Eq. (4.9), é possível obter o valor da temperatura à saída, para a pressão máxima, que resultou em 39,17 °C.

De seguida, é necessário calcular a densidade do gás à entrada e à saída do compressor. É sabido que na compressão, o valor da massa permanece igual, variando apenas o volume. Para tal, é utilizado a equação dos gases perfeitos, Eq. (4.10):

$$PV = nRT \quad (4.10)$$

que resulta na Eq. (4.11):

$$\rho = \frac{P}{R'T} \quad (4.11)$$

Onde R' é um valor específico para o metano. As pressões que são apresentadas em cima para a entrada e a saída são pressões relativas, ou seja, para obter a pressão total deve ser somada à pressão relativa a pressão atmosférica que tem o valor de aproximadamente 1 bar. A constante do metano R' foi retirado da literatura (Çengel e Boles, 2007), cujo valor é de 0,518 kJ/kg.K e a temperatura deverá ser expressa em Kelvin (K). Através da Eq. (4.11) é possível calcular o valor da densidade do gás à entrada e à saída, como está demonstrado na Tabela 4.4:

Tabela 4.4: Densidade à entrada e saída do compressor.

Compressor	T [K]	P [Pa]	R' [kJ/kg]	ρ [kg/m ³]
Entrada	293,15	111458	0,518	0,734
Saída	312,32	172253	0,518	1,064

Os resultados mostram que a densidade aumenta em 45% à saída face ao valor de entrada, o que já era previsto dado que o processo de compressão tem por base a diminuição do volume mantendo a mesma massa, o que resulta num aumento da densidade.

O caudal de entrada no compressor pode obter-se através de um balanço, considerando que o caudal mássico é definido pela Eq. (4.12):

$$\dot{m} = \rho \cdot \dot{V} \quad (4.12)$$

Como o caudal mássico \dot{m} é constante, o balanço mássico entre a saída e a entrada do compressor através da Eq. (4.13):

$$\rho_1 \cdot \dot{V}_1 = \rho_2 \cdot \dot{V}_2 \quad (4.13)$$

Através das relações anteriormente referidas, é possível calcular o caudal de metano que chega ao compressor \dot{V}_1 . Sabendo o valor aproximado das fugas e o valor oxidado, é possível calcular a quantidade de metano que é produzido no aterro, tendo por base a energia que é gerada na sua valorização.

Para uma pressão à saída do compressor de 700 mbar, ou seja, à compressão máxima, utilizamos os valores calculados anteriormente e as expressões referidas para calcular o caudal que entra no compressor. Na Tabela 4.5 estão indicados os resultados obtidos para o caudal de metano \dot{V}_1 :

Tabela 4.5: Caudais de metano à entrada do compressor nos aterros A e C, a uma pressão de saída de 700 mbar.

Aterro	Ano	\dot{V}_2 (m ³ /ano)	\dot{V}_1 (m ³ /ano)
A	2007	1.090.840	1.581.273
	2008	3.051.457	4.423.366
	2009	2.358.229	3.418.468
C	2007	1.543.750	2.237.807
	2008	2.251.100	3.263.175
	2009	2.868.483	4.158.127

Com a quantidade de metano que entra no compressor, é possível determinar a quantidade correspondente de biogás e dióxido de carbono. Para tal, são utilizadas as percentagens médias de metano e dióxido de carbono que foram obtidas nas medições, ou seja, para o aterro A 54% e 39%, respectivamente, e para o aterro C, 57% e 38% respectivamente. A Tabela 4.6 apresenta os resultados para a quantidade de metano que entra no compressor. Através da percentagem de metano e dióxido de carbono que está presente no biogás de cada aterro, é possível calcular a quantidade de cada gás antes do compressor.

Tabela 4.6: Quantidade de metano, dióxido de carbono e biogás à entrada do compressor nos aterros A e C (pressão de saída 700 mbar).

Aterro	Ano	metano (m ³ /ano)	Biogás (m ³ /ano)	Dióxido de carbono (m ³ /ano)
A	2007	1.581.273	2.928.283	1.142.030
	2008	4.423.366	8.191.419	3.194.653
	2009	3.418.468	6.330.496	2.468.893
C	2007	2.237.807	3.925.978	1.491.871
	2008	3.263.175	5.724.868	2.175.450
	2009	4.158.127	7.294.960	2.772.085

Segundo a USEPA (1997), citado por Huitric e Kong (2006), a eficiência de recuperação do biogás em aterros pode ser de 60% a 80%, sendo que normalmente adopta-se o valor de 75%. Como já foi descrito, a totalidade do biogás que é produzido resulta da soma da quantidade que é captada, oxidada e das fugas. Na Tabela 4.7 estão os resultados para a quantidade de biogás que é produzida em cada aterro, tendo como ponto de partida o que foi valorizado.

Tabela 4.7: Quantidade de biogás que é gerado em aterro e a quantidade que é captada, oxidada e é perdido para a atmosfera por fugas para os aterros A e C (pressão de saída 700 mbar).

Aterro	Ano	Captado (m ³ /ano)	Oxidado (m ³ /ano)	Fugas (m ³ /ano)	Biogás produzido (m ³ /ano)
A	2007	2.928.283	390.438	585.657	3.904.377
	2008	8.191.419	1.092.189	1.638.284	10.921.891
	2009	6.330.496	844.066	1.266.099	8.440.661
C	2007	3.925.978	523.464	785.196	5.234.637
	2008	5.724.868	763.316	1.144.974	7.633.157
	2009	7.294.960	972.661	1.458.992	9.726.614

Na tabela anterior, os resultados estão de acordo com a compressão máxima que pode ser esperada no compressor. Sabendo que a taxa de compressão não tem sempre o mesmo valor ao longo do tempo nem atinge o valor máximo, foram calculados os mesmos resultados para um valor de pressão intermédio, ou seja, 400 mbar. Seguindo a mesma metodologia, foi calculada a temperatura do gás e a sua densidade à saída do compressor, obtendo os valores de 34,4 °C e 0,89 kg/m³, respectivamente. A Tabela 4.8 mostra os resultados obtidos para a produção de biogás no aterro, tendo em consideração que a pressão de saída do compressor foi de 400 mbar.

Tabela 4.8: Quantidade de biogás que é gerado em aterro e a quantidade que é captada, oxidada e é perdido para a atmosfera por fugas para os aterros A e C (pressão de saída 400 mbar).

Aterro	Ano	Captado (m ³ /ano)	Oxidado (m ³ /ano)	Fugas (m ³ /ano)	Biogás produzido (m ³ /ano)
A	2007	2.449.409	326.588	489.882	3.265.879
	2008	6.851.844	913.579	1.370.369	9.135.793
	2009	5.295.246	706.033	1.059.049	7.060.327
C	2007	3.283.947	437.860	656.789	4.378.597
	2008	4.788.658	638.488	957.732	6.384.877
	2009	6.101.988	813.598	1.220.398	8.135.983

Comparando os resultados, pode concluir-se que o caudal obtido sofre uma redução de 6,35% face aos valores de compressão máxima, o que prova que uma redução significativa do valor da pressão à saída, cerca de 50%, não se traduz numa grande redução no caudal de biogás.

Do total de biogás produzido em aterro, 15% será emitido para a atmosfera devido a fugas do aterro. Por mais que a impermeabilização do aterro seja eficiente na captação do biogás, é quase impossível atingir os 100%, apesar de haver registos de eficiências de captação na ordem dos 85% - 98% (Huitric e Kong, 2006).

A proporção de metano e dióxido de carbono em cada um dos aterros é constante face ao biogás, ao longo dos três anos, devido ao facto de não existirem valores específicos da concentração destes gases ao longo do tempo. Por esse motivo, a adopção de um valor médio que seja representativo foi a solução adoptada.

5 – Apresentação e discussão de resultados

5.1 - Análise das quantidades de resíduos depositados nos aterros em estudo

O aterro A está assente num solo essencialmente constituído por saibro e encontra-se dividido em 3 células, cuja volumetria total atinge um valor aproximado de 2.500.000 m³. A exploração deste local iniciou-se em 1998 e tem continuado até aos dias de hoje, sendo que em 2010 o valor total de resíduos depositados chegou a um valor aproximado de 2.300.000 toneladas. A quantidade de RSU e de RIB + REU depositados ao longo do tempo no aterro A desde 1998 a 2010 está representado na Figura 5.1, e os valores numéricos estão indicados no anexo A.

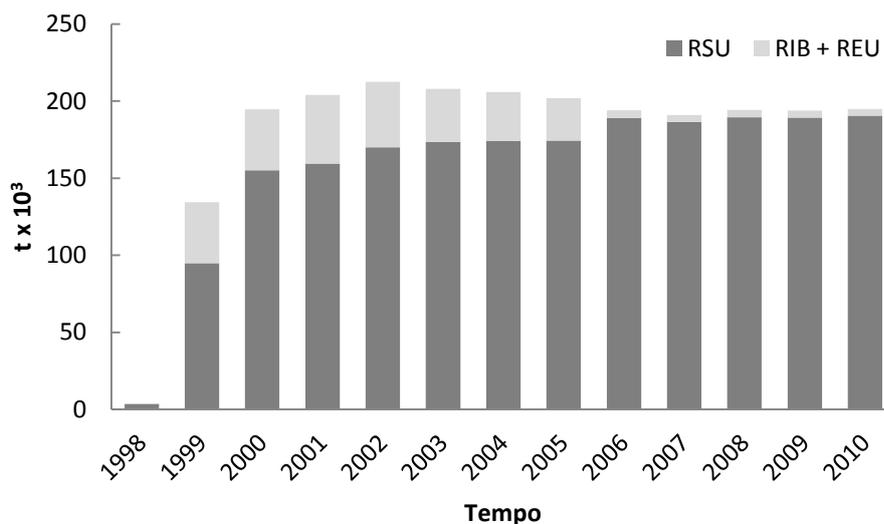


Figura 5.1: Quantidade de resíduos depositados entre 1998 e 2010 no aterro A.

Analisando os valores da Figura 5.1, pode-se constatar que a quantidade de RIB +REU tem vindo a diminuir consideravelmente. No ano de 1999, atingiu o seu valor mais elevado com cerca de 29% do total de resíduos depositados. Desde esse ano, os valores têm vindo a diminuir, de modo que, de 2006 a 2009, passou a ter um contributo no total depositado de cerca de 2,5%. Este decréscimo traduz-se numa menor quantidade de material inerte depositado em aterro, ou seja, maior percentagem de matéria orgânica ficará disponível para decomposição. A quantidade de RSU tem permanecido relativamente constante desde

2005 o que demonstra uma estabilização da quantidade de resíduos que é depositada em aterro.

O aterro B está assente em solo arenoso e é constituído por 2 células, cuja volumetria total atinge cerca de 825.000 m³. A deposição em aterro teve início em 1998 e continua actualmente a receber resíduos, sendo que o total depositado até 2010 foi de 731.269 toneladas. A quantidade de RSU e RIB + REU depositada desde 1998 a 2010 pode ser consultada no anexo A e a Figura 5.2 mostra graficamente esta evolução.

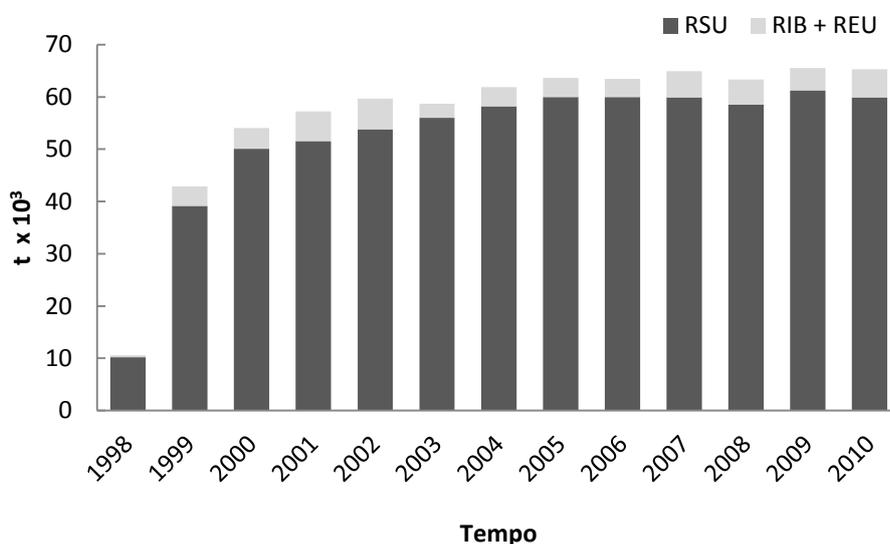


Figura 5.2: Quantidade de resíduos depositados entre 1998 e 2010 no aterro B.

Neste caso, verifica-se que as quantidades de RIB + REU ao longo do tempo permanecem relativamente constantes, constituindo entre 3% e 10% do total depositado, sendo que a média ronda os 7%. A quantidade de RSU permanece sensivelmente constante desde 2004, atingindo um valor máximo, em 2009, de 61.268 toneladas.

O aterro C está assente num solo argiloso e é constituído por 3 células cuja volumetria total é aproximadamente 2.183.000 m³. A deposição de resíduos teve início em 1998 e prolonga-se até à actualidade, onde, desde então, já foram depositadas cerca de 1.568.404 toneladas. Os dados relativos às quantidades depositadas entre 1998 e 2010 encontram-se no anexo A. Na Figura 5.3 pode-se ver o gráfico dessa mesma quantidade no referido espaço de tempo.

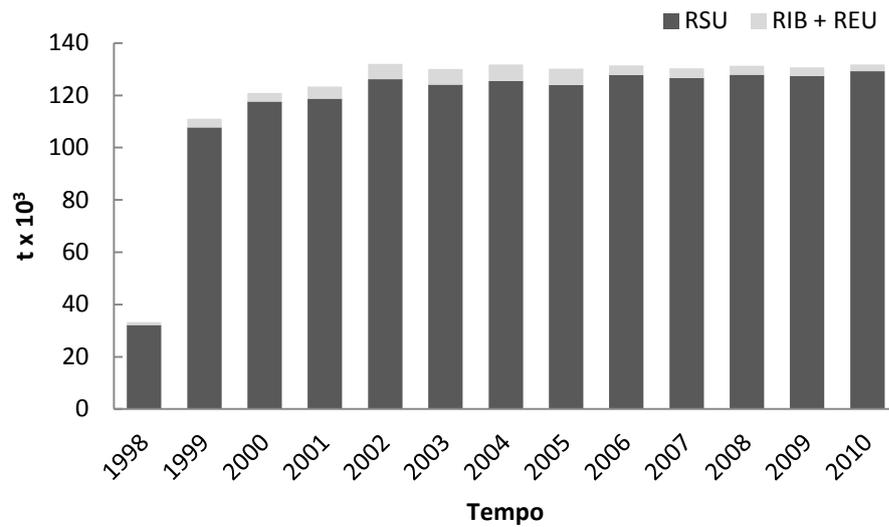


Figura 5.3: Quantidade de resíduos depositados entre 1998 e 2010 no aterro C.

Analisando o gráfico podemos concluir que a percentagem de RIB + REU face ao total de resíduos é bastante baixa, variando entre os 2,5% e os 4,8%. O valor mais elevado ocorreu no ano de 2004, com uma percentagem de 6,3%. No global, a percentagem tem vindo a diminuir o que demonstra uma melhor selectividade de resíduos que são depositados em aterro. Os RSU, desde 2001, possuem valores relativamente constantes.

Numa análise geral aos 3 aterros em estudo, existem duas tendências que são marcantes em todos eles. Em primeiro lugar, uma diminuição da quantidade de RIB + REU depositados nos últimos anos, o que sugere que foram aplicadas novas formas de tratamento destes resíduos em vez da sua deposição em aterro. Em segundo lugar, a quantidade total de resíduos que é depositada tende a estabilizar. Tendo em consideração a área afectada aos sistemas de recolha de lixo e o facto que a população abrangida pelo aterro aumentar, seria de esperar uma tendência para o aumento do total de resíduos depositado em cada ano. Como tal facto não se verifica, é plausível presumir que a quantidade de resíduos separados para reciclagem e que sofrem reutilização têm vindo a aumentar nos últimos anos.

5.2 – Análise das previsões obtidas para o modelo LandGEM

Para o aterro A, a deposição de resíduos foi iniciada em 1998 até ao final de 2010, perfazendo desse modo o total que é apresentado no anexo A. O valor dos parâmetros k e

% de metano característicos deste aterro têm valor, respectivamente, de 0,04 e 54%. A Figura 5.4 mostra a previsão da produção de biogás, metano e dióxido de carbono do aterro A pelo modelo LandGEM ao longo de um tempo de vida de 140 anos.

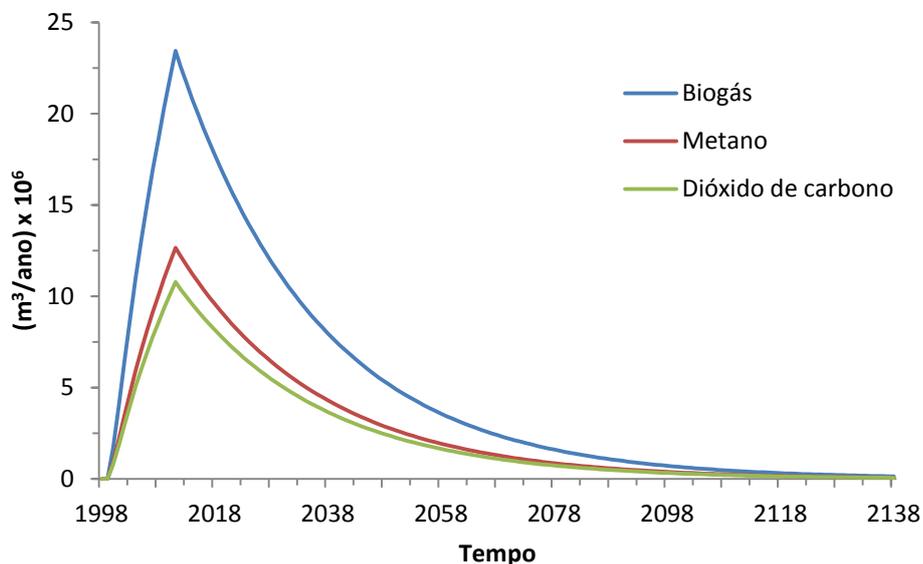


Figura 5.4: Previsão da produção de biogás pelo modelo LandGEM para o aterro A.

O valor máximo de produção de gases é atingido no ano seguinte à última deposição em aterro, ou seja, neste caso em 2011. O modelo calcula a produção de metano do aterro e, através do valor da percentagem de metano, calcula o valor de biogás e de dióxido de carbono, em que a soma do metano e dióxido de carbono perfaz um total de 100%. Na Tabela 5.1 estão os valores previstos para o aterro A relativamente à produção de biogás, metano e dióxido de carbono entre os anos de 2005 a 2013.

Tabela 5.1: Resultados previstos pelo modelo LandGEM entre 2005 e 2013 para o aterro A.

Ano	Biogás (m³/ano) x 10 ⁶	Metano (m³/ano) x 10 ⁶	Dióxido de Carbono (m³/ano) x 10 ⁶
2005	13,13	7,09	6,04
2006	15,11	8,16	6,95
2007	16,92	9,14	7,78
2008	18,62	10,05	8,56
2009	20,29	10,96	9,33
2010	21,89	11,82	10,07
2011	23,44	12,66	10,78
2012	22,52	12,16	10,36
2013	21,64	11,69	9,95

Para o aterro B, o período considerado na deposição foi desde 1998 até ao ano de 2010, cujo total de resíduos depositado se encontra no anexo A. Os valores característicos deste aterro relativamente a k e à % de metano são, respectivamente, de 0,035 e de 51%, tal como foi referido na Tabela 4.1. A Figura 5.5 mostra os resultados do modelo LandGEM na previsão da produção de biogás, metano e dióxido de carbono para o aterro B.

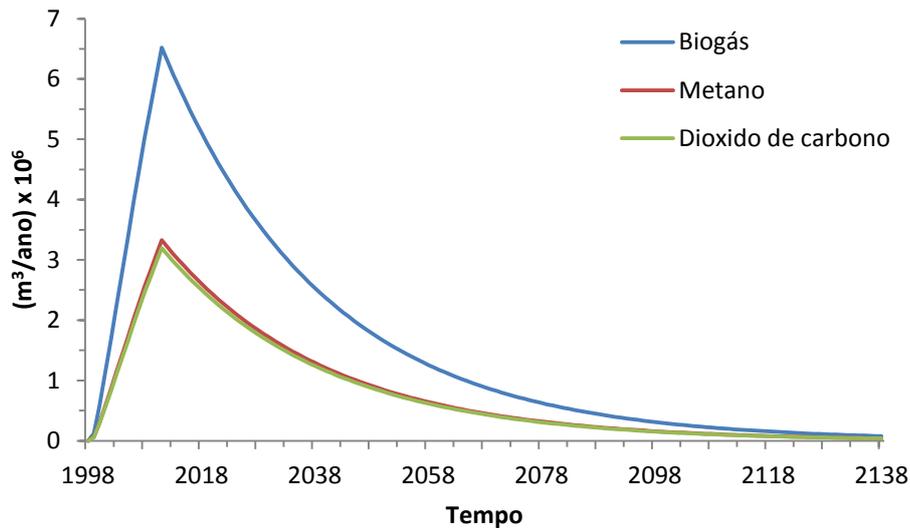


Figura 5.5: Previsão da produção de biogás pelo modelo LandGEM para o aterro B.

O valor máximo de produção dos 3 gases foi atingido no ano de 2011. As curvas da produção de metano e dióxido de carbono estão bastante próximas devido ao facto de ser admitido que estes gases estão em percentagens muito próximas na constituição do biogás. Na Tabela 5.2 encontra-se consultar os valores previstos pelo modelo para anos entre 2005 e 2013.

Tabela 5.2: Resultados previstos pelo modelo LandGEM entre 2005 e 2013 para o aterro B.

Ano	Biogás (m ³ /ano) x 10 ⁶	Metano (m ³ /ano) x 10 ⁶	Dióxido de carbono (m ³ /ano) x 10 ⁶
2005	3,37	1,72	1,65
2006	3,94	2,01	1,93
2007	4,50	2,29	2,20
2008	5,03	2,57	2,47
2009	5,53	2,82	2,71
2010	6,04	3,08	2,96
2011	6,52	3,33	3,20
2012	6,30	3,21	3,09
2013	6,08	3,10	2,98

Relativamente ao aterro C, os dados remetem a um início da deposição em 1998 até ao ano de 2010, como pode ser consultado no anexo A. Os parâmetros característicos deste aterro relativamente a k e % de metano são, respectivamente, 0,04 e 57%. A Figura 5.6 mostra os resultados obtidos pelo LandGEM na previsão do biogás, metano e dióxido de carbono produzidos.

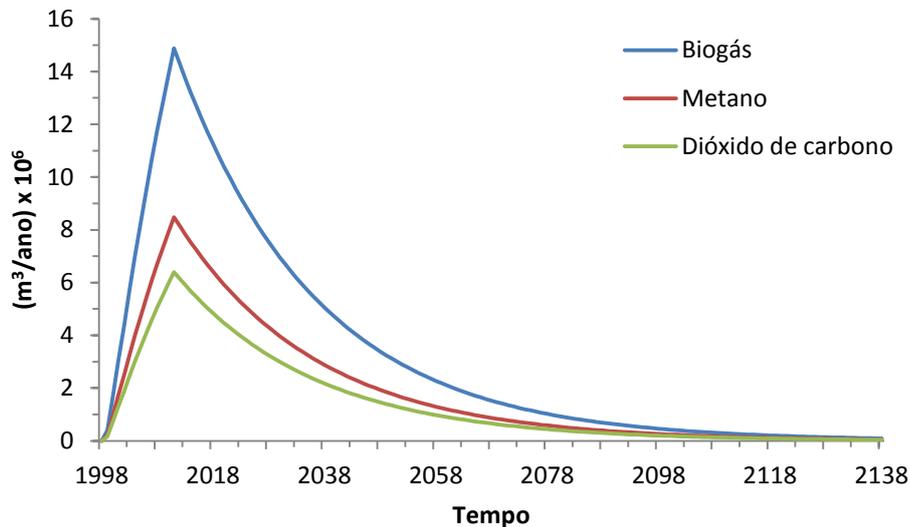


Figura 5.6: Previsão da produção de biogás pelo modelo LandGEM para o aterro C.

Neste gráfico pode-se observar que, segundo o modelo, o máximo de gases emitido do aterro ocorre em 2011. A curva de valores do dióxido de carbono é inferior à do metano devido à percentagem de metano presente no biogás ser de 57%. Na Tabela 5.3 apresentam-se os valores previstos entre o ano de 2005 e 2013 para a produção de biogás, metano e dióxido de carbono do aterro C.

Tabela 5.3: Resultados previstos pelo modelo LandGEM entre 2005 e 2013 para o aterro C.

Ano	Biogás (m ³ /ano) x 10 ⁶	Metano (m ³ /ano) x 10 ⁶	Dióxido de Carbono (m ³ /ano) x 10 ⁶
2005	8,30	4,73	3,57
2006	9,50	5,41	4,08
2007	10,67	6,08	4,59
2008	11,78	6,71	5,06
2009	12,85	7,33	5,53
2010	13,88	7,91	5,97
2011	14,88	8,48	6,40
2012	14,30	8,15	6,15
2013	13,74	7,83	5,91

De acordo com os resultados obtidos para todos os aterros, pode-se verificar a pouca sensibilidade das previsões devido ao facto de os valores obtidos para o biogás e dióxido de carbono serem calculados através de uma relação linear face à composição de metano no biogás. O modelo, ao assumir que a totalidade de gases gerados se resume à soma de metano e dióxido de carbono, está a ignorar o “peso” que outros gases como o oxigénio, azoto ou hidróxido de enxofre têm na composição do biogás.

Tendo em conta que o modelo considera que todos os resíduos possuem as mesmas características e a mesma quantidade de matéria orgânica, os resultados obtidos deverão ser superiores aos reais (Scharff e Jacobs, 2006). Os resultados obtidos pelo modelo dependem bastante dos parâmetros que são introduzidos e estes variam bastante com as condições ambientais existentes no aterro. De forma a obter resultados mais rigorosos, é necessário ter dados que reflectam o local em estudo, o que não acontece visto que tais parâmetros são difíceis de calcular com o rigor necessário (Faour, 2006).

5.3 – Análise das previsões obtidas para o modelo francês da EPER

Na implementação do modelo da ADEME para a previsão do metano produzido, é necessário adequar a quantidade de resíduos a cada categoria e ao respectivo intervalo de tempo em que está inserido. Após obter o valor para cada célula, o metano produzido será o somatório de todas as células do aterro. Para calcular o biogás e o dióxido de carbono, utilizam-se os valores médios das concentrações de metano e dióxido de carbono recolhidos nas medições que foram feitas. Na Tabela 5.4 estão os resultados previstos por este modelo para os anos de 2007 a 2010, com as respectivas concentrações para cada um dos gases.

Tabela 5.4: Resultados previstos do modelo francês da EPER entre 2007 e 2010 para o aterro A.

Ano	Biogás (m ³) x 10 ⁶	Metano (m ³) x 10 ⁶	Dióxido de carbono (m ³) x 10 ⁶	% Metano	% Dióxido de carbono
2007	15,80	8,53	6,16		
2008	17,00	9,18	6,63		
2009	17,87	9,65	6,97	54	39
2010	18,64	10,06	7,27		

Pela análise dos dados obtidos, pode verificar-se um aumento da produção de metano desde 2007 até 2010, apesar da diferença do volume de metano produzido em relação ao ano anterior ter diminuído, passando de um aumento de 7,6% em 2008 para 4,2% em 2010. Por considerar que a totalidade dos gases produzidos em aterro não corresponde apenas ao metano e ao dióxido de carbono, permite calcular valores que se esperam mais próximos da realidade.

Como parâmetros característicos do aterro B, foram definidas as concentrações de metano e dióxido de carbono em 51% e 35% respectivamente. Estes valores foram obtidos por medições efectuadas no gás à entrada para o motogerador. A Tabela 5.5 apresenta os valores obtidos para a produção de metano pelo modelo entre 2007 e 2010. Consequentemente foi calculado o valor do biogás e do metano que é produzido neste aterro.

Tabela 5.5: Resultados previstos pelo modelo francês da EPER entre 2007 e 2010 para o aterro B.

Ano	Biogás (m ³) x 10 ⁶	Metano (m ³) x 10 ⁶	Dióxido de carbono (m ³) x 10 ⁶	% Metano	% Dióxido de carbono
2007	5,36	2,73	1,87		
2008	5,75	2,93	2,01	51	35
2009	6,07	3,09	2,12		
2010	6,65	3,39	2,33		

Analisando a tabela 5.5 observa-se um ligeiro aumento da quantidade de metano que é produzido neste aterro. Tais valores podem ser explicados pela baixa quantidade de resíduo depositado em cada ano, fazendo com que a quantidade de metano que é gerada não seja muito superior de ano para ano. Desde 2007 até 2010 houve um aumento de cerca de 24% do metano produzido.

Para o estudo do aterro C, foram definidos os valores de 57% para a concentração de metano e 38% para a concentração de dióxido de carbono que estão presentes no biogás. Estes valores foram obtidos calculando a média de medições efectuadas no aterro. A Tabela 5.6 mostra as previsões da produção de metano no Aterro C desde 2007 até 2010, onde os valores do biogás e metano foram calculados pela relação da composição de gases do biogás.

Tabela 5.6: Resultados previstos pelo modelo francês da EPER entre 2007 e 2010 para o aterro C.

Ano	Biogás (m ³) x 10 ⁶	Metano (m ³) x 10 ⁶	Dióxido de carbono (m ³) x 10 ⁶	% Metano	% Dióxido de carbono
2007	10,47	5,97	3,98		
2008	11,17	6,37	4,24	57	38
2009	11,63	6,63	4,42		
2010	12,27	7,00	4,66		

Os valores calculados demonstram um aumento da produção de metano ao longo dos anos, apesar desse aumento diminuir desde 2007 a 2010. Neste período, a produção aumentou cerca de 17%.

Tal como ocorre em todos os modelos de previsão, existem vantagens e desvantagens associadas, não apenas devido as aproximações, mas também na forma como o próprio modelo é implementado. Apesar do sistema de funcionamento deste modelo ser bastante simples, baseando-se apenas numa folha de cálculo, a divisão da quantidade de resíduos de acordo com a categoria em que estão inseridos e a sua separação por idades de deposição implicam um cálculo individualizado para cada ano de estudo. Tais critérios são positivos na obtenção de resultados pois, por incorporarem diferentes taxas de decomposição para diferentes resíduos e seu tempo de deposição, podem aproximar-se mais da realidade que outros modelos de primeira ordem. Por outro lado, o facto deste modelo considerar uma taxa constante para cada grupo de anos, faz com que o valor máximo produzido seja relativo ao último ano em que houve deposição. Segundo Scharff e Jacobs (2006), este modelo comporta-se como um modelo de primeira ordem apesar de ter características de modelos multi-fase. Relativamente a uma caracterização do modelo, Oonk (2010) sugere que este modelo é fácil implementar, mas a precisão dos resultados é baixa pois a especificação do tipo de material depositado é insuficiente para o que seria desejável num modelo de previsão.

5.4 – Comparação das previsões dos modelos seleccionados

Para que um modelo de previsão seja validado, é necessário comparar os resultados previstos com valores reais. No caso dos aterros em estudo, como é impossível obter valores reais de geração, foi calculado, para os anos de 2007 a 2009, a quantidade de

biogás que foi produzido tendo por base a quantidade de energia que foi produzida e inserida na rede eléctrica. Como o compressor não realiza a compressão máxima durante todo o seu funcionamento, foi considerado que a pressão de saída é de 400 mbar, cujos valores obtidos estão na Tabela 4.8. Tal como já foi referido, o aterro B não possui dados de valorização energética do biogás visto que só muito recentemente esse sistema foi implantado. Assim sendo, as conclusões relativas a esse aterro serão baseadas na validação dos outros dois, visto que o tipo de resíduo, instalações e funcionamento do aterro B são semelhantes nos três aterros em estudo.

Utilizando os valores que foram obtidos pelos dois modelos de previsão e os resultados da produção de biogás pela quantidade de energia produzida, é possível constatar se as previsões dos modelos conseguem reproduzir com fiabilidade a produção de biogás de um aterro. Na Figura 5.7 estão os resultados para a produção de biogás no aterro A.

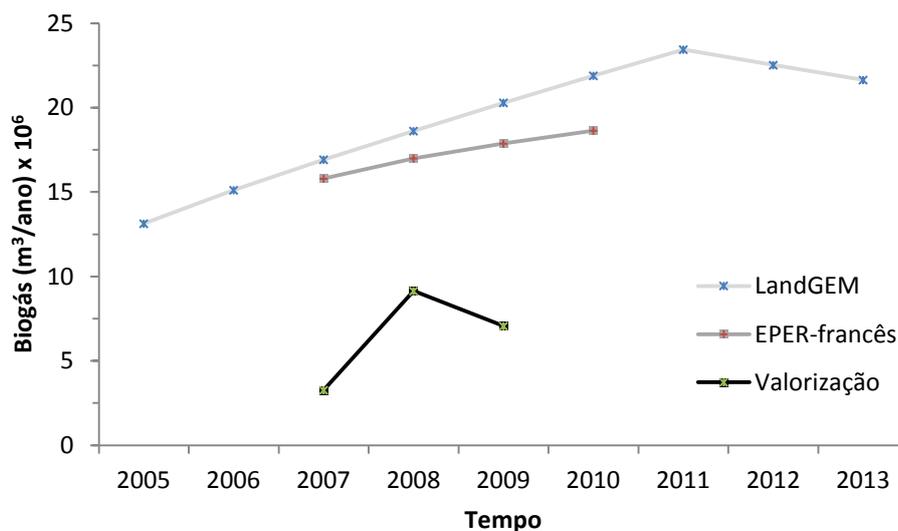


Figura 5.7: Comparação das previsões dos modelos e valores da valorização para o aterro A.

Analisando o gráfico, pode facilmente concluir-se que os modelos apresentam valores bem superiores aos que foram calculados a partir da energia valorizada. Para tal, contribuem factores como a não especificação do tipo de resíduo que é depositado ou a falta de consideração das variações que ocorrem ao longo do tempo e que influenciam a geração de metano, como por exemplo a temperatura, humidade ou a quantidade de matéria orgânica disponível. O facto de o modelo LandGEM ter os valores mais elevados é comum de

acordo com a bibliografia consultada, sendo que, para o aterro em questão, os valores obtidos são entre duas a cinco vezes superiores aos resultados da valorização.

A ausência de alguns dados como as concentrações médias anuais de metano e dióxido de carbono no biogás constituem um factor de erro que pode explicar parte da diferença entre valores. Os resultados para a produção de metano e dióxido de carbono neste aterro podem ser consultados no anexo C, visto que resultam da aplicação das respectivas percentagens na composição do biogás.

No aterro B é impossível ter valores de produção de biogás tendo em conta que só recentemente foi instalado um sistema de valorização. Os resultados dos modelos seleccionados estão apresentados na Figura 5.8 para a produção de biogás no aterro.

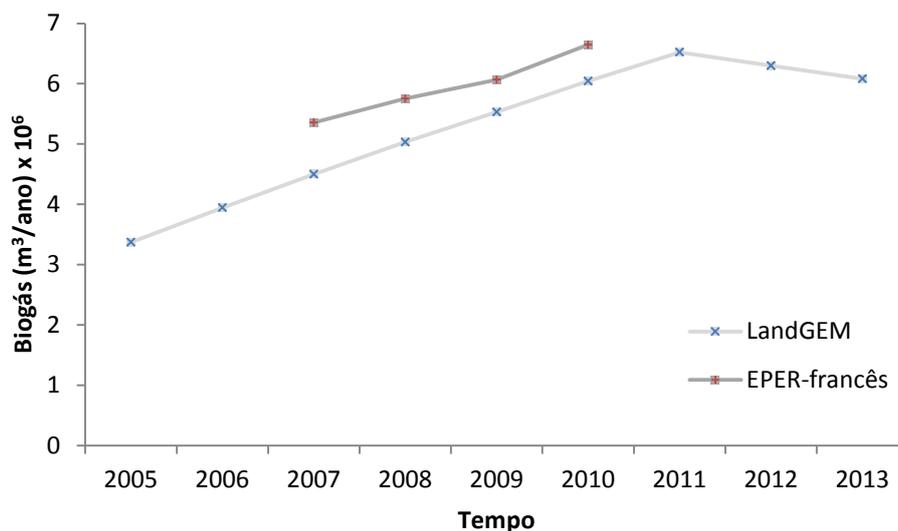


Figura 5.8: Comparação das previsões dos modelos para o aterro B.

Tendo em consideração os resultados obtidos para os aterros A e C, e de acordo com a bibliografia consultada, os valores obtidos pelos modelos seleccionados são geralmente superiores aos que são emitidos no aterro, o que também será de esperar para o aterro B. No estudo realizado por Scharff e Jacobs (2006) para três aterros holandeses, concluiu-se que os modelos prevêem valores bastante superiores aos que são emitidos pelo aterro, sendo nesse estudo o LandGEM um dos modelos com valores mais elevados. O facto curioso deste aterro foi o resultado do modelo francês da EPER atingir valores tão elevados para a produção do biogás. A razão de tal acontecimento pode residir em dois motivos. Em

primeiro lugar, a elevada percentagem de RSU que é depositada em comparação com o RIB + REU resulta num valor elevado aquando o uso do modelo francês, pois os RSU pertencem à categoria 1 que possui o dobro da produção de metano por tonelada de resíduo que a categoria 2. Em segundo lugar, a taxa de geração de metano k possui o valor mais baixo dos três aterros em estudo, o que explica os valores obtidos serem relativamente baixos face ao que seria de esperar do modelo LandGEM. Os resultados para o metano e dióxido de carbono podem ser consultados no anexo D.

Para o aterro C foram utilizados os 2 modelos propostos e ainda calculado o valor de biogás através dos resultados da valorização. Na Figura 5.9 encontram-se os resultados obtidos.

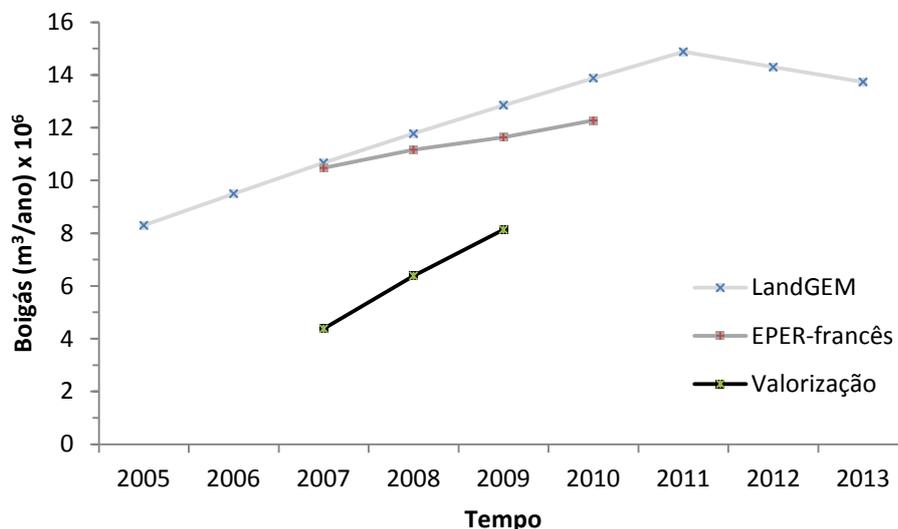


Figura 5.9: Comparação de resultados previstos pelos modelos e valores da valorização para o aterro C.

Tal como acontece no aterro A, os valores previstos pelos modelos para a produção do biogás no aterro C são superiores aos obtidos pela energia valorizada, apesar da diferença de valores ser inferior. Os resultados dos modelos são próximos, sendo que os valores do LandGEM são ligeiramente superiores, tal como seria de esperar. Os valores elevados do modelo francês resultam de grande parte dos resíduos pertencerem à categoria 1, ou seja, uma elevada produção de metano por tonelada de resíduo. A maior diferença entre resultados ocorreu no ano de 2007 para o modelo LandGEM, com um valor cerca de duas vezes e meia superior ao da valorização, enquanto a menor diferença ocorreu em 2009, no modelo francês da EPER, com um valor 43% superior ao da valorização. A recorrente

utilização de valores médios da concentração de gases no aterro para o cálculo do volume que é perdido para a atmosfera e da compressão do biogás no compressor são factores com um erro associado que podem contribuir para a diferença entre os valores obtidos pela valorização e os obtidos pelos modelos. Os valores de produção de metano e dióxido de carbono podem ser consultados no anexo E.

6 – Conclusão

Neste estudo foram analisados dois modelos de previsão da produção de biogás provenientes de três aterros sanitários: o LandGEM e o modelo francês da EPER. Em dois desses aterros comparou-se os resultados obtidos com os a quantidade de biogás captada e que mais tarde foi valorizada em energia eléctrica.

Estes modelos dificilmente são capazes de prever os valores reais sem que incerteza associada seja elevados, havendo referencias na literatura a que os resultados de vários modelos podem variar entre sete e dez vezes. Uma maior disponibilidade de dados referente ao funcionamento e gestão do aterro seria uma solução para obter resultados mais coerentes e precisos, visto que a falta de informação real de aterros prejudica o desenvolvimento dos modelos.

Nos aterros sanitários em estudo, os resultados obtidos suportam as mesmas conclusões. De facto, os resultados para os aterros A e C, mostram que os modelos seleccionados são limitados para prever, com uma precisão aceitável, a produção de biogás. Os valores obtidos foram até cinco vezes superiores aos “reais”. Comparando os resultados destes aterros com o Aterro B, será igualmente de esperar que os valores obtidos sejam largamente superiores.

Analisando o desempenho de cada modelo, o desenvolvido pela ADEME apresenta valores mais próximos dos “reais” sendo por isso o que obteve melhores resultados, vindo deste modo reforçar as vantagens do mesmo no que diz respeito à sua simplicidade. O facto do modelo LandGEM considerar todo o resíduo igual aumenta consideravelmente o erro que estará associado aos resultados. Outro factor de erro é o pressuposto de que a totalidade do biogás é dividido em dois gases, o metano e dióxido de carbono.

Apesar de ambos os modelos poderem prever resultados díspares dos valores de biogás que são gerados em aterro, continuam a ser uma ferramenta frequentemente usada pelas entidades que operam os aterros de modo a tornar a gestão dos gases gerados mais eficiente.

Perspectivas de trabalho futuro

No seguimento do trabalho realizado neste estudo, seria interessante analisar a influencia de parâmetros, como a taxa de geração de metano, nos resultados fazendo variar este valor entre diferentes percentagens face aos que forma obtidos com base na precipitação. Deste modo, seria possível ter uma visão da sensibilidade dos modelos face a diferentes *inputs* e analisar as variações obtidas nos *outputs*.

Outra sugestão seria efectuar as previsões para os mesmos aterros com outros modelos de diferentes ordens e comparar os resultados com os obtidos neste estudo. Deste modo, seria possível ter uma análise mais abrangente sobre qual o modelo mais adequado na previsão de biogás para cada um dos aterros.

Por fim, de modo a validar os modelos utilizados, seria de extrema importância ter a medição do caudal de biogás e da concentração de metano ao longo do tempo de modo a obter valores mais rigorosos do que os usados neste trabalho e que forma calculados através da energia produzida.

Referências bibliográficas

ADEME, (2003). *Outil de calcul des émissions dans l'air de CH₄, CO₂, SO_x, NO_x. Issues des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. Versão 0.

Agencia portuguesa do Ambiente (2011). *Plano estratégico para os resíduos sólidos urbanos II*. Acedido a 3 de Maio de 2011 em: www.apambiente.pt

APA; IRAR, (2008). *Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016 – Relatório de Acompanhamento 2009*. Acedido em 5 de Junho, 2011 em: http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/planeamentoresiduos/persuII/Documents/Relatorio_Acomp_PERSU_II_2009_ERSAR_APA_VersaoFinal.pdf

Agência Portuguesa do Ambiente (2008). *Dossier de prevenção (redução) de resíduos*. Acedido em 29 de Agosto, 2011 em: <http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/dossiers/Documents/prevencao/Dossier%20Tem%3%A1tico%20Peven%3%A7%3%A3o%20-%20N%3ADvel%20mais%20b%3%A1sico.pdf>

Attenborough, G. M., Gregory, R.G., Hall, D.H., McGoochan, L., (2002). *Development of a landfill gas risk assessment model: GasSim*.

Barroso, M. C. P. (1994) *Dimensionamento e impacte ambiental de aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Departamento de Engenharia Civil. Universidade de Coimbra.

Bove, R., Lunghi, P., (2006). *Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies*. Energy Conversion and Management 47: 1391–1401

Çengel, Y. A., Boles, M. (2007). *Termodinâmica – capítulo 7*. McGraw-Hill, 5ª ed. 2007. pp: 740

Chalvatzaki, E., Lazaridis, M. (2010). *Estimation of greenhouse gas emissions from landfills: Application to the Akrotiri landfill site*. Global NEST Journal, Vol. 12, Nº 1, pp 108-116.

Decreto Lei nº 152/2002, de 23 de Maio. Diário da República nº 119/2002. *I Série A*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa

Decreto Lei nº 232/2007, de 15 de Junho. Diário da República nº 114/2007. *1ª Série*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa

Decreto Lei nº 183/2009, de 10 de Agosto. Diário da República nº 153/2009. *1ª Série*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa

Decreto Lei nº 73/2011, de 17 de Junho. Diário da República nº 116/2011. *1ª Série*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa

Decreto Lei nº 84/2011, de 20 de Junho. Diário da República nº 117/2011. *1ª Série*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa

DGA; Comissão Europeia, (2006). *Documento de orientação para a implementação do PRTR europeu*.

Eduljee, G., Petts, J. (1994). *Environmental impact assessment for waste treatment and disposal facilities*. Chichester: John Wiley (1994). pp. 485

Faour, A., Reinhart, D., You H. (2006). *First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills*. Waste Management 27: 946 – 953

Howards, S. P., Donald, R. R., Tchobanoglous, G. (1985). *Environmental engineering*. New York; London: McGraw-Hill (1985). pp. 573 – 632

Huitric, R. L., Kong, D., (2006). *Measuring landfill gas collection efficiency using surface methane concentrations*. Solid Waste Management Department. Whittier, California.

Huitric, R. L., Soni, R. (1997). *Making the most of landfill gas models*. Projection models. Proceedings from SWANA's 20th Annual LFG Symposium, Monterey California, USA.

IPCC (2007). *Summary for policymakers*. Climate Change 2007: *The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the

Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

INAG, (2011). Sistema nacional de informação de recursos hídricos. Acedido a 26 de Maio de 2011 em: <http://www.snirh.pt/>

Kamalan, H., Sabour, M., Shariatmadari, N., (2011). *A review on available gas models*. Journal of Environmental Science and Technology 4: 79 – 92

Misgav, A., Perl, N., Avnimelech, Y., (2001). *Selecting a compatible open space use for a closed landfill site*. Landscape and Planning 55: 95 – 111

Oonk, H. (2010). *Literature review: methane from landfills methods to quantified generation, oxidation and emission*. Sustainable Landfill Foundation. pp. 75

Pereira, F.J.M. A. (1989). *Potencial em biogás de aterros sanitários nacionais*. pp. 76 – 84

Portaria nº 209/2004, de 3 de Março. Diário da República nº 53/2004. *1ª Serie – B*. Ministérios da Economia, da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas, da Saúde e das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Lisboa.

Portaria nº 187/2007, de 12 de Fevereiro. Diário da República nº 30/2007. *1ª Serie*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Renou, S., Givoudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. Journal of hazardous materials 150: 468 – 493

Russo, M. A. T. (2003). *Tratamento de resíduos sólidos*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil. Departamento de Engenharia Civil. Universidade de Coimbra.

Sarsby, R. (2000) *Environmental geotechnics*. Thomas telford publishing. pp. 272-324

Scharff, H., Jacobs, J. (2006). *Applying guidance for methane emission estimation for landfills*. Waste Management 26: 417 – 429

Tchobanoglous, G., Kreith, F. (2002). *Handbook of solid waste management*. McGraw-Hill Handbooks. 2ª edição.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, A. S., (1993). *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues*. McGraw-Hill.

Themelis, N. J., Ulloa, P. A. (2007). *Methane generation in landfills*. Renewable Energy 32: 1243–1257

Third International Landfill Symposium (1991). 14-18 October 1991, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy : Proceedings. Vol. I.

USEPA (2003). *Supporting document for the determination of diffuse methane emissions from landfill sites*. United States Environmental Protection Agency.

USEPA, (2004). *Quantification of Exposure: Development of the Emissions Inventory for the Inhalation Risk Assessment: Capítulo 7*. United States Environmental Protection Agency.

USEPA, (2005). *Landfill gas emissions model (LandGEM) version 3.02 user's guide*. United States Environmental Protection Agency.

USEPA, (2008). *Background information document for updating AP-42 section 2.4 for estimating emissions from municipal solid waste landfills*. United States Environmental Protection Agency.

Ustohalova, V., Ricken, T., Widmann, R. (2005). *Estimation of landfill emission lifespan using process oriented modeling*. Waste Management 26: 442 – 450

Vogt, G., Augenstein, D. (1997). *Comparison of models for predicting landfill methane recovery*. The solid waste association of north America. pp. 102

Anexo A – Quantidade de RSU depositados nos aterros A, B e C

Na Tabela A.1 estão indicados os valores da quantidade de RSU, em toneladas, que foram depositados desde 1998 a 2010 nos três aterros em estudo. No final da tabela está o somatório de cada um dos aterros.

Tabela A.1: Quantidade de RSU (t) depositado entre 1998 e 2010.

Ano	Aterro A	Aterro B	Aterro C
1998	3.662	10.241	32.110
1999	94.926	39.136	107.734
2000	155.147	50.088	117.596
2001	159.545	51.538	118.787
2002	170.107	53.828	126.141
2003	173.502	55.993	124.085
2004	174.138	58.205	125.455
2005	174.392	59.956	124.046
2006	189.091	59.987	127.818
2007	186.382	59.917	126.688
2008	189.560	58.516	127.866
2009	189.285	61.269	127.389
2010	190.587	59.891	129.277
Total	2.050.323	678.565	1.514.991

Na Tabela A.2 estão as quantidades, em toneladas, de RIB + REU que foram depositadas em cada um dos aterros em estudo. No final da tabela está o valor total depositado em cada um dos aterros.

Tabela A.2: Quantidade de RIB + REU (t) depositada entre 1998 e 2010.

Ano	Aterro A	Aterro B	Aterro C
1998	131	342	1.199
1999	39.583	3.760	3.350
2000	39.439	3.977	3.283
2001	44.480	5.691	4.636
2002	42.336	5.844	5.890
2003	34.347	2.714	5.989
2004	31.743	3.672	6.295
2005	27.501	3.700	6.190
2006	4.921	3.485	3.658
2007	4.610	5.020	3.681
2008	4.626	4.798	3.414
2009	4.473	4.293	3.305
2010	4.216	5.408	2.525
Total	282.405	52.704	53.414

Adicionando os valores das Tabelas A.1 e A.2 é possível obter o valor total de resíduos depositado em cada aterro. Na Tabela A.3 estão os valores para a deposição total de resíduos, em toneladas, para os três aterros entre 1998 e 2010.

Tabela A.3: Quantidade total (t) depositada entre 1998 e 2010.

Ano	Aterro A	Aterro B	Aterro C
1998	3.793	33.309	10.583
1999	134.509	111.084	42.896
2000	194.585	120.879	54.065
2001	204.025	123.423	57.228
2002	212.443	132.030	59.672
2003	207.849	130.074	58.707
2004	205.881	131.750	61.878
2005	201.893	130.236	63.656
2006	194.012	131.475	63.472
2007	190.993	130.368	64.937
2008	194.186	131.280	63.314
2009	193.757	130.694	65.562
2010	194.803	131.802	65.298
Total	2.332.729	1.568.404	731.269

Anexo B – Valores do consumo específico do metano

De modo a calcular a quantidade de metano que é originada na produção de uma determinada quantidade de energia, é necessário saber consumo específico do metano. Na Tabela B.1 estão os valores do consumo específico [kWh/kWh] que relacionar a energia eléctrica produzida face ao potencial energético do metano.

Tabela B.1: Consumo específico do metano (kWh/kWh) para cada aterro de acordo com diferentes cargas.

Carga	Aterro A	Aterro B	Aterro C
100%	2,53	2,28	2,61
75%	2,61	2,34	2,72
50%	2,78	2,46	2,62

De modo a determinar o consumo específico para uma determinada carga, é necessário recorrer a uma interpolação utilizando os valores da tabela anterior. Utilizando este processo, obtemos resultados mais rigorosos para as condições que pretendemos calcular.

Anexo C – Volume de metano e dióxido de carbono previstos para o aterro A

A Figura C.1 mostra os valores obtidos para o aterro A relativamente à previsão da produção de metano por parte dos dois modelos em estudo, bem como os resultados obtidos pela valorização.

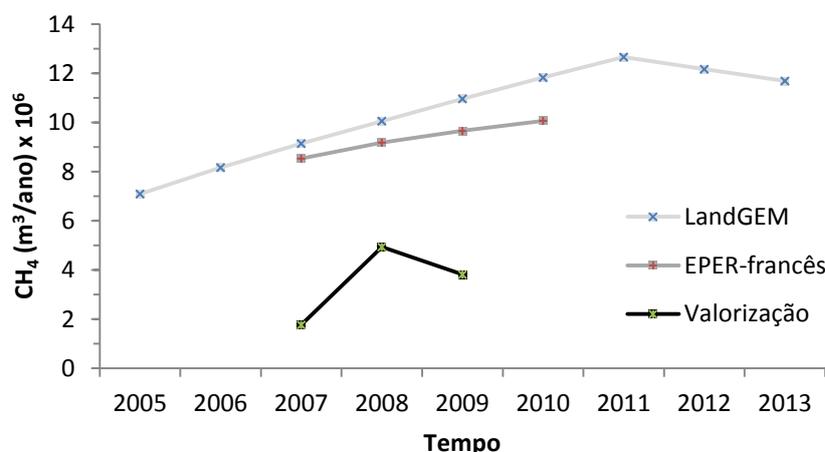


Figura C.1: Previsão da produção de metano no aterro A.

A Figura C.2 mostra um gráfico com os resultados obtidos para o aterro A para a previsão da produção de dióxido de carbono feita pelos modelos em estudo e pelos resultados da valorização.

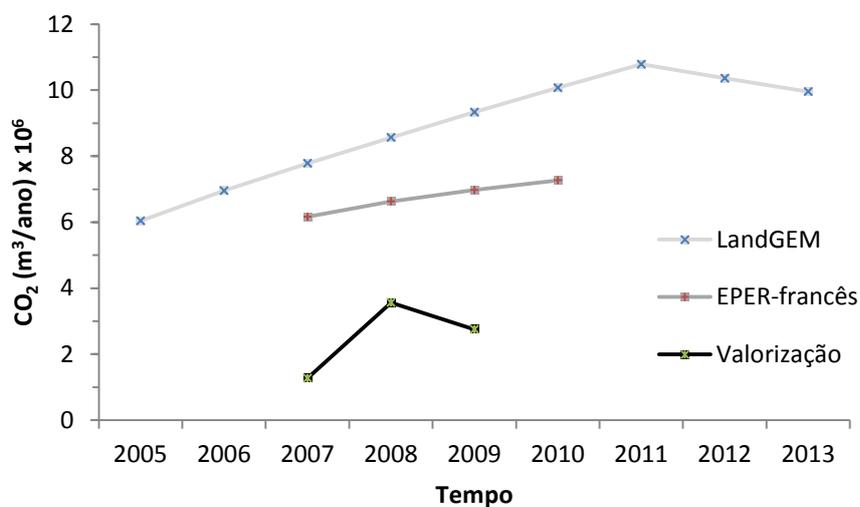


Figura C.2: Previsão da produção de dióxido de carbono no aterro A.

Anexo D – Volume de metano e dióxido de carbono previstos para o aterro B

Na Figura D.1 está um gráfico com os valores obtidos para o aterro B relativamente à previsão da produção de metano por parte dos dois modelos seleccionados.

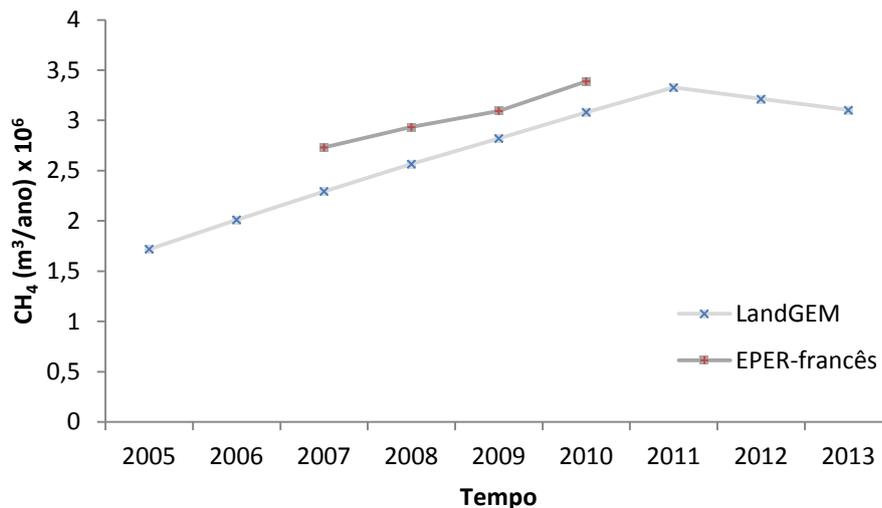


Figura D.1: Previsão da produção de metano no aterro B.

Na Figura D.2 encontra-se um gráfico com os resultados obtidos para o aterro B para a previsão da produção de dióxido de carbono feita pelos modelos em estudo seleccionados.

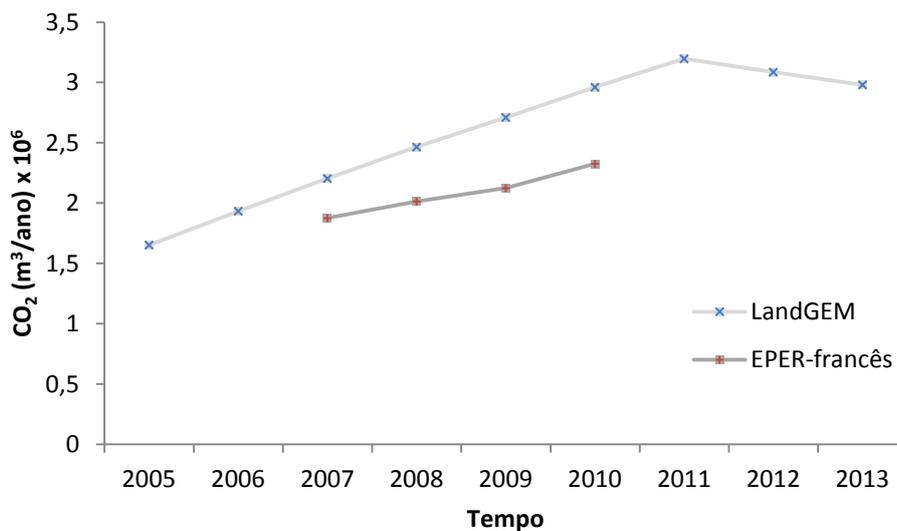


Figura D.2: Previsão da produção de dióxido de carbono no aterro B.

Anexo E – Volume de metano e dióxido de carbono previstos para o aterro C

A Figura E.1 mostra um gráfico com os valores obtidos para o aterro C relativamente à previsão da produção de metano por parte dos dois modelos em estudo e pelo valor da valorização.

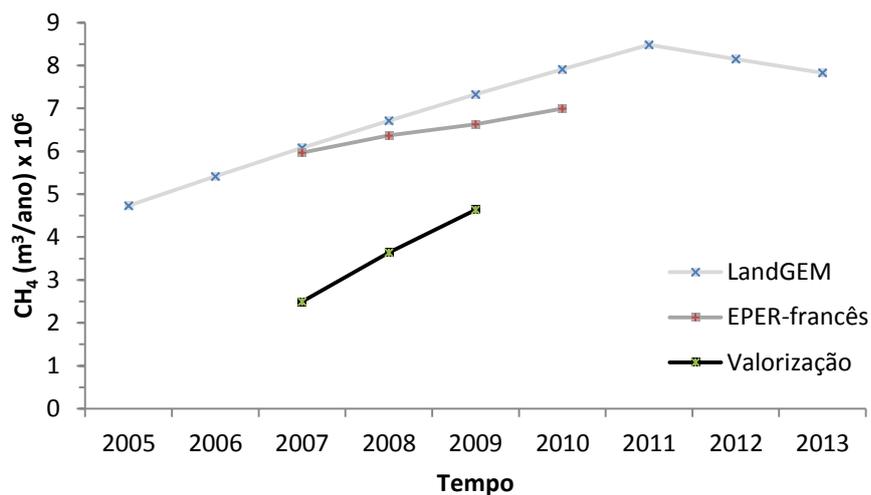


Figura E.1: Previsão da produção de metano no aterro C.

A Figura E.2 apresenta os resultados obtidos para o aterro C para a previsão da produção de dióxido de carbono feita pelos modelos em estudo e pelos resultados da valorização.

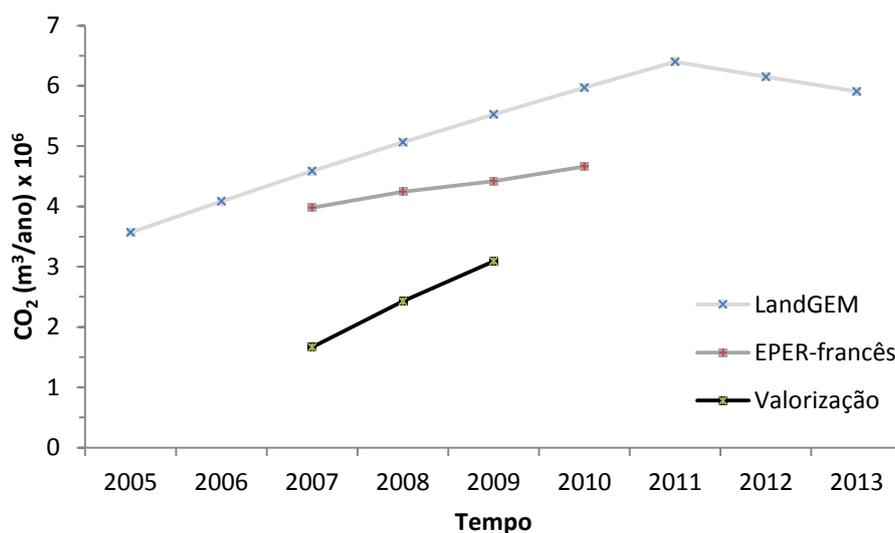


Figura E.2: Previsão da produção de dióxido de carbono no aterro C.