Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Ciências e Tecnologia

Faculdade de Engenharia

Carlos Eduardo Gomes Cassaú Filho

Potencial de geração de metano em aterros sanitários através dos modelos IPCC, USEPA e Scholl Canyon – Estudo de caso do Aterro Sanitário de Moskogen, Kamar, Suécia

Rio de Janeiro

2012

Carlos Eduardo Gomes Cassaú Filho

Potencial de geração de metano em aterros sanitários através dos modelos IPCC, USEPA e Scholl Canyon: Estudo de caso do Aterro Sanitário de Moskogen, Kalmar, Suécia

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Martins

Coorientador: Prof.ª Dr.ª Marcia Marques

Rio de Janeiro

2012

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C343 Cassaú Filho, Carlos Eduardo Gomes.
Potencial de geração de metano em aterros sanitários através dos modelos IPCC, USEPA e Scholl Canyon – estudo de caso do aterro sanitário de Moskogen, Kalmar, Suécia / Carlos Eduardo Gomes Cassaú Filho. - 2012.
108 f.

Orientador: Eduardo Martins.
Coorientadora: Marcia Marques
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental. 2. Biogás – Dissertações. 3. Aterro Sanitário – Dissertação. I. Martins, Eduardo. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 620.97

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Carlos Eduardo Gomes Cassaú Filho

Potencial de geração de metano em aterros sanitários através dos modelos IPCC, USEPA e Scholl Canyon: Estudo de caso do Aterro Sanitário de Moskogen, Kalmar, Suécia

Dissertação apresentada, como requisito para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em: 17/04/2012

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo Monteiro Martins
Faculdade de Engenharia da UERJ

Profª Drª. Marcia Marques Gomes
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Dr. Claudio Fernando Mahler
COPPE/UFRJ

Profª. Drª. Simone Lorena Quiterio
IFRJ

RESUMO

Cassaú Filho, Carlos Eduardo Gomes. *Potencial de geração de metano em aterros sanitários através dos modelos IPCC, USEPA e Scholl Canyon – estudo de caso do aterro sanitário de Moskogen, Kalmar, Suécia.* 2012. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

A utilização do metano (CH_4) presente no biogás gerado através da degradação anaeróbica de resíduos orgânicos depositados em aterros sanitários como fonte de energia é uma tecnologia em expansão, principalmente nos países em desenvolvimento. Para assegurar um melhor aproveitamento do CH_4 e a viabilidade econômica do projeto de exploração energética é necessário que estes empreendimentos avaliem sua capacidade de produzir este gás com o passar dos anos, mesmo após o encerramento da deposição de resíduos. O potencial de geração é comumente estimado a partir de modelos cinéticos de primeira ordem propostos por conceituadas instituições, entretanto, estudos recentes apontam alto grau de incerteza e diferenças relevantes entre os resultados obtidos com cada metodologia. Este trabalho tem por objetivo analisar a variação dos resultados das estimativas de emissão de metano dos modelos recomendados pela USEPA, Banco Mundial (Scholl Canyon) e IPCC utilizando tanto dados e informações disponibilizadas do aterro sanitário Moskogen, localizado em Kalmar, Suécia, que foi operado entre 1977 e 2008. Além de estimar a capacidade de geração de CH_4, objetiva-se identificar qual o modelo cujas estimativas mais se aproximam dos dados de biogás efetivamente medidos e quanto gás ainda pode ser extraído do aterro. O estudo ainda avaliou como valores diferentes para os parâmetros principais dos modelos afetam a estimativa de geração final. O modelo IPCC mostrou-se o mais confiável dentre os analisados, estimando que o aterro Moskogen produza mais de 102 milhões de m^3 de CH_4 entre 1977 e 2100, sendo 39,384 milhões passíveis de extração de 2012 a 2100. Os demais modelos apresentaram premissas inadequadas com a realidade do aterro sanitário estudado. Contudo, mesmo com a superioridade do modelo proposto pelo IPCC, maiores estudos são necessários no local, que levantem outras informações de campo como a vazão passiva de gás pela camada de cobertura do aterro e uma melhor estimativa do percentual de material orgânico biodegradável presente em cada fração de resíduos depositada em Moskogen.

Palavras-chave: Biogás; Biodegradação anaeróbia; Aterros sanitários; Modelo.

ABSTRACT

Cassaú Filho, Carlos Eduardo Gomes. *Landfill methane generation potential according to IPCC, USEPA and Scholl Canyon models – case study of Moskogen landfill, Kalmar, Sweden.* 2012. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

The use of methane (CH_4) present in the biogas generated by the anaerobic degradation of organic wastes in landfills as an energy source is an expanding technology, especially in developing countries. To ensure a proper utilization of CH_4 and the economic feasibility of the energy recovery project it is necessary that these landfills evaluate their capability to produce this gas over the years, even after the end of waste disposal. The generation potential is commonly estimated from first-order kinetic models proposed by reputable institutions, however, recent studies indicate a high level of uncertainty and significant differences between the results obtained with each method. This study aims to analyze the variation of the results of methane generation estimatives, from the models recommended by the USEPA, the World Bank (Scholl Canyon Model) and the IPCC using field data and information provided by Moskogen landfill, located in Kalmar, Sweden, which was operated from 1977 to 2008. In addition to estimating the CH_4 generation potential, the objective is to identity which model whose results are closer to the data of the amount of biogas effectively measured and to discover how much gas still can be extracted from the landfill. The study also evaluated how different values to the model main parameters affect the final generation estimative. The IPCC model proved to be the most reliable among the others analyzed, estimating that Moskogen will produce over 102 million m^3 of CH_4 between 1977 and 2100, which 39.384 can be extracted from 2012 to 2100. The other models presented inadequate assumptions in comparison to the reality of the studied landfill. Nevertheless, despite the fact that the model proposed by the IPCC has been judged as the most faithful, larger studies are needed on the area, in order to identify more field data, such as the occurrence of passive gas flow through the top covering layers of the landfill and a better estimative of the amount of degradable organic compounds in each fraction of waste disposed in Moskogen.

Keywords: Biogas; Anaerobic biodegradation; Landfills; Model.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de decomposição e formação de biogás em aterros sanitários (TARAZONA, 2010) 17
Figura 2 – Panorama dos aterros sanitários nos países nórdicos em 2002, adaptado de Birkeland (2004). 48
Figura 3 – Aplicações para o biogás na Suécia em 2008, adaptado da Swedish Energy Agency (2011). 49
Figura 4 – Fotografia aérea do local e distribuição das células ao longo da área do aterro. 51
Figura 5 – Composição percentual dos resíduos em cada célula do aterro..... 53
Figura 6 – Comparação da geração de metano do aterro de Moskogen de 1977 até 2100, de acordo com os modelos discutidos. 59
Figura 7 – Máximo potencial de geração de metano em cada célula, baseado nos 3 modelos. 62
Figura 8 – Comparação da evolução das emissões de metano dos resíduos depositados em 1997, na célula Ö1, com base nos 3 modelos. 63
Figura 9 – Produção anual de metano estimada de acordo com os modelos e quantidade monitorada no aterro durante o período de 1992 até 2008. 68
Figura 10 – Eficiência do sistema de extração de gases baseada nas estimativas de geração de metano. 69
Figura 11 – Curva de decaimento de 2009 a 2100 do volume anual de metano passível de ser extraído no aterro de Moskogen com base nas estimativas obtidas pelo modelo IPCC, assumindo a eficiência de extração de 61, 41 ± 15,30%. 70
Figura 12 – Análise das estimativas do modelo USEPA à sensibilidade do parâmetro L_0. 71
Figura 13 – Análise das estimativas do modelo Scholl Canyon à sensibilidade do parâmetro L_0. 72
Figura 14 – Análise das estimativas do modelo IPCC à sensibilidade do parâmetro L_0. ... 72
Figura 15 – Análise das estimativas do modelo USEPA à sensibilidade do parâmetro k. 73
Figura 16 – Análise das estimativas do modelo Scholl Canyon à sensibilidade do parâmetro k. 74
Figura 17 – Análise das estimativas do modelo IPCC à sensibilidade do parâmetro k. 76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição do biogás de aterros de RSU 16
Tabela 2 – Período estimado de transição entre as fases de geração de biogás em aterros sanitários 20
Tabela 3 – Valores sugeridos para a variável *k* de acordo com o Banco Mundial. 39
Tabela 4 – Técnicas de purificação do biogás de aterro 44
Tabela 5 – Possíveis aplicações para o biogás extraído de aterro sanitário, baseado no nível de tratamento dado ao combustível 46
Tabela 6 – Tipos e quantidades de resíduos depositados no aterro de Moskogen durante seus anos de operação 52
Tabela 7 – Quantidade de resíduos depositados em cada célula do aterro sanitário de Moskogen, excluindo resíduos de demolição e construção e cinzas de incineração 54
Tabela 8 – Comparação entre a estrutura das equações propostas pelos modelos USEPA, IPCC e Scholl Canyon 55
Tabela 9 – Valores recomendados das principais variáveis dos modelos utilizados para estimar a geração de metano anual no aterro. 56
Tabela 10 – Valores dos parâmetros *k* e L_0 utilizados em cada modelo para a análise da sensibilidade das variáveis 57
Tabela 11 – Comparação dos volumes totais de emissões estimados durante o período de 1977 a 2100 60
Tabela 12 – Vazão média de gases em cada célula do aterro com base nas estimativas obtidas com os modelos 63
Tabela 13 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com cada modelo, contando a partir do ano de 1978, que se refere ao aumento da quantidade de gás gerado em 1977 para a quantidade gerada em 1978 66
Tabela 14 – Estimativa de geração de metano e medições reais realizadas no aterro entre 1992 e 2008 67
Tabela 15 – Eficiência média do sistema de extração de gases com base nos modelos .. 68
Tabela 16 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com o modelo USEPA sob a ótica da variação do parâmetro *k* 73

Tabela 17 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com o modelo Scholl Canyon sob a ótica da variação do parâmetro *k*. 75
Tabela 18 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com o modelo IPCC sob a ótica da variação do parâmetro *k*..... 76
Tabela 19 – Taxas fixas anuais de geração de metano após o encerramento de Moskogen de acordo com as variações do parâmetro *k* submetidas a cada modelo estudado..... 77
Tabela 20 – Variação do potencial total de geração de metano de cada modelo analisado frente as alterações no parâmetro *k*..... 78

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO 10

1 **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA** 16

1.1 **Processo de geração de gases em aterros** 16

1.2 **Fatores que influenciam na geração de biogás** 20

1.2.1 Composição do Resíduo 21

1.2.2 Umidade 22

1.2.3 Tamanho das Partículas 23

1.2.4 Temperatura 23

1.2.5 pH 24

1.2.6 Idade do Resíduo 25

1.3 **Métodos construtivos que influenciam na geração de biogás** 25

1.3.1 Sistema de revestimento de fundo 26

1.3.2 Sistema de drenagem dos lixiviados 27

1.3.3 Sistema de coleta de gases 28

1.3.4 Sistema de cobertura final 29

1.3.5 Operação do aterro 31

1.4 **Modelos para estimar a geração de metano** 31

1.4.1 Modelo da USEPA 35

1.4.2 Modelo IPCC 1996 37

1.4.3 Modelo Scholl Canyon - Banco Mundial 38

1.5 **Aproveitamento do biogás** 40

1.5.1 Tratamento do biogás para uso energético 43

1.5.2 Aplicações do biogás de aterro 45

1.5.3 Uso de Biogás na Suécia 47

2 **METODOLOGIA** 50

2.1 **Descrição da área de estudo** 50

2.2 **Modelagem dos gases** 54

2.3 **Sensibilidade das variáveis** 57

3 **RESULTADOS E DISCUSSÃO** 59

3.1 **Potencial de geração de metano** 59

3.2 **Potencial de extração dos gases** 65

3.3 **Sensibilidade das variáveis** 71

4 **CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS** 79

REFERÊNCIAS 82

ANEXO A 83

ANEXO B 83

ANEXO C 83

ANEXO D 83

ANEXO E 83

INTRODUÇÃO

Os atuais padrões de consumo associados ao crescente aumento populacional são responsáveis por um dos maiores desafios ambientais enfrentados pela sociedade moderna, a gestão dos resíduos sólidos urbanos.

Aterros sanitários têm sido utilizados em todo o mundo como opção de disposição final dos resíduos sólidos devido aos custos inferiores quando comparados a outras tecnologias utilizadas no gerenciamento de resíduos sólidos.

Todo aterro sanitário que recebe resíduos sólidos urbanos contendo frações orgânicas de resíduos, como resíduos domésticos ou de podas e jardins, é capaz de gerar gás combustível devido à ação de microrganismos que degradam os resíduos orgânicos em condições anaeróbias.

O gás gerado em aterros sanitários é utilizado em boa parte do mundo como fonte de energia. O metano (CH_4) presente no gás de aterro pode ser utilizado para geração de energia elétrica, abastecimento de gás domiciliar, aquecimento e geração de vapor, combustível para veículos, entre outros, representando vantagens para o desenvolvimento socioeconômico de regiões que investem nesta tecnologia.

O uso do biogás de aterro sanitário também possui benefícios socioambientais. Segundo o Banco Mundial (2004), emissões descontroladas de biogás de aterros sanitários frequentemente geram problemas com as autoridades reguladoras e com os donos de propriedades vizinhas, pois em sua composição também existem gases traço com forte odor, como o sulfeto de hidrogênio e os mercaptanos (TCHOBANOGLOUS et al, 1994 *apud* BRITO FILHO, 2005). Ademais, o gás metano representa um perigo potencial por ser explosivo e combustível a partir de pequenas concentrações no ar (entre 5% e 15%). O metano não tem cor ou odor, impossibilitando sua detecção na ausência de equipamentos específicos, o que aumenta os riscos dos aterros onde este gás não é administrado.

Entretanto, de todos os impactos e efeitos ambientais, o que mais atenção tem merecido em nível mundial é o fato do gás metano ser um importante gás

indutor do efeito estufa, tendo um potencial de aquecimento global (em inglês, Global Warming Potential – GWP) 21 vezes superior ao dióxido de carbono, por exemplo. Tal característica agrega outro interesse econômico, qual seja a geração das reduções certificadas de emissão (RCE), também denominadas créditos de carbono, receita oriunda de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo que podem ser elaborados em países em desenvolvimento. O fato de o metano possuir um GWP maior que o dióxido de carbono significa que a cada tonelada de gás metano não emitida para a atmosfera, seja através da simples queima do gás e conversão em CO_2 ou através da sua utilização como fonte de energia, o empreendedor terá direito a 21 créditos de carbono, o que aumenta a rentabilidade dos projetos onde há redução de emissão deste gás.

Durante o planejamento de um aterro é necessário o cálculo do potencial de geração de biogás para os próximos anos de operação, uma vez que, a partir desta estimativa, é possível que os responsáveis pelo aterro possam fazer prospecções financeiras em função da quantidade esperada de biogás. Estas estimativas são obtidas através de diversos modelos matemáticos utilizados no mundo todo e propostos por organizações conceituadas na área científica, tais como: o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (do inglês, Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC); a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA) e o Banco Mundial. Contudo, tendo em vista o alto grau de incerteza nos resultados obtidos através destes modelos, utilização dos mesmos tem sido questionada (VIANA, 2011, TARAZONA, 2010 e BORBA, 2006). No Brasil, frente às barreiras técnicas e financeiras apresentadas pelas outras opções para o tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos, como a promoção da coleta seletiva e reciclagem ou a utilização de incineradores, a implementação de aterros sanitários tem aumentado e ao longo dos anos vem se definindo como a melhor solução para as condições da maioria das cidades brasileiras. Nesses casos, faz-se necessária a utilização de modelagem para a projeção sobre o potencial de aproveitamento energético e a possibilidade de obtenção de créditos de carbono destes empreendimentos.

A incerteza nos modelos de previsão comportamental para aterros sanitários esbarram nas características de cada local, já que estas equações são resultados de experimentos controlados em bancada e não podem ser inteiramente extrapolados para as condições reais (MCDOUGALL**,** 2009).

Ballik (2008) comenta que a abordagem utilizada pelos modelos, através de dados obtidos em laboratório e utilização de condições diferentes das do aterro em questão, pode ser uma grande fonte de incerteza associada às estimativas de emissões. Além disso, os poucos estudos realizados *in loco* foram executados em aterros sanitários operando em condições ótimas, onde há controle completo da umidade no interior da massa do aterro, tecnologias apropriadas para extração de gases e de lixiviado e onde foram empregados os melhores métodos de compactação de resíduos e aplicação de camada de cobertura.

A ausência de cálculos razoavelmente confiáveis que indiquem a capacidade de geração de gás combustível ao longo do tempo pode ocasionar uma série de erros durante a fase de instalação e operação do aterro, tais como: na instalação de poços de captação de gás, tanto em número quanto em distribuição espacial; na instalação do sistema de extração e tratamento de gás, dificultando assim a possibilidade de contratos para a venda dos créditos de carbono ou de energia, uma vez que não foi estimado quanto metano será gerado ao longo do tempo.

Os modelos matemáticos frequentemente empregados para estimar a capacidade de geração de biogás em aterros sanitários são na verdade equações cinéticas de primeira ordem que consideram a conversão da matéria orgânica depositada no interior do aterro em gás metano (CH_4) através da ação de microrganismos anaeróbios ao longo do tempo. Os gases gerados em aterros sanitários são tipicamente descritos como possuindo uma concentração aproximada de 50% de metano e 50% de dióxido de carbono (MENDES; SOBRINHO, 2007) e outros gases sem importância energética e em pequenas concentrações. Dessa forma, o resultado destes modelos, que é apresentado em metros cúbicos de CH_4, representa aproximadamente metade da capacidade de geração total de biogás do aterro. Em todo caso, a quantidade de metano que pode ser gerada é o resultado mais interessante para os utilizadores destes modelos, uma vez que o biogás na

forma que é extraído dos aterros não pode ser utilizado diretamente devido à presença de impurezas e a baixa concentração de metano.

Para que o biogás obtido através do tratamento anaeróbio de resíduos e efluentes possa ser utilizado em escala comercial, é necessário que ele passe por um processo de purificação e compressão. Em algumas regiões da Suécia, o biogás de aterro é utilizado para os mesmos propósitos que o gás natural, porém, antes de sua utilização, o biogás deve passar por um processo de extração do vapor d'água, enxofre, material particulado e outras impurezas, em seguida o CO_2 é retirado para aumentar o potencial energético do gás, são adicionados aditivos aromatizantes, para facilitar a detecção de vazamentos e, por fim, o biogás é comprimido a uma pressão de 200 bars antes de ser utilizado, chegando a uma concentração de cerca de 97% de metano (ENERGIGAS, 2011).

O uso de biogás na Suécia tem aumentado ano a ano frente às diretrizes impostas pela União Europeia, que determinam que os biocombustíveis devam representar pelo menos 10% de todo combustível veicular utilizado nos países europeus até 2020. Em 2008 essa proporção era de 2% (SWEDISH BIOGAS ASSOCIATION, 2008).

Além do cumprimento das leis, o interesse no desenvolvimento das tecnologias de aproveitamento de gases de aterro está associado ao desenvolvimento sustentável da matriz energética sueca, reduzindo a dependência de petróleo do país, o que representa importantes vantagens para o meio ambiente e para a segurança do fornecimento de energia elétrica nos próximos anos.

O aterro sanitário de Moskogen, localizado próximo à cidade de Kalmar, na Suécia, foi escolhido para o desenvolvimento deste trabalho devido ao acesso facilitado pelos operadores do empreendimento (Kalmar Energi), tornando viável a consulta às informações existentes sobre a construção, operação do aterro e coleta e aproveitamento dos gases.

A origem deste trabalho se deu a partir da necessidade dos operadores de Moskogen em avaliar a sua eficácia na extração dos gases. Os responsáveis pelo aterro implantaram os sistemas de coleta e extração de gases muitos anos após o

início da disposição de resíduos e sem prévio cálculo sobre a capacidade de geração de gás metano no interior do aterro. Tal ação tem sido comum neste tipo de empreendimento em todo o mundo e caracteriza a falta de planejamento na gestão dos aterros sanitários em décadas passadas.

O presente estudo tem por objetivo comparar diferentes metodologias selecionadas que são amplamente utilizadas para estimar o potencial de geração de metano em aterros sanitários. O aterro sanitário de Moskogen será utilizado como estudo de caso e os modelos matemáticos para geração de CH_4 que serão utilizados são os propostos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), Banco Mundial (WB) e Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), comparando os resultados entre os diferentes modelos e com os dados experimentais do aterro. Os objetivos específicos do trabalho são:

- Estimar a geração total de biogás no aterro a partir de 1977 até 2100 comparando os modelos USEPA, Scholl Canyon (Banco Mundial) e IPCC;
- Avaliar a eficiência do sistema de coleta de gás instalado no aterro Moskogen, de acordo com os resultados obtidos pelos modelos comparados com os dados experimentais de extração fornecidos pelo aterro;
- Comparar os resultados obtidos pelos diferentes modelos e identificar o mais adequado para efeito de planejamento;
- Avaliar a sensibilidade das variáveis $\boldsymbol{k}$ (constante de geração de metano) e $\boldsymbol{L_0}$ (Potencial de geração de metano) nos modelos

O presente trabalho está organizado em 6 capítulos. O primeiro, introdutório, apresenta a justificativa do trabalho, sua motivação e uma breve descrição dos assuntos que serão discutidos ao longo dos próximos capítulos. No segundo capítulo, Revisão Bibliográfica, é descrito o processo de geração de biogás em aterros sanitários, fatores que influenciam este processo, modelos que podem ser utilizados para estimar a geração destes gases e opções de utilização do biogás. No capítulo 3, Metodologia, são apresentados os detalhes obtidos sobre a área de estudo e como os cálculos do trabalho foram conduzidos, assim como os

parâmetros utilizados nestes cálculos. O capítulo 4, Resultados e Discussão, detalha todos os resultados obtidos sobre a capacidade de geração de metano no aterro, a capacidade de coletar os gases sem prejudicar o processo de degradação anaeróbia e como os modelos são sensíveis à variação dos parâmetros. No capítulo 5 são apresentadas as principais conclusões do estudo, assim como considerações e recomendações para futuros trabalhos.

1 Revisão Bibliográfica

1.1 Processo de geração de gases em aterros

A formação de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos é um processo complexo devido à variabilidade dos materiais e compostos depositados e pelas possíveis interações físicas, químicas e biológicas ao longo do tempo. Os processos microbiológicos são os principais responsáveis pela formação dos gases durante o período de decomposição dos resíduos. Contudo, há outros processos envolvidos que podem atuar associados com os processos microbiológicos ou isoladamente durante a transformação dos compostos em gases. O processo de geração de biogás em aterros sanitários é, como o nome sugere, resultante de uma atividade biológica onde os microrganismos em condições anaeróbias decompõem a matéria orgânica presente nos resíduos para produzir gases, sendo o metano (CH_4) o principal produto deste processo, seguido do gás carbônico (CO_2) e outros gases (TCHOBANOGLOUS et al, 1994 *apud* BRITO FILHO, 2005), como pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1 – Composição do biogás de aterros de RSU (TCHOBANOGLOUS et al, 1994 *apud* BRITO FILHO, 2005).

Componente	***% (base seca)***
Metano (CH_4)	45 – 60
Dióxido de carbono (CO_2)	40 – 60
Nitrogênio (N_2)	2 – 5
Oxigênio (O_2)	0,1 – 1,0
Sulfeto de enxofre (H_2S), Mercaptanos, etc.	0 – 1
Amônia	0,1 – 1,0

Monóxido de Carbono (CO)	0 – 0,2
Hidrogênio (H_2)	0 – 0,2
Outros gases em menor concentração	0,01 – 0,6

Os principais microrganismos presentes nos resíduos sólidos urbanos que auxiliam na degradação são as bactérias e, em menor escala, fungos e protozoários. As bactérias podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas, dependendo da fase de decomposição dos resíduos e da presença de oxigênio (O_2) no ambiente. Elas são as principais responsáveis pela decomposição do lixo devido a sua facilidade em degradar resíduos orgânicos, como restos de alimento, podas de jardim e outros materiais ricos em carboidratos (como a celulose e a hemicelulose), lipídios e proteínas (MACIEL, 2003).

Diversos autores (AUGENSTEIN e PACEY, 1991; BORBA 2006; QIAN, 2002; TARAZONA, 2010; TCHOBANOGLOUS et al., 1994;) descrevem o processo de formação de gases em aterros sanitários em cinco fases, sendo uma fase aeróbia, inicial, e quatro fases anaeróbias, conforme apresentado na Figura 1.

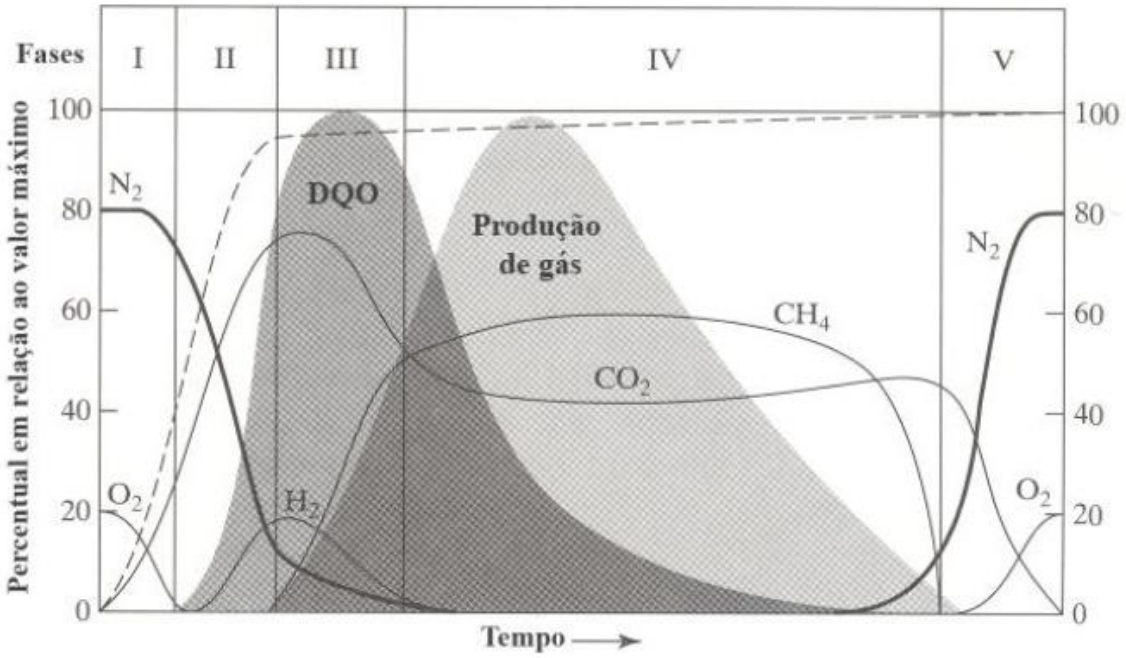

Figura 1 - Processo de decomposição e formação de biogás em aterros sanitários (Modificado de UKDOE, 1993, *apud* QIAN et al., 2002)

Segundo Borba (2006), que contemplou seu estudo com base nos trabalhos de Tchobanoglous et al (1994), as fases de geração de biogás podem ser descritas como:

- **Fase I – Ajuste Inicial:** relativa à operação das células do aterro, onde os resíduos são depositados e a fração biodegradável sofre decomposição biológica por microrganismos aeróbios. A principal origem destes microrganismos é o próprio resíduo e o solo utilizado como camada de cobertura ao final das deposições. Outras fontes de organismos aeróbios podem ser o lodo de estações de tratamento ou o chorume, utilizado em alguns aterros para a recirculação e introdução de H_2O na massa de resíduos. A adição da camada de cobertura é etapa fundamental para o encerramento desta fase, uma vez que o contato dos resíduos com o oxigênio será cada vez mais escasso.
- **Fase II – Transição:** caracterizada pela redução dos níveis de oxigênio e início da condição anaeróbia. Nessa fase, o nitrato e o sulfato, que são possíveis receptores de elétrons em reações de conversão biológica, frequentemente são reduzidos a gás nitrogênio e gás sulfídrico. O potencial de oxidação e redução de cada tipo de resíduo pode evidenciar o início das condições anaeróbias. A queda do potencial de óxido-redução acarretará na ação dos microrganismos na conversão do material orgânico complexo em ácidos carboxílicos, ésteres voláteis orgânicos e outros produtos intermediários. Nesta etapa o pH do chorume irá diminuir para aproximadamente 6 devido ao início da formação de ácidos orgânicos e pelo efeito das altas concentrações de CO_2 no interior do aterro.
- **Fase III – Ácida:** Esta etapa, também conhecida como acidogênese, antecede a formação de CH_4, nas quais as reações iniciadas na Fase II são aceleradas com a produção de grandes quantidades de ácidos orgânicos e pequenas quantidades de H_2. Durante a acidogênese, os compostos resultantes da primeira fase são convertidos, através de processo microbiológico, em compostos intermediários com pequena massa molecular,

como ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e outros ácidos graxos voláteis. O principal gás produzido nesta fase é o dióxido de carbono. A taxa de produção de hidrogênio também diminuirá. Os microrganismos que atuam nesta etapa são denominados não metanogênicos e constituem-se de bactérias anaeróbias e facultativas. A condutividade, a demanda bioquímica de O_2 (DBO) e a demanda química de O_2 (DQO) aumentam muito durante esta fase devido à dissolução de ácidos orgânicos no chorume, diminuindo o pH para cerca de 4 a 5 devido ao aumento na produção de ácidos e pelas elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro. Nesta fase, alguns constituintes inorgânicos, como metais pesados, podem ser solubilizados, devido a diminuição do pH.

- **Fase IV – Metanogênica:** esta é a etapa onde há a produção do metano e onde predominam microrganismos estritamente anaeróbios, denominados metanogênicos, responsáveis pela conversão do ácido acético e gás hidrogênio em metano e dióxido de carbono. Nesta fase, a formação do metano e dos ácidos acontece simultaneamente, embora a taxa de produção dos ácidos seja bastante reduzida. O pH do chorume aumentará para valores em torno de 6,8 a 8,0 e, conforme a condutividade e as concentrações de DBO e DQO do chorume forem sendo reduzidas, o pH continuará a aumentar gradativamente. Devido ao aumento do pH, menos constituintes inorgânicos permanecerão dissolvidos, reduzindo a concentração de metais pesados no chorume.
- **Fase V – Maturação:** nesta etapa, grande parte do material orgânico já foi biodegradado na fase IV e convertido em CH_4 e CO_2. Como o aterro continua exposto a ações climáticas, a umidade continua em contato com a massa de resíduos e, devido a isso, porções de material de difícil biodegradação acabam reagindo. A taxa de geração de biogás diminui significativamente ao longo do tempo, pois a maior parte dos nutrientes disponíveis já foi consumida nas fases anteriores e os materiais que restaram são de degradação lenta. Dependendo da eficiência no fechamento do aterro, pequenas quantidades de

ar atmosférico podem ser encontradas no gás do aterro, caracterizando a presença de N_2 e O_2.

O período de cada fase de geração de biogás varia de acordo com a disponibilidade de nutrientes, composição dos resíduos depositados, a umidade dos resíduos, a permeabilidade do aterro e ao grau de compactação inicial, interferindo na presença de O_2 após o fechamento do aterro. Em condições normais, a velocidade de decomposição, medida através da produção e constituição dos gases, chega a um máximo nos dois primeiros anos e logo diminui lentamente pelos próximos 25 anos ou mais (BORBA, 2006). Contudo, Qian et al. (2002), descreve de forma bem clara o período de transição entre as fases, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 2 – Período estimado de transição entre as fases de geração de biogás em aterros sanitários. (QIAN et al, 2002)

Fase de geração do biogás	***Tempo estimado de duração***
Fase I – Ajuste Inicial	Várias horas a 1 semana
Fase II – Transição	1 a 6 meses
Fase III – Ácida	3 meses a 3 anos
Fase IV – Metanogênese	8 a 40 anos
Fase V – Maturação	1 a mais de 40 anos

1.2 **Fatores que influenciam na geração de biogás**

A velocidade de degradação da matéria orgânica depositada no aterro sanitário e a consequente produção de biogás é regida principalmente por fatores abióticos que influenciam diretamente na atividade microbiológica no interior do aterro. Os fatores e as formas de intervenção são descritos nos subitens abaixo.

1.2.1 Composição do Resíduo

Nos países desenvolvidos, é comum que os resíduos residenciais e comerciais das cidades tenham em sua composição menos que 50% de materiais biodegradáveis, o restante consiste tipicamente em materiais inertes tais como concreto, cinzas, solo, materiais plásticos e outros materiais que não se decompõem, porém, a composição do lixo de uma determinada região pode ter variações sazonais ao longo do ano, dependendo do clima e dos hábitos de consumo da população. Já nos países em desenvolvimento, onde a produção de resíduos per capta é menor, os resíduos orgânicos compõem mais de 60% dos materiais depositados em aterros sanitários (GONZÁLEZ et al., 2011).

A composição dos resíduos é um dos fatores mais importantes para a geração de gases no interior do aterro, interferindo na produção de forma qualitativa e quantitativa. Quanto maior o percentual de materiais biodegradáveis, maior será a quantidade de matéria para os microrganismos degradarem, aumentando a taxa de geração de gases.

Apesar de biodegradáveis, alguns compostos ricos em carbono possuem degradação lenta, como por exemplo, os que contêm lignina (presente em papel de jornal, podas de árvore e resíduos de varrição e jardins), que são compostos poliméricos e altamente aromáticos mais difíceis de serem decompostos, gerando uma menor quantidade de gases por uma maior quantidade de tempo (GUEDES, 2007).

Nos resíduos sólidos urbanos, os constituintes com maior composição de carbono são os resíduos domésticos, onde a grande fonte de nitrogênio são os restos de alimentos e outros de origem animal. A produção de biogás não é bem-sucedida se apenas uma destas fontes de nutrientes estiver disponível (BORBA, 2006).

1.2.2 Umidade

Nos aterros, depois da composição gravimétrica dos resíduos, o teor de umidade é o fator mais significativo na produção do biogás (Qian et al, 2001). As condições de umidade dentro do aterro dependem de muitos fatores: um deles é a umidade inicial do resíduo depositado, ou seja, a umidade com que os resíduos chegam ao aterro. Outros fatores são a impermeabilização de fundo, a pluviosidade da região, o tipo de cobertura e a prática ou não de recirculação de chorume. Na maior parte dos casos os resíduos sólidos quando são depositados nos aterros não estão em contato com a água, porém dois fatores contribuem para que eles entrem neste estado; primeiro a percolação da água proveniente das chuvas e depois a pressão das camadas superiores sobre as outras, liberando a água contida nos resíduos. Uma vez que os resíduos estejam em contato com a água, as reações químicas e biológicas se aceleram (PEREIRA, 2000).

Segundo Junqueira (2000), em períodos chuvosos é favorecida a entrada de uma carga extra de oxigênio dissolvido na água o que possibilita um incremento das atividades das bactérias aeróbias e facultativas, o que leva consequentemente a um aumento na temperatura na massa de resíduos em função das atividades exotérmicas dos microrganismos. O autor relata que verificou variações bruscas de temperatura na massa de resíduos em períodos chuvosos, e que estas variações favorecem a desestabilização dos microrganismos anaeróbios provocando uma diminuição na velocidade de degradação da matéria orgânica.

Alterações no teor de umidade do aterro podem resultar em mudanças na infiltração de águas superficiais e/ou influxo de águas subterrâneas, liberação de água como resultado da decomposição dos resíduos, e variações sazonais do teor de umidade dos resíduos. Teoricamente, a condição ideal para a geração de gás é a total saturação do resíduo, por outro lado, segundo Brito Filho (2005), se o resíduo estivesse saturado, a extração de gás de aterro seria extremamente difícil, se não impossível.

A presença de água no interior do aterro também contribui para a troca de nutrientes, para a diluição de agentes inibidores das reações microbiológicas e para

a propagação dos microrganismos pela massa de resíduos (CERNUSCHI e GIUGLIANO, 1996. TECLE et al., 2008)

1.2.3 Tamanho das Partículas

Quanto menor a partícula do resíduo disposto, maior será a área da superfície específica. A partícula de resíduo com uma área superficial maior irá se decompor mais rapidamente do que uma partícula com uma área menor. Por exemplo, a decomposição de um tronco de madeira ocorrerá muito mais rápida se este for cortado em pedaços menores do que se for disposto inteiro. Por essa razão, um aterro que recebe resíduos triturados terá uma taxa de decomposição mais rápida e consequentemente uma mais rápida taxa de geração de gás do que um aterro que recebe somente resíduos inteiros.

Segundo Borba (2006), existe uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o tamanho dos mesmos, expressa pela superfície específica (área da superfície/volume). Desta forma observa-se um aumento da velocidade de degradação quando a massa é composta por resíduos menores, o que tem favorecido o processo de trituração como um pré-tratamento dos resíduos a serem depositados. É importante ressaltar que o tamanho das partículas interfere nos processos aeróbios e anaeróbios de degradação microbiana (IBAM, 2007).

1.2.4 Temperatura

Há dois aspectos a serem considerados com relação à temperatura, um é a temperatura desenvolvida dentro da massa de resíduos e a outra é a influência da temperatura externa sobre os processos que ocorrem internamente.

As condições de temperatura de um aterro influenciam os tipos de bactérias predominantes e o nível de produção de gás. A faixa ótima de temperatura para bactéria mesofílica é 25 a 40ºC, enquanto que para as bactérias termofílicas é 45 a

65ºC. As bactérias termofílicas geralmente produzem maiores taxas de geração de gás; contudo, a maior parte dos aterros opera na faixa de temperatura ideal das bactérias mesofílicas (PURIFICAÇÃO, 2009).

De acordo com Monteiro (2003), a temperatura tem importante papel no processo de decomposição de resíduos, pois irá influenciar na cinética das reações bioquímicas responsáveis pela conversão dos resíduos nos gases, líquidos e compostos bioestabilizados.

Segundo McBean et al. (1995), a fase metanogênica do aterro pode ser severamente limitada quando exposta a temperaturas abaixo de 15ºC, ao passo que sua atividade ótima varia na faixa de 30 a 35ºC. Monteiro (2003) também afirma que as bactérias presentes nesta fase do aterro são muito sensíveis à bruscas mudanças de temperatura, uma vez que não são capazes de regular sua própria temperatura.

Qian et al., (2002), relata que os resíduos a profundidades superiores a 15m não são afetados pelas temperaturas externas. Tarazona (2010) identificou em seus experimentos que o fluxo de emissões de CH_4 e CO_2 pela camada de cobertura do aterro é maior quando a temperatura do ar, ou seja, a temperatura externa ao aterro, aumenta, aumentando consequentemente a temperatura da superfície do solo e do interior da massa de resíduos, o que contribui para a expansão e deslocamento dos gases.

1.2.5 pH

A faixa de pH ótimo para a maioria das bactérias anaeróbias é 6,7 a 7,5 (MCBEAN et al., 1995), sendo que as bactérias metanogênicas são altamente sensíveis a variações no pH (MONTEIRO, 2003), o que torna esta uma importante propriedade no monitoramento de aterros. Com o intervalo ideal de pH, pode se obter uma alta taxa de crescimento de bactérias metanogênicas, aumentando a produção de CH_4. Fora dessa faixa, com um pH abaixo de 6 ou acima de 8, a

produção de metano fica bastante limitada. A maioria dos aterros possui a tendência de ter pH levemente ácido.

A produção de metano em aterros é máxima quando o pH está situado em uma faixa de 7,0 a 7,2, sendo que quando exposta a valores de pH inferiores a 6,0 ou superiores a 7,6, a atividade microbiana pode ser suprimida (LIMA, 2005 *apud* SATO, 2009).

De acordo com Borba (2006), em primeira instância, os aterros sanitários apresentam pH ácido, que vai aumentando e se aproximando da neutralidade a partir do começo da fase metanogênica.

1.2.6 Idade do Resíduo

De acordo com Brito Filho (2005), duas variáveis dependentes do tempo estão relacionadas à geração de metano em um aterro, o tempo de atraso e tempo de conversão. O tempo de atraso (retardo) pode ser definido como o período a partir da disposição dos resíduos até o início da geração do metano caracterizado pelo início da fase III. O tempo de conversão é o período que dura da disposição dos resíduos até o final da geração do metano, caracterizado pelo fim da fase V.

Num aterro os resíduos vão sendo depositados ao longo do tempo e os processos de decomposição os afetam de forma diferente, conforme a fase em que se encontram. Resíduos novos possuem maior potencial de geração de metano do que resíduos antigos que, em condições de umidade adequada, já passaram pelos processos de biodegradação.

1.3 **Métodos construtivos que influenciam na geração de biogás**

Assim como os fatores citados acima, os métodos empregados na construção e operação do aterro possuem importante papel no processo de degradação dos

resíduos depositados, influenciando assim no potencial de geração de gases e aproveitamento energético.

Frente as possíveis utilizações do biogás, os aterros de resíduos sólidos tem sido construídos com o objetivo de otimizar a geração de metano e controlar a produção de chorume. Para isso os projetos utilizam alguns elementos básicos, descritos nos subitens abaixo.

1.3.1 Sistema de revestimento de fundo

Em aterros sanitários, os resíduos são depositados em terrenos escolhidos de forma estratégica, onde são necessárias análises da geotecnia do local. Geralmente, uma geomembrana ou *liner* de argila de baixa permeabilidade ($k \leq 1 \times 10^{-7}$ cm.s^{-1}) é instalado, a altura do *liner* varia de acordo com as especificações de cada aterro (GUEDES, 2007).

O *liner* pode ser constituído de solo do próprio local ou, quando viável, obtido em jazidas próximas, em seguida é compactado e coberto por uma geomembrana, impermeabilizando o solo natural do aterro sanitário. Acima da geomembrana também é adicionada outra camada em argila, com altura aproximada de 50 cm, variando de acordo com as análises de permeabilidade, granulometria, compactação e umidade do solo (GUEDES, 2007). Estas camadas têm a finalidade de proteger a manta contra ações mecânicas, como o movimento natural da massa de resíduos do aterro e o transporte de maquinaria pesada durante a instalação dos sistemas, assim como servir de barreira para os fluxos advectivos (hidráulicos) e difusivos (de concentrações) de contaminantes para o solo e água e impedir o fluxo irregular dos gases no interior do aterro.

A impermeabilização pode ser complementada através da utilização de camadas de solo compactado, geossintéticos (geomembrana, ou geocomposto argiloso para barreira impermeável), ou uma combinação destas. A camada drenante tem por objetivo coletar o lixiviado e reduzir a carga hidráulica sobre a impermeabilização. Esta consiste em uma camada de material granular de alta

permeabilidade (comumente brita), protegida por uma camada de separação e filtração (areia ou geotêxtil), dentro desta camada é colocada uma tubulação perfurada resistente ao ataque químico do lixiviado (por exemplo, tubulação de polietileno de alta densidade, PEAD), esta tubulação conduz o lixiviado a uma trincheira ou reservatório para seu posterior bombeamento e tratamento (TARAZONA, 2010).

O revestimento utilizado para a impermeabilização de fundo tem a função de impedir que o chorume se infiltre no solo, contaminando o lençol freático, e que o biogás migre por fendas do terreno podendo acumular-se, já que seu peso específico é menor que o do ar, sob edifícios ou outros lugares fechados próximos ou dentro do aterro (BORBA, 2006).

1.3.2 Sistema de drenagem dos lixiviados

Além da instalação da camada de impermeabilização do solo, no fundo do aterro também se faz necessária a instalação de um sistema para drenagem dos efluentes gerados pela percolação da água pluvial. Neste sistema, geralmente, são utilizados dutos perfurados cobertos por grandes pedaços de brita que são postos em valas escavadas no fundo do aterro e protegidas pela camada de revestimento. Estes dutos podem estar organizados em diferentes formas, dependendo do método construtivo empregado no aterro sanitário, contudo, a estrutura de drenagem mais empregada é organizada em forma de espinha de peixe e com caimento de nível, canalizando todo o chorume gerado para um único fluxo que escoa para a estação de tratamento de efluentes (GUEDES, 2007). Segundo a NBR 13.896 (1997), o sistema deve ser dimensionado de forma a evitar uma lâmina de líquido percolado superior a 30 cm sobre a impermeabilização de fundo, deve ser construído de material suficientemente resistente aos líquidos e sólidos presentes no interior do aterro, assim como às pressões externas oriundas da operação do aterro.

A drenagem do chorume é de suma importância uma vez que, se a massa de resíduos possui excesso ou nenhuma umidade, o processo de degradação

anaeróbia torna-se ineficaz, reduzindo a geração de biogás. Como já foi exposto, a produção de biogás depende da umidade do lixo.

1.3.3 Sistema de coleta de gases

O sistema de drenagem de gases possibilita a captação e recuperação energética do biogás gerado no aterro. O correto posicionamento entre os poços aliados à um eficiente sistema de extração dos gases, com equipamentos capazes de soprar e direcionar os gases até as unidades de pré-tratamento, propiciam um melhor aproveitamento da capacidade de geração de gases assim como uma melhor manutenção da estrutura do aterro, evitando a migração de gases através dos meios porosos que compõe o subsolo e que podem acumular-se em redes de esgoto, fossas, poços e sob edificações (FARIA, 2002).

É possível classificar os sistemas de extração em dois tipos básicos; passivo e ativo. O sistema passivo possui a finalidade de drenar os gases para a atmosfera evitando a emissão descontrolada pela superfície, além de impedir que haja migração dos gases para as áreas vizinhas ao aterro através do solo, evitando potencial risco de explosão. O sistema ativo inclui exaustores e compressores e é geralmente utilizado em projetos de aproveitamento energético do biogás.

O processo de geração de metano origina uma pressão de gases dentro da massa do aterro e o sistema de drenagem do biogás é o responsável por aliviar essas pressões a partir do direcionamento destes gases para o exterior do aterro. Para esta drenagem, utilizam-se tubos ou manilhas de concreto com furos em toda a extensão, posicionados no sentido vertical, iniciando sempre sobre os drenos de chorume e conduzindo o biogás para o *flare* (dispositivo simples para ignição e queima do biogás, no caso de aterros que não utilizam de mecanismos para o aproveitamento energético do biogás como combustível) (GUEDES, 2007).

Em aterros que extraem o biogás para utilização como combustível, a coleta de gás normalmente começa após uma célula do aterro ser fechada. Normalmente são utilizadas duas configurações de sistemas de coleta, os poços verticais ou as

trincheiras horizontais, sendo que os poços verticais são o tipo mais usado para este fim.

As extremidades da tubulação interna são conectadas a uma rede que transporta o gás para um coletor principal. Preferencialmente, o sistema de coleta deve ser planejado para que o operador possa monitorar e ajustar o fluxo de gás alternadamente, através da sucção por meio de pressão nos tubos de transmissão, quando necessário (MUYLAERT et al., 2000).

Em grandes aterros a instalação dos sistemas de coleta e tratamento do biogás em etapas é uma prática comum, sendo a abrangência do sistema aumentada conforme aumenta a produção de metano, reduzindo os custos iniciais onde ainda pode haver ausência de quantidade significativa de metano na área do aterro.

É comum em aterros de resíduos sólidos urbanos ocorrerem perdas de biogás, fenômeno conhecido como emissão fugitiva, através da camada de solo na cobertura. A ausência ou ineficiência de sistemas de extração de gases podem ocasionar uma pressão positiva no interior do aterro, com o consequente vazamento de biogás por processos de difusão e advecção através do solo usado como camada de cobertura final do aterro (GUEDES, 2007).

1.3.4 Sistema de cobertura final

A camada de cobertura utilizada no topo de aterros sanitários possui diversas atribuições, como: o controle da erosão oriunda da ação das águas pluviais e ventos; proteção contra ciclos de congelamento e degelo; rápida remoção de infiltração; manutenção da estabilidade do aterro; interrupção do fluxo de água para o interior da massa de resíduos; controle e direcionamento do fluxo de gases; propiciar a inclinação necessária do talude e promover suporte para vegetação.

A implantação de um adequado sistema de cobertura dos resíduos impede o ingresso de água proveniente do escoamento superficial, evitando a saturação da

massa de resíduos e diminuindo a produção de chorume, além disso, esta dificulta a entrada de oxigênio provocando a redução da fase aeróbia e acelerando o começo dos processos anaeróbios, onde é gerado o metano.

De acordo com a norma da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2003) sobre a Regulação da Conservação e Recuperação de Recursos Naturais (Resource Conservation and Recovery Act – RCRA) as exigências mínimas para um adequado sistema de cobertura final em aterros de RSU dependem do sistema de impermeabilização de fundo do aterro ou do solo natural existente, caso não haja um sistema impermeabilizante de base.

Segundo Rose (2009), é possível dizer que existem dois tipos de sistemas de cobertura final, os sistemas convencionais, que são constituídos de camadas de solo argiloso ou de camadas intercaladas de solo e geossintéticos, e os sistemas alternativos, onde são empregados outros materiais que não o solo para a constituição de algumas das camadas do sistema de cobertura. A escolha dos sistemas geralmente está atrelada à redução de custos do projeto.

É recomendado que os sistemas de cobertura possuam na composição de suas camadas diferentes elementos como solo, brita, areia, georedes, geodrenos, geocompostos, argila compactada, geomembranas, geossintéticos e geofiltros, dependendo dos objetivos de cada camada do sistema (GILL et al., 1999).

A implantação do sistema de coleta de biogás é importante para minimizar as emissões fugitivas do aterro, uma vez que os gases estarão constantemente sob pressão negativa e, assim, facilitando o direcionamento destes para os devidos dutos de coleta, contudo, na prática, não é todo o biogás gerado que pode ser coletado e, frente a isso, outras tecnologias de controle dos gases têm sido exploradas, como as camadas de cobertura oxidativas (ROSE, 2009).

O uso de barreiras biológicas reativas apresentam diversas vantagens como: complementar a eficiência do sistema de coleta do biogás do aterro; diminuir o vazamento fugitivo de emissões de metano através da oxidação biológica do gás; e também servir como uma alternativa de remediação de pequenos aterros, lixões e antigos aterros inoperantes, visto que o custo de implementação é baixo.

1.3.5 Operação do aterro

Quanto mais compactados estiverem os resíduos depositados no interior do aterro, menor será presença de oxigênio na massa, o que, sob esse aspecto, diminuirá o processo aeróbio, tendo como consequência uma possível antecipação na produção de metano. Por outro lado a maior compactação diminui a superfície de exposição e dificulta a passagem dos líquidos, necessários para o processo de degradação, e dos gases a serem extraídos (SATO, 2009).

Em alguns aterros utiliza-se da prática de recirculação de chorume para aumentar a umidade dos resíduos em períodos mais secos, o que contribui para a eficiência dos processos de degradação. Esta prática também diminui as elevadas concentrações de DBO e DQO, causadas pelos ácidos orgânicos na decomposição dos resíduos no interior do aterro, proporcionando o rápido desenvolvimento de uma população de bactérias anaeróbias ativas produtoras de metano (IPT,2000).

1.4 **Modelos para estimar a geração de metano**

A modelagem das emissões de metano de um aterro sanitário é fundamental para identificar o potencial de geração de biogás do aterro, as necessidades de infraestrutura para correta gestão destes gases, impedindo sua emissão para a atmosfera, e para prever a capacidade de obtenção de energia e/ou créditos de carbono do empreendimento.

Os modelos servem como ferramentas para o planejamento e previsão de situações reais, retratando um determinado processo a partir de uma representação teórica produzida com base em equações matemáticas. Além disso, também servem para atentar aos seus usuários (FIRMO, 2008).

Diversos autores utilizam modelos baseados em equações cinéticas de primeira ordem para estimar o potencial de geração de gás metano em aterros sanitários (AMINI, 2012; CHO et al., 2012; FRIEDRICH;TROIS, 2011; MERAZ, 2004; OONK, 2010; THEMELIS;ULLOA, 2007; THOMPSON et al., 2009).

Vários modelos não são amplamente conhecidos ou comumente utilizados embora tenham sido descritos e testados por diversos autores (KAMALAN et al., 2011; KUMAR et al., 2004; OONK, 2010; THOMPSON et al., 2009).

A estimativa prévia do potencial de geração de metano de aterros sanitários é realizada no mundo inteiro utilizando metodologias criadas por entidades conceituadas, contudo, frente à singularidade de cada empreendimento, algumas vezes a projeção mostra-se superestimada ou subestimada.

No presente trabalho, serão apresentados e descritos apenas os modelos Scholl Canyon, USEPA e IPCC 1996 devido à disponibilidade de informações a serem usadas nos parâmetros e também ao fato destes modelos serem os mais amplamente utilizados para estimativa de geração de gases para exploração comercial em aterros sanitários.

Para aterros sanitários que estão em fase de planejamento, é possível estimar a geração futura de metano com base em dados históricos da região do empreendimento, como o volume diário de resíduos gerados pelos habitantes, a composição gravimétrica destes e as condições climáticas durante os anos anteriores. Com estas informações e assumindo uma postura conservadora sobre o potencial de recuperação de gases em um aterro sanitário, onde cerca de 60% é passível de ser extraído com segurança, o projetista do empreendimento será capaz de estimar as necessidades de infraestrutura para a coleta e aproveitamento energético do biogás.

Quando ocorre a espera do encerramento de um aterro para então avaliar o potencial de aproveitamento energético com base nas gerações reais de metano, o processo de degradação e geração de biogás pode estar demasiadamente avançado e em fase de decaimento, diminuindo a capacidade de aproveitamento ao

longo do tempo e aumentando o risco de comprometer os investimentos no empreendimento.

A modelagem da geração de biogás no interior do aterro trata-se de uma estimativa onde os parâmetros de entrada utilizados são, comumente, oriundos de amplas presunções sobre as características físico-químicas dos resíduos ou do local do aterro. Dessa forma, recomenda-se o uso de modelos matemáticos simples, que utilizem poucos parâmetros sobre as condições específicas do local e que possam ser mais razoavelmente obtidos (BANCO MUNDIAL, 2004). Firmo (2008), contesta o uso de modelos simplificados, uma vez que, na maioria das vezes, foram desenvolvidos através de ajustes de dados de captação de biogás em aterros específicos com instalações características, diminuindo a confiabilidade dos modelos quando utilizados em outras situações.

Modelos matemáticos para avaliar o potencial de geração de biogás através da degradação anaeróbia de resíduos depositados no interior de aterros sanitários vêm sendo desenvolvidos desde a década de setenta (EL-FADEL et al., 1997).

Neste capítulo são descritos os modelos matemáticos para estimar o potencial de geração de metano propostos pelo Painel Intergovernamental sobre as Mudanças Climáticas (IPCC), Banco Mundial e Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA).

Todos os modelos utilizados neste estudo são equações cinéticas de primeira ordem, que apresentam seus resultados em metros cúbicos de metano e assumem que o biogás de aterro é composto em 50% de metano e 50% de dióxido de carbono. Como parâmetros de entrada nas equações, são consideradas as seguintes variáveis:

- Quantidade de resíduos depositada no ano de cálculo
- Tempo de atividade do aterro e/ou após o encerramento
- Constante de geração de metano (***k***)
- Potencial de geração de metano (***L_0***)

O potencial de geração de metano, L_0, varia de acordo com a natureza dos resíduos depositados no aterro, quanto maior a fração de compostos orgânicos, maior será o L_0. O valor deste parâmetro possui limites entre 5 e mais de 300 m³ de CH_4 / t de resíduo, variando de acordo com a metodologia utilizada.

A constante de geração de metano, ***k***, é influenciada pelos fatores externos e internos, como pluviometria média, temperatura, disponibilidade de nutrientes, pH e umidade do resíduo. A umidade é um fator muito importante para a constante ***k***, pois o os nutrientes e bactérias são transportados em meio aquoso. Este fator é influenciado pela infiltração das chuvas, eficiência da camada de cobertura do aterro, umidade inicial dos resíduos, eficiência do sistema de coleta de lixiviado e profundidade do resíduo no interior do aterro (TARAZONA, 2010).

Valores mais altos para ***k*** (***k*** = 0,2, ou uma meia vida de aproximadamente 3 anos) indicam melhores condições de degradação e estão associados a altos teores de umidade. As taxas de degradação mais lentas (***k*** = 0,03, ou uma meia vida de aproximadamente 23 anos) estão relacionadas a aterros de resíduos secos e resíduos de degradação lenta, como materiais constituídos de lignina e celulose (BORBA, 2006).

O conceito de meia vida utilizado pelo parâmetro ***k*** nos modelos indica que, em um determinado período de tempo, os resíduos já terão sido 50% degradados, produzindo metade do potencial de geração de gases de uma determinada quantidade de resíduos.

Quase todos os modelos disponíveis e utilizados mundialmente que preveem a geração de biogás em aterros sanitários são baseados em modelos de decaimento de primeira ordem (KAMALAN et al., 2011). Estes modelos consideram subjetivamente a qualidade do resíduo (através de fatores como a umidade dos dejetos, o conteúdo orgânico e a idade dos resíduos), a quantidade de material depositado e as condições ambientais do aterro (através de fatores como o clima, temperatura e precipitação anual).

1.4.1 Modelo da USEPA

A metodologia proposta pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA) para estimar a geração de gases em aterros sanitários trata-se de um modelo cinético de primeira ordem e foi desenvolvido pelo Centro de Controle de Tecnologia (Control Technology Center – CTC) da agência (USEPA, 2008). Ele foi originalmente formulado para estimar a geração de metano em aterros sanitários, no lugar de estimar as emissões de biogás, uma vez que parte do metano em sua migração para a atmosfera é capturado e degradado nas camadas superiores do aterro. Contudo, devido à dificuldade de avaliar as emissões, adotando-se uma premissa conservadora, é considerado que todo o CH_4 gerado que não é capturado é emitido para a atmosfera através de fissuras na área do aterro.

Este modelo está presente na legislação federal dos Estados Unidos sobre diretrizes e regras finais para aterros sanitários ativos ou encerrados. De acordo com o Instituto Brasileiro de Administração Municipal – IBAM (2007), esta metodologia é bastante utilizada em empreendimentos no mundo inteiro e também foi utilizada no estudo sobre o potencial de geração de energia nos municípios brasileiros realizado pelo Ministério do Meio Ambiente.

O modelo cinético de primeira ordem da USEPA proposto para estimar a geração de metano em aterros sanitários consiste na seguinte equação:

$$Q_{CH4} = L_0 \times R \times (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (1)$$

Onde:

$\boldsymbol{Q_{CH4}}$ **=** Quantidade de metano produzida no ano ***t***, em m^3 / ano;

$\boldsymbol{L_0}$ **=** Potencial de geração de metano, em m^3 de CH_4 por tonelada de resíduo;

***R* =** Quantidade de resíduo depositada, em toneladas / ano ;

***e* =** Logaritmo neperiano, sem unidade de medida;

***k* =** Constante de geração de metano, ano^{-1};

c* =** Tempo desde o encerramento do aterro ou célula, sendo ***c = 0 em caso de aterros ativos, em anos;

***t* =** Tempo desde o início da deposição de resíduos no aterro ou célula, em anos;

Este modelo utiliza valores estimados de L_0 e ***k***. O potencial de geração de metano do resíduo (L_0) é dependente do conteúdo orgânico presente no resíduo, e pode variar desde 6,2 até 270 m³ de CH_4 por tonelada de resíduo Já o valor da constante de geração de metano (***k***) é dependente da umidade, pH, temperatura e outros fatores ambientais, assim como as condições operacionais do aterro (USEPA, 1991 *apud* USEPA,2008).

A metodologia sugere valores padrões para a variável ***k*** dependendo da pluviometria média da região do aterro, sendo 0,02 para localidades com pluviometria anual inferior a 635 mm/ano e 0,04 para regiões com pluviometria anual superior a 635 mm/ano. Estes valores indicam que os resíduos dentro do aterro teriam uma meia vida de aproximadamente 34 anos em regiões com pluviometria anual inferior a 635 mm/ano e, para regiões com pluviometria superior a 635 mm/ano, uma meia vida de cerca de 17 anos.

O valor padrão recomendado para L_0 é de 100 m³ por tonelada de resíduo. Este valor é sugerido por ter proporcionado as emissões teóricas, isto é, calculadas através do modelo, mais próximas da realidade, quando comparadas com dados empíricos de medições de metano em 40 diferentes aterros sanitários (USEPA, 2008).

1.4.2 Modelo IPCC 1996

O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 1996) possui duas equações para estimar as emissões de metano provenientes de aterros sanitários. Uma é a metodologia simplificada, que assume que todo o metano que pode ser gerado pelos resíduos depositados é produzido no mesmo ano de disposição dos resíduos. A outra equação é o modelo cinético de primeira ordem, que assume que o metano é gerado e emitido ao longo do tempo, refletindo melhor as verdadeiras condições do processo de degradação anaeróbica bacteriana.

Segundo Kumar et al. (2004), este modelo apresenta como resultado um perfil de emissões dependente do tempo, refletindo o verdadeiro padrão do processo de degradação anaeróbia em um determinado período de tempo.

Neste trabalho, para fim de comparação, será utilizado apenas o modelo cinético de primeira ordem apresentado na Equação 1.

$$Q_{T,x} = k \times R_x \times L_0 \times e^{-k\,(T-x)} \qquad (2)$$

Onde:

$Q_{T,x}$ = Metano gerado no ano T pelo resíduo R_x, m³/ano;

T = Ano de cálculo;

x = Ano de deposição do resíduo;

e = Logaritmo neperiano, sem unidade de medida;

k = Constante de geração de metano, 1/ano;

R_x = Quantidade de resíduo depositado no ano x (t);

L_0 = Potencial de geração de metano, m³ CH_4/t de resíduo.

O potencial de geração de metano, L_0 depende dos materiais que compõe o resíduo depositado. Os valores de L_0 podem variar bastante e são difíceis de serem estimados precisamente para um aterro específico. O valor pode variar de menos de 100 até mais de 200 m^3 de CH_4 por tonelada de resíduo.

Esta equação pode e deve ser utilizada quando existem informações precisas sobre as quantidades anuais de resíduos depositados no aterro em estudo. Dessa forma, é possível estimar quanto metano uma dada quantidade de resíduo é capaz de gerar ao longo dos anos.

A constante de geração de metano ***k*** é baseada nas condições ambientais da região onde o aterro está localizado. Altos valores de ***k*** estão associados com maiores níveis de umidade dentro do aterro. Este parâmetro pode variar de valores menores que 0.005 por ano até 0.4 por ano, representando uma meia vida dos resíduos de 138 anos até um pouco mais de 1 ano, respectivamente.

Apesar dos valores a serem utilizados nos parâmetros L_0 e ***k*** dependerem do tipo de resíduo depositado no aterro e da média anual de precipitação da área, respectivamente, a metodologia também recomenda a utilização dos mesmos valores padrões utilizados no modelo USEPA.

O modelo do IPCC já possui uma nova versão (IPCC,2006) que não será utilizada neste trabalho devido à falta de informações detalhadas sobre o aterro que servem como insumo para as variáveis do modelo atualizado, como por exemplo a composição gravimétrica dos resíduos e a presença de compostos orgânicos em cada fração de materiais.

1.4.3 Modelo Scholl Canyon - Banco Mundial

Este é um modelo relativamente simples de entender e utilizar, sendo largamente aceito e usado pela indústria, agências reguladoras e instituições financeiras que apoiam projetos de exploração de biogás em aterros sanitários na América do Sul e Caribe.

Trata-se de um modelo cinético de primeira ordem, essencialmente empírico e é baseado na premissa que há uma fração constante de material biodegradável dentro da massa do aterro por unidade de tempo.

$$Q_{CH4i} = k \times L_0 \times m_i \times (e^{-kt}) \quad (3)$$

Onde:

Q_{CH4i} = Metano gerado no ano ***i***, m³/ano;

k = Constante de geração de metano, 1/ano;

e = Logaritmo neperiano, sem unidade de medida;

L_0 **=** Potencial de geração de metano, m³ CH_4/t de resíduo;

m_i **=** Quantidade de resíduo depositada no ano ***i***, t/ano;

t = Tempo desde o encerramento do aterro, ou célula, anos (***t*** = 0 para aterros ativos).

Este é um dos primeiros modelos que mais se possui informação e serviu como base para a elaboração de diversos modelos cinéticos de primeira ordem. As discussões sobre o modelo Scholl Canyon, que possui este nome por ter sido elaborado com base em estudos realizados no aterro de mesmo nome localizado na cidade de Los Angeles, California, datam de 1982, no livro "*Methane Generation and Recovery from Landfills*" produzido pela Emcon Associates.

Os valores recomendados pelo Banco Mundial para o parâmetro ***k*** são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores sugeridos para a variável ***k*** de acordo com o Banco Mundial (2004).

Precipitação anual	*Tipos de resíduo e valores sugeridos para* ***k***

	Relativamente inerte	Moderadamente degradável	Altamente degradável
< 250 mm	0,01	0,02	0,03
> 250 e < 500 mm	0,01	0,03	0,05
> 500 e < 1000 mm	0,02	0,05	0,08
> 1000 mm	0,02	0,06	0,09

Segundo o Banco Mundial (2004), os valores de L_0 devem ser estimados com base no conteúdo de carbono do resíduo, na fração de carbono biodegradável e num fator de conversão estequiométrico, desta forma, condições abióticas e operacionais do aterro não influenciam na determinação deste parâmetro, somente a composição dos resíduos. Valores comuns neste parâmetro variam entre 125 e 310 m³ de CH_4 / tonelada de resíduo. Na ausência de informações detalhadas sobre a composição orgânica dos resíduos, é sugerida a utilização do valor padrão de 170 m³ de metano por tonelada de resíduo.

1.5 **Aproveitamento do biogás**

O aproveitamento do biogás gerado através da decomposição anaeróbia da matéria orgânica depositada em aterros sanitários se dá através da conversão da energia química presente em suas moléculas, através de um processo de combustão controlada, em energia mecânica. Esta energia mecânica é então utilizada para acionar um alternador, tornando possível a geração de energia elétrica (FIGUEIREDO, 2011).

Devido à alta constituição de metano no biogás, suas aplicações energéticas são diversas, sendo sempre lembrada a geração de energia elétrica através de motores de combustão interna, contudo, o gás de aterro possui diversas outras aplicações, destacando-se a produção de calor de processo, secagem de lodo em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), secagem de grãos em propriedades rurais, aquecimento de granjas, queima em caldeiras, iluminação a gás, tratamento de chorume (CETESB, 2009).

Outro fim aplicável ao meio rural é o uso para aquecimento de pequenas estufas que, acompanhado pela recuperação do dióxido de carbono resultante da queima do gás nos sistemas, pode ser diluído à frações que não afetem o desenvolvimento dos vegetais e utilizado para favorecer o crescimento das plantas (USEPA, 1998).

O tratamento de chorume com a utilização de biogás de aterro se dá através da queima do metano e uso do calor gerado para a evaporação do lixivado em sistema adequado, coletando o vapor produzido que ainda pode ser usado como gás combustível quando misturado com o biogás não utilizado (USEPA, 1998).

Em países em desenvolvimento, a implantação de aterros sanitários segue como uma tendência frente às barreiras tecnológicas e financeiras de outras formas de gerenciamento de resíduos sólidos, como a incineração, logística reversa, coleta seletiva e reciclagem dos materiais. Sob este ponto de vista, aterros sanitários surgem como uma oportunidade de lidar com a problemática do lixo nos ambientes urbanos e com a crescente demanda pelo fornecimento de energia elétrica.

Segundo o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2010), no Brasil, diversos fatores apontam para um aumento na disposição de resíduos orgânicos em aterro sanitários, o que aumentará também a viabilidade de geração de energia nestes empreendimentos, são estes:

- Em países desenvolvidos, o volume de resíduos gerados diariamente é de cerca de 1,2 quilos por habitante. O brasileiro produz cerca de 800 gramas de resíduo por dia, número que continua aumentando frente ao desenvolvimento do país;
- Em 2010, quase mil municípios brasileiros já haviam implementado programas de coleta seletiva de resíduos (IBGE, 2010). Conforme os resíduos sólidos urbanos forem triados para a retirada de materiais inertes e recicláveis, o aporte de resíduos em aterros sanitários será principalmente de origem orgânica, aumentando o volume de matéria prima para a geração de biogás no interior de aterros.
- A sanção da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) reforça e impulsiona a substituição dos lixões a céu aberto e aterros controlados

existentes por aterros sanitários. Estes, por possuírem obrigatoriamente sistemas de drenagem, captação e queima do biogás, são mais aptos a instalação de sistemas de geração de energia elétrica.

- O processo de geração de energia elétrica em aterros através da combustão do biogás, assim como qualquer outro processo de combustão, tem como subproduto a geração de calor (energia térmica). Com o desenvolvimento tecnológico e a crescente demanda de operação em sistemas fechados de recursos naturais, onde há reaproveitamento dos recursos, é possível que em um futuro breve esta energia térmica produzida possa ser utilizada como fonte para geração de energia elétrica.
- Os recursos hídricos são a principal fonte de energia elétrica no Brasil. Em sua maioria, estas fontes encontram-se a significativas distâncias dos grandes centros consumidores, o que gera uma perda energética devido às extensas linhas de transmissão que atravessam o país. Em contrapartida, a geração de energia através do uso de biogás pode ser conduzida mais próxima dos centros urbanos, o que não só representa economias devido a proximidade da fonte de recursos para a geração da energia elétrica no aterro sanitário (resíduos), como também reduz consideravelmente os investimentos necessários na transmissão da energia, quando comparado a geração através de outras fontes.

Segundo Figueiredo (2011), a geração de energia elétrica a partir do biogás apresenta significativas vantagens, como a utilização de um combustível de origem renovável de baixo custo (resíduos urbanos), que emite menos poluentes para a atmosfera e possui menor impacto para o aquecimento global frente a outras tecnologias que utilizam combustíveis não renováveis. Além disso, a utilização de biogás de aterros possibilita a geração de energia próxima ao local de sua utilização, diminuindo custos e perdas na transmissão da eletricidade.

1.5.1 Tratamento do biogás para uso energético

Uma importante etapa na implantação de um sistema de aproveitamento de gás de aterro é o planejamento dos sistemas de extração e purificação prévia do biogás.

Os sistemas de purificação de gases de aterro são desenvolvidos para adequar as propriedades físico-químicas do biogás para que este possa ser injetado nos equipamentos de conversão estando dentro das especificações técnicas exigidas, diminuindo o risco de perda de eficiência do sistema de geração de energia.

O biogás produzido no aterro encontra-se em temperatura elevada, quando este é conduzido pelas tubulações, ele resfria e pode produzir um condensado que, caso não seja removido, pode obstruir o sistema de extração, impossibilitando a chegada do gás até os sistemas responsáveis pelo aproveitamento energético. As tubulações do sistema de extração de gases são dispostas com determinada inclinação para favorecer o escoamento do condensado para tanques onde, então, este é removido. Os métodos comuns de disposição final do condensado são: sistema de tratamento local, recirculação com o chorume no interior do aterro ou descarga no sistema público de esgoto. O método selecionado depende primariamente das normas e legislações vigentes, características do condensado e custo do tratamento (HENRIQUES, 2004).

Segundo Alves (2000), o biogás pode ser utilizado nas condições em que é gerado, contudo, dependendo da aplicação pode ser necessária a redução da concentração de H_2S, CO_2, redução da umidade ou mesmo a elevação da pressão. No caso de gasodutos é fundamental um extensivo tratamento para remoção de CO_2, para geração de energia devem ser utilizados filtros para retirada de impurezas, uma vez que estas podem danificar partes da turbina ou motor utilizado, reduzindo a eficiência do sistema (HENRIQUES, 2004).

De acordo com Tchobanoglous et al. (1994), a possibilidade de aproveitar o metano, contido no gás de aterro, poderá ser realizada mediante a separação do

CH_4 e o CO_2. A separação destes compostos pode ser realizada mediante absorção física, absorção química, ou separação por membrana. Nas absorções física e química, um composto é retido utilizando um solvente adequado. A separação mediante membrana implica o uso de uma membrana semipermeável para separar o CO_2 do CH_4. Existem membranas em forma de lâminas planas ou em fibras ocas que já são utilizadas, onde, com a intenção de aumentar a eficácia da separação dos compostos, as lâminas são retorcidas em forma de espiral sobre um meio suporte, enquanto as fibras ocas são feitas em juntas agrupadas.

Alves (2000) compilou algumas técnicas de purificação do biogás com base nos possíveis compostos passíveis de necessidade de remoção, como mostrado na tabela abaixo:

Tabela 4 – Técnicas de purificação do biogás de aterro.

Composto	Técnica	Detalhe e/ou material utilizado
Água	Adsorção	Sílica gel Peneira molecular Alumina
	Absorção	Etileno glicol (temperatura -6,7 C) Selexol
	Refrigeração	Resfriamento a 2º C
Hidrocarbonetos	Adsorção	Carvão ativado
	Absorção	Óleo leve Etileno glicol e Selexol (temperatura: entre -6,7 º C e -33,9 ºC)
	Combinação	Refrigeração com etileno glicol e adsorção em carvão ativado

CO2 e H2S	Absorção	Solventes orgânicos Selexol Flúor Rectisol Soluções de sais alcalinos Potássio quente e potássio quente inibido (talvez tamponado) Alcanolaminas Mono, di-tri-etanol amina Diglicolamina Ucarsol-CR
	Adsorção	Peneiras moleculares Carvão ativado
	Separação por membranas	Membrana de fibra oca

Segundo o Banco Mundial (2004), a primeira forma de tratamento do gás de aterro é para remover algum conteúdo de vapor d'água, reduzir o teor de umidade, a quantidade de compostos gasosos e particulados, diminuindo também a natureza corrosiva do biogás de aterro. A adoção destas medidas promove significativas economias nos custos de manutenção dos equipamentos que utilizam do combustível.

1.5.2 Aplicações do biogás de aterro

Dependendo do objetivo do uso do gás de aterro sanitário, isto é, qual aplicação a que ele se destinará, o biogás bruto, diretamente coletado pode necessitar de algum nível de processamento e/ou enriquecimento do conteúdo de metano presente no combustível, aumentando o seu poder calorífico e aproveitamento energético.

De acordo o Banco Mundial (2004), o gás de aterro sanitário pode ser classificado em biogás de nível baixo, médio ou alto, dependendo das etapas de pré-tratamento/processamento dado ao combustível.

- Combustível de nível baixo – A utilização do biogás de aterro como um combustível de baixo nível geralmente exige um tratamento mínimo do gás, que contenha uma etapa de retirada de condensados, e de redução da umidade no fluxo de biogás;
- Combustível de nível médio – Para o refinamento deste combustível, são necessários sistemas mais eficientes de remoção de umidade, assim como sistemas de remoção de material particulado fino, mercaptanos, compostos de enxofre, silício e compostos orgânicos voláteis.
- Combustível de alto nível – Para a produção deste nível de biogás, um extenso sistema de pré-tratamento é necessário, separando do metano o dióxido de carbono e outros constituintes do biogás, assim como sistemas mais eficientes de remoção dos contaminantes já removidos no combustível de nível médio. Esse combustível também passa por um processo de compressão para desidratar o gás.

Cada uma dessas categorias requer um diferente nível de tratamento do biogás, proporcionando a ele outras aplicações que requerem um combustível mais refinado. Algumas aplicações são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Possíveis aplicações para o biogás extraído de aterro sanitário, baseado no nível de tratamento dado ao combustível.

Nível do combustível	***Possíveis aplicações***
Baixo	Aquecimento, caldeiras ligadas a turbinas a vapor e microturbinas
Médio	Aquecimento, motores a pistão a gás, turbinas a gás, sistemas de ciclo combinado (turbina a gás e turbina a vapor)
Alto	Abastecimento de gasoduto, produção de produtos químicos, células

	combustíveis, combustível veicular

O biogás de aterro sanitário é utilizado principalmente para geração de energia elétrica ou aquecimento através da combustão direta do gás, contudo, conforme observado na tabela acima, outras aplicações também são possíveis.

Tanto o metano como o dióxido de carbono presentes no biogás de aterro podem servir como insumo na produção de alguns produtos químicos como o metanol, fertilizantes e células de combustível. O metanol é passível de ser utilizado como combustível alternativo ou aditivo de combustível para equipamentos movidos a gasolina ou diesel, é utilizado também na indústria papeleira, como agente que dá a cor branca ao papel (BANCO MUNDIAL, 2004).

1.5.3 Uso de Biogás na Suécia

Na Suécia, o biogás é utilizado como combustível para diversos processos de aquecimento, sejam estes domésticos ou industriais, geração de energia elétrica e como combustível veicular. O biogás obtido de aterro é geralmente utilizado para aquecimento, quando não é, ele é coletado para ser queimado, prevenindo a emissão de metano para a atmosfera e também o risco de explosões (SWE, 2011).

A Agência Nacional de gás afirma que devido à diretriz da União Europeia que bane o aterramento de resíduos orgânicos (UNIÃO EUROPEIA, 1999), nenhum aterro sanitário está sendo construído para receber este tipo de material, contudo, aterros antigos que não foram contemplados pela legislação tem previsão de gerar biogás pelos próximos 50 anos (SBA, 2008). A quantidade anual de resíduos depositados em aterros caiu de 64 kg per capta em 2003 para 7 kg per capta em 2009, após a introdução da legislação que baniu a deposição de materiais orgânicos, em 2005 (EUROSTAT, 2012).

Em 2002, nos países nórdicos (Dinamarca, Finlândia, Islândia, Noruega e Suécia) cerca 730 GWh de energia era produzida anualmente a partir da combustão

do biogás gerado em aterros sanitários, sendo que 63% deste montante, isto é, mais de 450 GWh, era produzido apenas pela Suécia (BIRKELAND, 2004). O mesmo autor afirma que 85% dos aterros sanitários do país utilizam o biogás para geração de energia e 15% queimam o metano em flares.

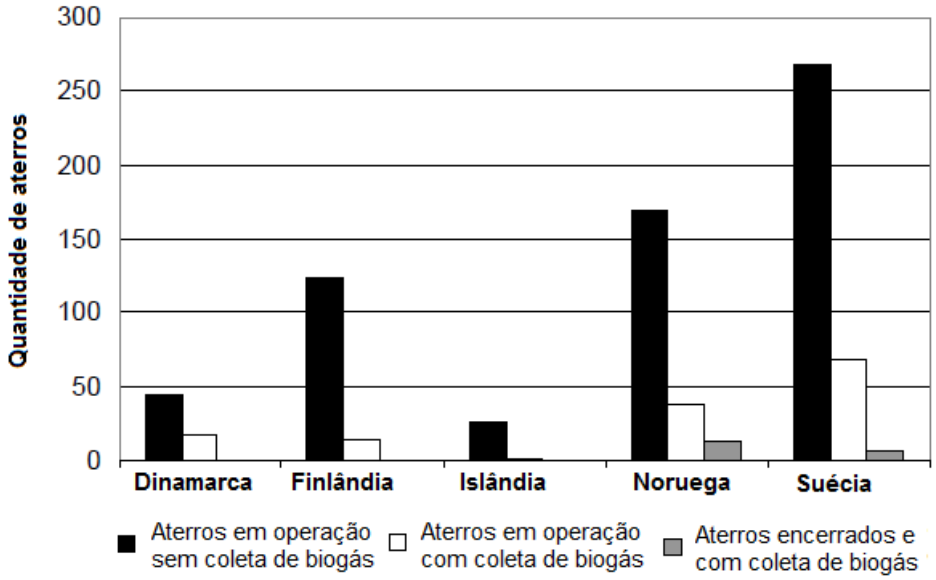

Figura 2 – Panorama dos aterros sanitários nos países nórdicos em 2002, adaptado de Birkeland (2004).

Frente à impossibilidade de receber resíduos orgânicos, fonte energética dos aterros sanitários, a taxa de produção anual de energia através da combustão do biogás de aterro na Suécia diminuiu de 450 GWh em 2002 para 335 GWh em 2011 (ENERGIGAS, 2011).

A diretriz imposta também impulsionou o país a buscar outras tecnologias para o tratamento dos seus resíduos orgânicos e, consequentemente, em novas formas de aproveitar estes materiais como fontes de energia. Em 2010, cerca de 1,4 TWh de biogás foi produzido, sendo 44% através de sistemas de tratamento de esgoto, 18% de sistemas de co-digestão anaeróbia de materiais líquidos e sólidos, 10% de instalações industriais e 27% de aterros sanitários (SWE, 2011). As principais aplicações deste volume de biogás produzido são apresentadas na figura abaixo.

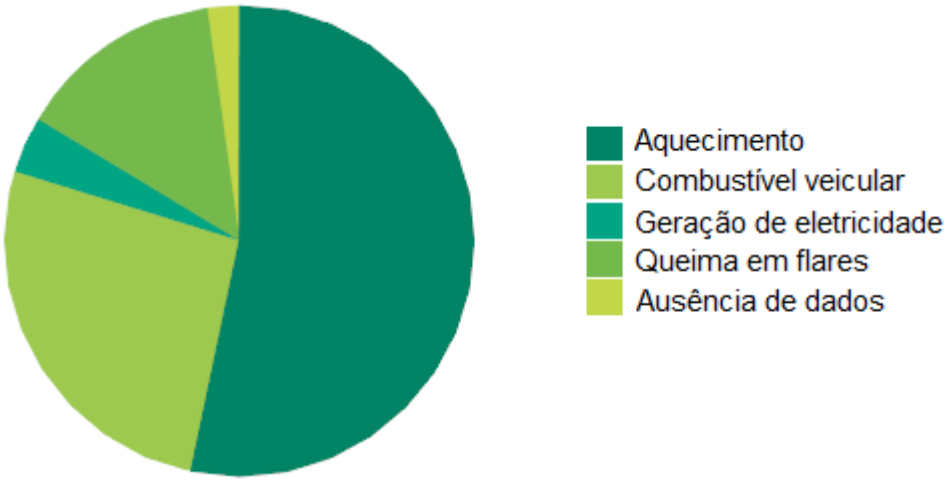

Figura 3 – Aplicações para o biogás na Suécia em 2008, adaptado da Swedish Energy Agency (2011).

Nos últimos anos, o uso de biogás como combustível veicular tem aumentado na Suécia, em algumas localidades, como na capital, Estocolmo, a demanda pelo combustível chega a ser maior que a oferta. O país vem investindo no desenvolvimento de novas tecnologias para a purificação e transporte do biogás, e a previsão é que o número de plantas para a extração deste recurso continue aumentando (SBA, 2008).

Além do uso do biogás proveniente dos aterros encerrados, outra tendência crescente em toda Europa, frente ao crescente aumento populacional e demanda por espaço físico habitável é a mineração de aterros. Krook et al. (2012), descreve a mineração de aterros como um processo de extração de minerais e outros recursos naturais sólidos presentes enterrados no solo. O autor também destaca que nos últimos 20 anos o assunto foi frequentemente discutido em fóruns, contudo, poucos estudos científicos foram de fato conduzidos sobre o tema, o que atrasa o desenvolvimento de melhores tecnologias para o aproveitamento desta “nova fonte de recursos”.

2 Metodologia

2.1 Descrição da área de estudo

Kalmar é uma cidade costeira e está localizada na região sudeste da Suécia, às margens do Mar Báltico. A cidade abrange uma área de aproximadamente 955 km² e possui em torno de 60 mil habitantes (CZEMIEL, 2000).

O aterro sanitário de Moskogen está localizado a cerca de 17 km a oeste da cidade de Kalmar, nas coordenadas UTM 571836.1/6284347.8 e possui aproximadamente 500km² (ZONUMS, 2012).

O aterro foi operado entre os anos de 1977 até 2008. A carga de resíduos recebida tinha origem em três comunidades vizinhas, que totalizavam uma população de cerca de 90.000 habitantes responsáveis, aproximadamente, pela produção de 40.000 toneladas de resíduos anualmente (THÖRNEBY et al., 2006).

O clima da região é sazonalmente afetado pelo Mar Báltico e possui uma precipitação média anual de 300 a 800 mm/ano (THÖRNEBY et al., 2006).

Nenhum dado sobre a precipitação média anual medida na área do aterro durante os 31 anos de operação foi disponibilizado pelos operadores de Moskogen. Contudo, Olsson et al. (2009) informa em seus estudos que a região possui uma precipitação média anual inferior a 500 mm/ano enquanto que Thörneby et al. (2006) afirma que a área do aterro teve uma precipitação média anual de 470 mm/ano nos últimos trinta anos.

O aterro está dividido em seis células que foram construídas ao longo dos anos de operação à medida que suas capacidades de recebimento de materiais chegavam ao volume máximo. A Figura 4 apresenta a fotografia aérea da área a disposição das seis células do aterro de Moskogen.

Figura 4 - Fotografia aérea do local e distribuição das células ao longo da área do aterro.

Na área do aterro estão distribuídos 32 poços de extração de biogás, 7 estações de monitoramento da vazão de biogás, assim como dutos subterrâneos com cerca de 30 a 40 metros de comprimento responsáveis pelo direcionamento do gás através das células do aterro até as estações de monitoramento.

Todo biogás coletado era direcionado para queimadores (flares) a fim de reduzir os odores e as emissões de gases perigosos à saúde ou ao meio ambiente e, posteriormente, para atender à legislação imposta pela União Europeia que prevê

o tratamento e utilização dos gases em aterros que recebam resíduos biodegradáveis (UNIÃO EUROPEIA, 1999).

Ao longo dos anos de operação do aterro de Moskogen, diferentes tipos e volumes de resíduos foram depositados, como descrito na Tabela 6.

Tabela 6 – Tipos e quantidades de resíduos depositados no aterro de Moskogen durante seus anos de operação.

Tipo de Material	Total depositado entre 1977 e 2008 (t)
Resíduos de construção e demolição	50.763
Resíduos não-especificado	319.095
Cinzas de incineração	32.905
Resíduos domésticos	696.585
Resíduos de ETEs	126.259
Resíduos especiais	17.699

O fluxo mais significativo de resíduo depositado no aterro foi o resíduo doméstico, com 696.585 toneladas de dejetos, representando 56% do total de resíduos depositados no período de 1977 a 2008.

Mesmo em países desenvolvidos como a Suécia, onde a fração de materiais orgânicos nos resíduos domésticos é menor do que a de países em desenvolvimento, os dejetos domiciliares possuem uma parte significativa de compostos biodegradáveis, como papéis, restos de alimentos, restos de podas de jardins, entre outros.

Como descrito anteriormente, materiais orgânicos formam a matéria prima para a biodegradação anaeróbia, o que torna este material fundamental para o processo de formação de biogás em aterros e indica que o aterro de Moskogen possuía potencial para a extração de gás metano.

A distribuição da quantidade de cada tipo de resíduo que foi depositado nas seis células do aterro de Moskogen está apresentada na Figura 5.

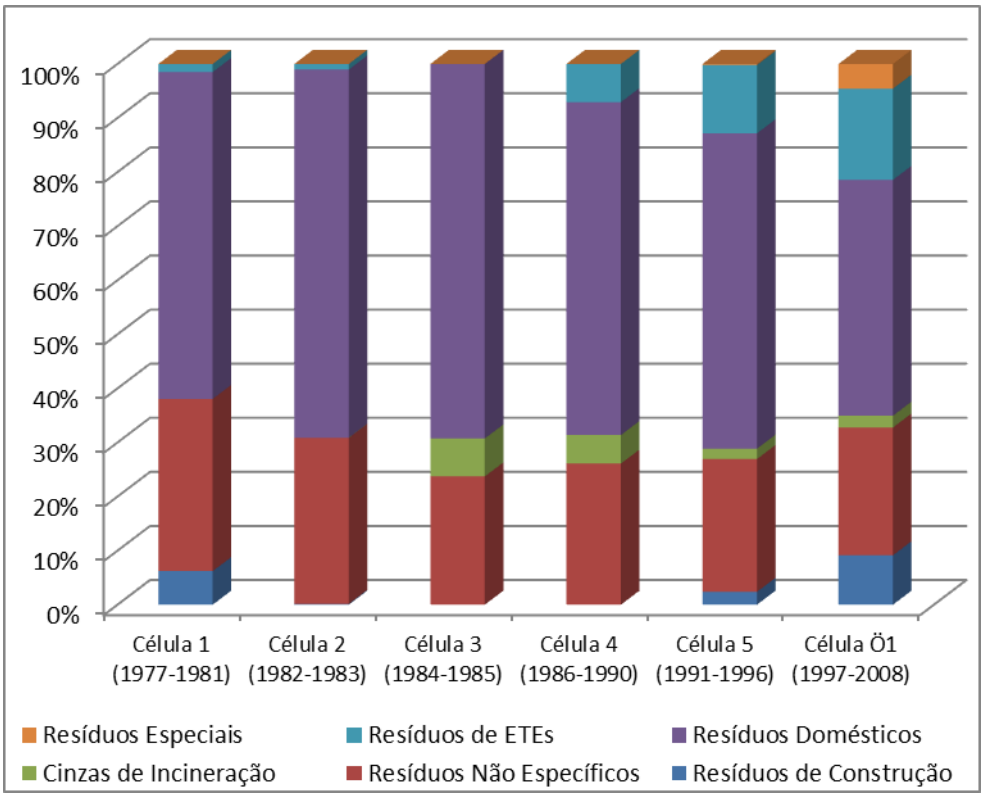

Figura 5 - Composição percentual dos resíduos depositados em cada célula do aterro ao longo do processo de operação do aterro Moskogen, segundo dados da empresa sueca operadora.

Resíduos de construção e demolição (RCD) e cinzas de incineração são materiais que a princípio carecem de constituintes orgânicos. Os poucos materiais orgânicos nos RCD são principalmente derivados de madeira, enquanto que nas cinzas de incineração estes compostos são praticamente ausentes, já que durante o processo de incineração, foram, em sua maioria, destruídos.

Os resíduos de construção e demolição e as cinzas de incineração não serão considerados ao longo do trabalho já que seus potenciais de geração de metano são quase nulos e sua contabilização interferiria significativamente na curva de geração de gases ao longo do tempo.

O total depositado em cada célula que foi contabilizado para a estimativa de geração de biogás no presente estudo encontra-se na Tabela 7 e, com maiores detalhes, no Anexo A.

Tabela 7 – Quantidade (em toneladas) de resíduos depositados em cada célula do aterro sanitário de Moskogen, excluindo resíduos de demolição e construção e cinzas de incineração.

Célula do Aterro	***Resíduos Não Especificados***	***Resíduos Domésticos***	***Resíduos de ETEs***	***Resíduos Especiais***	***Total depositado em cada célula***
Célula 1 (1977-1981)	43.222	82.096	2.042	-	127.360
Célula 2 (1982-1983)	22.234	49.311	770	-	72.315
Célula 3 (1984-1985)	18.462	53.915	-	-	72.377
Célula 4 (1986-1990)	62.404	147.216	16.927	-	226.547
Célula 5 (1991-1996)	85.039	202.075	43.822	721	330.936
Célula Ö1 (1997-2008)	87.734	161.972	62.698	16.978	312.404
Total	**319.095**	**696.585**	**126.259**	**17.699**	**1.141.939**

De acordo com Rousta et al. (2011), os restos de alimento compõe cerca de 45% dos resíduos domésticos em algumas cidades da Suécia. Entretanto, não estavam disponíveis detalhes sobre o percentual de compostos orgânicos nos outros tipos de resíduos depositados em Moskogen, e no intuito de trabalhar todos os dados da mesma forma, este percentual de orgânicos nos resíduos domésticos descrito na literatura não será considerado.

2.2 **Modelagem dos gases**

Os três modelos utilizados neste trabalho foram os apresentados no Capítulo 1.4. Eles foram selecionados dentre os diversos existentes devido à sua facilidade de aplicação mesmo na ausência de informações detalhadas sobre o aterro sanitário e por serem todos modelos cinéticos de primeira ordem que consideram as mesmas variáveis, aumentando assim a possibilidade de comparação dos resultados.

A ausência de informações precisas sobre os constituintes orgânicos de cada fração de resíduos foi um fator limitante para a definição dos parâmetros utilizados nos modelos. Todos os modelos analisados sugerem a adequação da variável L_0

(potencial de geração de metano) para a condição real do aterro frente ao volume de material orgânico nele depositado.

Na ausência de dados, a soma das quantidades totais de resíduos depositados, excluindo as cinzas de incineração e resíduos de construção e demolição, foi utilizada como valor de entrada nas equações, assumindo dessa forma que todos os resíduos depositados no aterro poderiam ter algum potencial para ser biologicamente degradado e assim gerar metano. Outro motivo para a adoção desta premissa é que no aterro não foram depositados apenas resíduos domiciliares, caso contrário, seria possível utilizar estimativas das frações de constituintes orgânicos nos resíduos do aterro com base nas estimativas do país ou da União Europeia.

Todas as metodologias sugerem modelos cinéticos de primeira ordem, onde são estimadas as emissões do resíduo depositado no mesmo ano de deposição e nos anos seguintes, considerando, assim, que os resíduos não se degradam completamente no ano em que são dispostos.

Tabela 8 – Comparação entre a estrutura das equações propostas pelos modelos USEPA, IPCC e Scholl Canyon.

Modelo	***Equação***
USEPA	$Q_{CH4} = L_0 \times R \times (e^{-kc} - e^{-kt})$
IPCC	$Q_{T,x} = k \times R_x \times L_0 \times e^{-k\,(T-x)}$
Scholl Canyon	$Q_{CH4i} = k \times L_0 \times m_i \times (e^{-kt})$

Nos três modelos analisados, o potencial de geração de metano dos resíduos pode variar significativamente, desde valor inferiores a 5 m³ de CH_4/t de resíduo até valores superiores à 300 m³ CH_4/t de resíduo, dependendo do tipo de material que está sendo depositado. Como já discutido anteriormente, não estavam disponíveis

informações precisas sobre os constituintes orgânicos em cada fração de resíduos depositados no aterro e isto levou à utilização dos valores recomendados por cada metodologia para as variáveis L_0.

A variável ***k*** representa a velocidade de decomposição dos resíduos e ela é influenciada por diversos fatores, sendo a umidade o mais relevante, por este motivo, a precipitação média anual da região foi o fator que determinou qual valor do parâmetro ***k*** seria utilizado no processo de modelagem. De acordo como Amini (2012), quando não existem informações precisas sobre as condições locais do aterro, o ideal é que os parâmetros sugeridos pela literatura sejam considerados para a modelagem dos gases.

A área onde está localizado o aterro sanitário de Moskogen possui uma precipitação média anual de 470 mm/ano e todos os modelos utilizados sugerem valores padrões de ***k*** para regiões com precipitação média anual inferior a 500 mm/ano.

Na Tabela 9 são apresentados os valores recomendados para L_0 e ***k*** em cada modelo, os quais foram considerados para a realização dos cálculos.

Tabela 9 – Valores recomendados para as principais variáveis dos modelos utilizados para estimar a geração de metano anual em aterros sanitários.

Variável	***USEPA***	***Scholl Canyon***	***IPCC***
k	0,02	0,03	0,02
L_0	100	170	100

Os modelos foram aplicados sob cada quantidade anual de resíduo depositada para estimar o potencial de geração de metano até o ano de 2100. Isso possibilitou a compilação de um grande número de informações capazes de avaliar as curvas produzidas por cada metodologia, considerando, também, que os resíduos após serem depositados podem levar anos para serem completamente degradados.

2.3 **Sensibilidade das variáveis**

Conforme já descrito, as variáveis ***k*** (constante de geração de metano) e L_0 (potencial de geração de metano) são as que mais influenciam nos modelos de geração de metano e, consequentemente, as que necessitam de maior confiabilidade das informações utilizadas para sua definição. Erros nas informações utilizadas para a definição destas variáveis irão comprometer a confiabilidade dos volumes de metano estimados para o aterro, o que pode acarretar no subdimensionamento ou superdimensionamento dos projetos de construção e aproveitamento de gás metano em aterros sanitários.

A utilização de parâmetros que não correspondem à realidade das condições físico-químicas do local ou do tipo de resíduo depositado no interior do aterro pode comprometer toda a projeção de geração de biogás. Este é um dos principais pontos de atenção destes modelos e serviu como motivação para a análise de como pequenas alterações destas variáveis podem interferir na modelagem dos gases.

Em seus estudos, Meraz (2004) comenta sobre a incerteza dos modelos de geração de metano tipicamente utilizados e analisa a sensibilidade das variáveis através de pequenas alterações nos valores dos parâmetros.

Para analisar a influência dos parâmetros nos resultados, a modelagem dos gases foi repetida utilizando as três equações e alterando os valores dos parâmetros ***k*** e L_0 em escalas de 25%, partindo de valores 50% inferior até 50% superior ao valor recomendado. Os valores utilizados para ***k*** e L_0 em cada modelo são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores dos parâmetros ***k*** e L_0 utilizados em cada modelo para a análise da sensibilidade das variáveis.

Variação dos Parâmetros	L_0			***k***		
	USEPA	***Scholl Canyon***	***IPCC***	***USEPA***	***Scholl Canyon***	***IPCC***
50%	50	85	50	0,01	0,015	0,01

75%	75	127,5	75	0,015	0,0225	0,015
Valor recomendado	**100**	**170**	**100**	**0,02**	**0,03**	**0,02**
125%	125	212,5	125	0,025	0,0375	0,025
150%	150	255	150	0,03	0,045	0,03

3 Resultados e Discussão

3.1 Potencial de geração de metano

O potencial de geração de metano para cada um dos três modelos foi avaliado a partir do ano de 1997 até o ano de 2100 como apresentado na Figura 6.

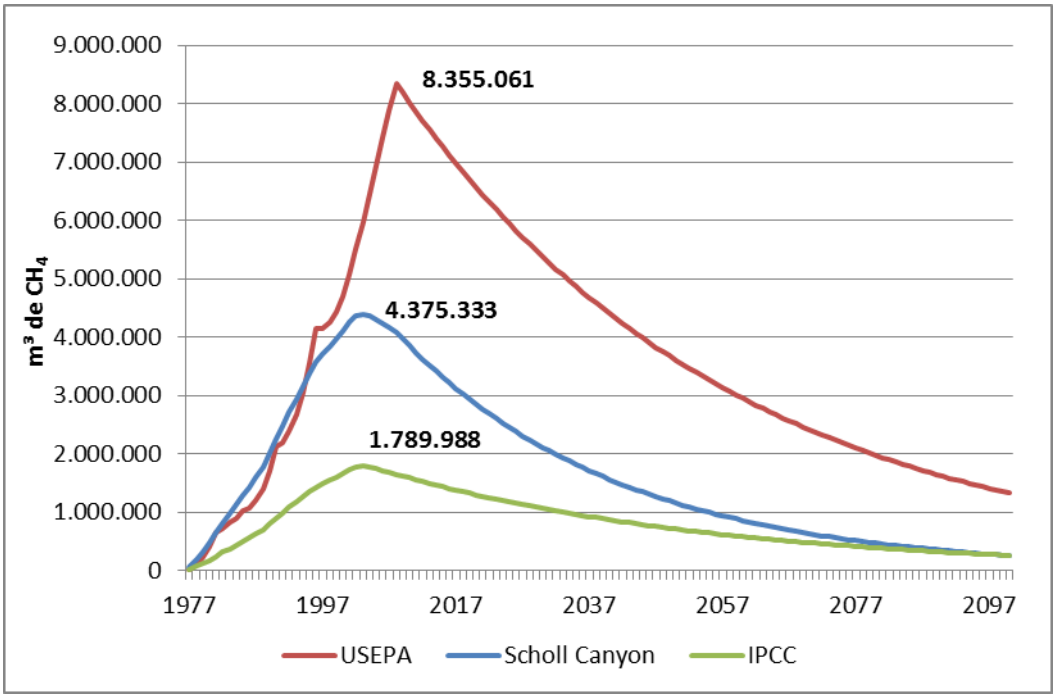

Figura 6 – Comparação da geração de metano do aterro de Moskogen de 1977 até 2100, de acordo com os modelos discutidos.

O modelo do IPCC foi o que estimou as menores taxas de geração de metano ao longo do tempo, sendo o seu pico de geração no ano de 2003. O modelo Scholl Canyon, sugerido pelo Banco Mundial, também apresentou pico de geração no ano de 2003, com um valor de geração de metano 146% superior ao valor obtido no modelo do IPCC. Já o modelo recomendado pela USEPA obteve sua maior taxa

anual de produção de metano no ano de 2008, com um pico de geração 90% superior ao modelo Scholl Canyon e 367% superior ao modelo IPCC.

O potencial total de geração de metano no aterro foi obtido através da soma dos resultados da modelagem dos gases desde 1977 até o ano de 2100. Mesmo tendo sido utilizadas as mesmas quantidades de resíduos para a condução dos cálculos, observa-se que ocorre uma considerável discrepância entre os resultados dos modelos. O volume total de emissões estimado através da metodologia do IPCC é 104% inferior ao volume estimado pelo modelo do Banco Mundial e 339% inferior que o volume obtido através do modelo sugerido pela USEPA; por sua vez, a estimativa de geração de gás pelo modelo do Banco Mundial é 115% inferior ao da USEPA. Na Tabela 11 são apresentados os resultados da soma das projeções de geração de metano, de acordo com os três modelos, no aterro.

Tabela 11 – Comparação dos volumes totais de emissões estimados durante o período de 1977 a 2100.

Modelo	***Estimativa de emissões de CH_4 de 1977 a 2100 em m^3***
USEPA	449.491.386
Scholl Canyon	209.001.296
IPCC	102.330.260

Apesar das estruturas dos modelos serem compostas pelas mesmas variáveis, estas atuam de diferentes formas em cada equação. Os resultados indicaram diferenças consideráveis na evolução das emissões. Isto ocorre, principalmente, devido às premissas de cada modelo sobre o potencial de geração de CH_4 dos resíduos depositados ao longo do tempo.

A metodologia sugerida pelo IPCC mostrou-se a mais conservadora, uma vez que o resultado de sua equação assume que as emissões de metano proveniente do resíduo depositado diminuem anualmente a partir do ano em que o material foi depositado, isto é, ano a ano a capacidade de emissão de metano de um dado

volume de materiais depositados diminui. Esta premissa é condizente com a realidade dos aterros sanitários em geral, afinal, a fonte para a geração de CH_4 são os resíduos que, uma vez degradados, geram a quantidade de metano respectiva à quantidade de carga orgânica remanescente no material e os materiais degradados não poderão mais servir como matéria prima para o processo biológico.

Ao contrário do modelo IPCC, a geração de metano obtida através da metodologia sugerida pela USEPA aumenta anualmente enquanto a célula na qual os resíduos estão sendo depositados estiver em operação, isto é, aberta. Com base neste modelo, a diminuição na geração anual de metano de um dado resíduo depositado só inicia após o encerramento da célula onde este foi aterrado. Em seus estudos, Borba (2006) e Tarazona (2010) também utilizaram o modelo USEPA que, da mesma maneira, somente apresentou redução nas taxas anuais de geração de metano após o encerramento da célula onde os resíduos haviam sido depositados. Dessa forma, pode-se dizer que diversos estudos sugerem que o modelo USEPA superestima as emissões reais dos aterros estudados.

A estimativa de geração de metano obtida com o modelo Scholl Canyon, recomendado pelo Banco Mundial, fornece um valor uniforme de geração anual de CH_4 para a quantidade de resíduo depositada, que se repete ano a ano enquanto a célula onde o material foi disposto estiver aberta.

Estas diferenças entre os modelos foram claramente observadas ao comparar os potenciais de emissão de metano de cada célula do aterro sanitário de Moskogen. Como a modelagem de todas as células utilizou os mesmo valores padrões, recomendados por cada metodologia, para $\boldsymbol{k}$ e $\boldsymbol{L_0}$, variando apenas o volume de entrada de resíduos e o tempo de operação de cada célula, foi possível identificar que o parâmetro “tempo de operação” interferiu de forma mais significativa, atuando de diferentes formas em cada equação.

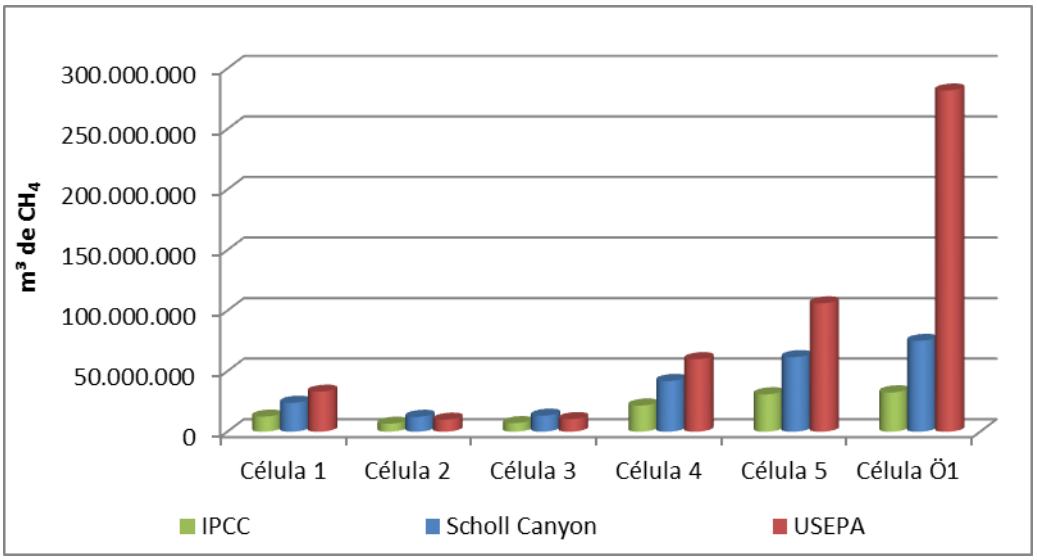

Figura 7 – Máximo potencial de geração de metano em cada célula, baseado nos 3 modelos.

A célula Ö1 foi operada durante os últimos 12 anos de funcionamento do aterro e o potencial de geração de metano estimado foi muito alto devido ao tempo de atividade da célula e as premissas adotadas pelos modelos. Enquanto a célula está em operação, o modelo USEPA assume que a quantidade de metano emitida aumenta ano a ano, enquanto que o modelo do Banco Mundial assume que esta se mantém estável e o modelo do IPCC assume que ela diminui anualmente. A célula Ö1 iniciou sua operação em 1997 e naquele ano foram depositadas 45.330 toneladas de resíduos, sendo que a disposição de resíduos nesta célula foi encerrada em 2008. Caso fosse considerado que, além do que foi depositado em 1997, nenhum outro resíduo tivesse sido disposto até o encerramento da célula, em 2008, as estimativas das emissões seguiriam o padrão apresentado na Figura 8.

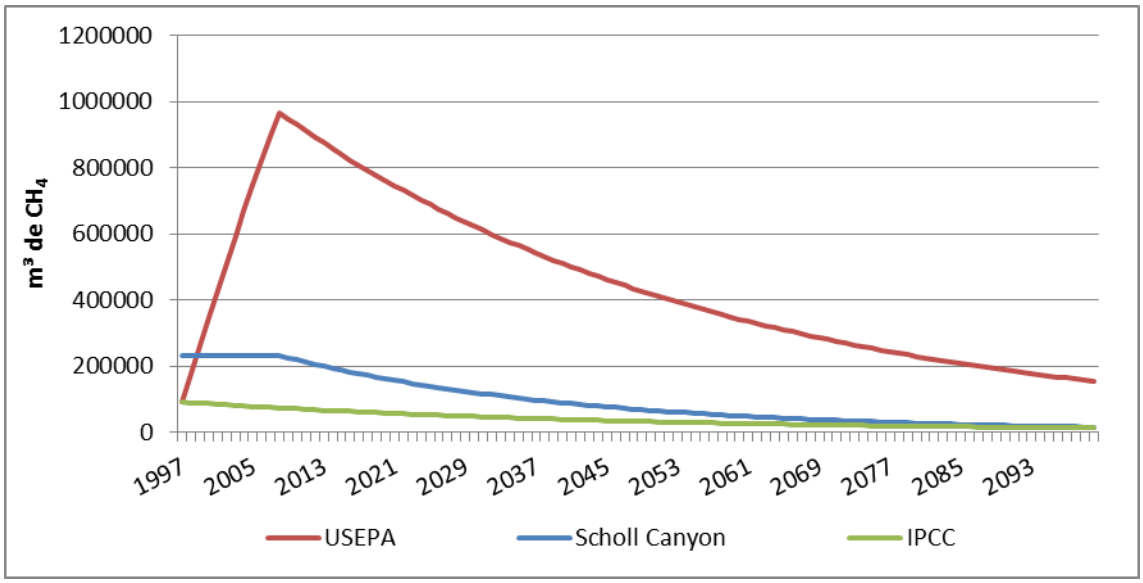

Figura 8 – Comparação da evolução das emissões de metano dos resíduos depositados em 1997, na célula Ö1, com base nos 3 modelos.

A influência da variável "tempo de operação da célula" também pode ser observada na vazão média (m³/h) de gases em cada célula. No caso do modelo USEPA, células que tiveram uma menor quantidade de resíduos depositados possuem um maior potencial de extração de gases por hora do que outras onde mais resíduos foram dispostos, como pode ser observado na comparação entre as quantidades de resíduos depositados na célula 5 e na célula Ö1 e na vazão média potencial de gás metano das respectivas células, apresentadas na Tabela 12 .

Tabela 12 – Vazão média de gases em cada célula do aterro com base nas estimativas obtidas com os modelos.

	Qtd. de resíduo depositada (t)	***Vazão média potencial em cada célula (m³/h)***		
		IPCC	**Scholl Canyon**	**USEPA**
Célula 1	127.360	2,20	4,21	5,73
Célula 2	72.315	3,19	5,93	4,77
Célula 3	72.377	3,23	6,02	4,81
Célula 4	226.547	4,15	8,04	11,22
Célula 5	330.936	5,23	10,43	18,19
Célula Ö1	312.404	2,58	5,96	22,48

As premissas relacionadas ao tempo adotadas pelos modelos resultam em um alto impacto em todas as estimativas. Novamente, comparando as célula Ö1 e 5, observa-se a incoerência entre a quantidade de resíduos depositados e o volume de gás que pode ser gerado. Na célula Ö1 foram depositados 5,93% menos resíduos que na célula 5, contudo, os modelos apresentam as seguintes estimativas:

- **USEPA –** célula Ö1 pode gerar 132% mais gás que a célula 5.
- **Scholl Canyon –** célula Ö1 pode gerar 7,32% mais gás que a célula 5.
- **IPCC –** célula Ö1 pode gerar 7,36% menos gás que a célula 5.

Estes resultados não são compatíveis com o conceito de que os resíduos são a única fonte de matéria orgânica para a geração de metano dentro do aterro e, uma vez degradada, não pode mais contribuir para a geração de CH_4. O modelo IPCC foi único que apresentou resultados condizentes com os conceitos discutidos na literatura.

Mesmo após 124 anos de operação, em 2100, o modelo IPCC, que apresentou o menor potencial de geração, indica que o aterro continuará a produzir metano a uma taxa superior a 250 mil m^3 ano^{-1}. Apesar deste volume não ser suficiente para a indicação de aproveitamento comercial do biogás, a maioria dos aterros sanitários possui potencial de gerar metano por cerca de 30 a 40 anos, dependendo das características dos resíduos, das condições do empreendimento e da região. O resultado obtido com os modelos não segue este padrão devido à taxa utilizada para a variável ***k***, que interfere diretamente no quão rápido serão decompostos os resíduos no interior da massa do aterro.

Apesar da temperatura média da região não ter sido usada como variável nos modelos de geração de metano, o que, certamente, influenciaria nos resultados obtidos, a pluviometria, condição climática considerada para a definição da variável ***k***, é relativamente baixa na Suécia. De acordo com os modelos, a precipitação média anual da região é o fator que determina em que velocidade todo o potencial de geração de metano do resíduo, definido por L_0, será atingido.

É importante destacar que todas as estimativas de geração de metano em aterros utilizando modelos teóricos possuem muitas incertezas. Além da dificuldade de definir os parâmetros dos modelos, que geralmente são baseadas em

presunções, a taxa de emissão em aterros sanitários pode ser influenciada por diversos parâmetros operacionais que não são considerados pelas metodologias como a compactação dos resíduos (LOU; NAIR, 2009), a ausência ou ocorrência da prática de recirculação de chorume (ZHANG et al., 2008), o tipo de camada de cobertura utilizada no aterro (TECLE et al., 2008), padrões de migração dos gases no interior do aterro (SPOKAS et al., 2006) e o estado inicial em que os resíduos são depositados, isto é, se foram dispostos em sua forma original ou se passaram por algum pré-tratamento como a trituração (shredding) e homogeneização dos resíduos (CHRISTENSEN et al., 1996).

3.2 **Potencial de extração dos gases**

Um importante fator a ser considerado para estimar o potencial de extração dos gases do aterro é identificar com que velocidade as produções anuais de metano irão decair.

A taxa de decaimento dos resíduos (***k***) é a variável responsável por controlar esta velocidade. Contudo, observou-se que durante a fase ativa de operação do aterro de Moskogen, quando a produção de metano aumenta anualmente, as taxas de geração não seguem um padrão claro, enquanto que a partir do ano seguinte ao encerramento das células do aterro, a velocidade de degradação dos resíduos mantem-se estável e linear.

Após o encerramento de Moskogen, as estimativas indicam que os resíduos irão se degradar a uma taxa estável dependente do valor de ***k*** utilizado. No caso do modelo IPCC e do modelo USEPA, nos quais o valor de ***k*** utilizado foi de 0,02, a emissão dos gases decresceu a partir de 2009 a uma taxa de 1,98% ao ano. Já no modelo Scholl Canyon, que utilizou de um valor de 0,03 para o parâmetro ***k***, a taxa de geração de CH_4 diminuiu a uma taxa de 2,96% ao ano.

De acordo com as estimativas obtidas, no ano de 1978 o aterro Moskogen produziu 315,8% mais metano do que em 1977 segundo o modelo USEPA, 217,8% segundo o modelo Scholl Canyon e 215,8% segundo o modelo IPCC. Na Tabela 13

é possível observar que as diferenças entre estimativas anuais obtidas com o modelo USEPA variam significativamente com o passar dos anos enquanto que os modelos IPCC e Scholl Canyon mantêm resultados e comportamentos similares, mesmo utilizando valores diferentes nas variáveis ***k*** e L_0.

Tabela 13 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com cada modelo, contando a partir do ano de 1978, que se refere ao aumento da quantidade de gás gerado em 1977 para a quantidade gerada em 1978.

Ano	*USEPA*	*Scholl Canyon*	*IPCC*
1978	315,80%	217,78%	215,80%
1979	125,04%	66,20%	64,63%
1980	78,55%	42,68%	41,37%
1981	59,95%	37,31%	36,27%
1982	9,34%	26,27%	28,21%
1983	18,13%	19,55%	20,22%
1984	6,62%	16,04%	17,24%
1985	14,00%	13,60%	14,11%
1986	4,89%	11,03%	11,97%
1987	11,50%	10,77%	11,22%
1988	17,22%	11,50%	11,57%
1989	22,38%	14,30%	14,03%
1990	24,17%	11,94%	11,45%
1991	3,24%	9,68%	10,54%
1992	8,39%	9,49%	9,92%
1993	12,01%	7,64%	7,77%
1994	14,60%	7,51%	7,41%
1995	16,17%	7,32%	7,03%
1996	16,45%	5,90%	5,49%
1997	0,19%	3,50%	4,38%
1998	2,49%	3,88%	4,52%
1999	4,33%	2,95%	3,40%
2000	6,09%	3,39%	3,66%
2001	7,78%	4,08%	4,16%
2002	8,61%	2,55%	2,54%
2003	8,58%	0,60%	0,54%
2004	8,09%	-0,75%	-0,82%
2005	7,46%	-1,41%	-1,50%
2006	6,86%	-1,66%	-1,77%
2007	6,32%	-1,72%	-1,85%
2008	5,86%	-1,69%	-1,85%
2009	-1,98%*	-2,96%*	-1,98%*

* Os resultados dos anos seguintes ao ano de 2009 foram suprimidos, pois se repetem até 2100 em função do encerramento do aterro em 2008.

Em 1992 foi iniciado o monitoramento e coleta de gases no aterro sanitário de Moskogen. Os operadores cederam os dados sobre o volume anual de gás

monitorado de 1992 até o ano de 2008. Estes valores serviram como referência para identificar qual modelo é mais adequado para estimar o potencial de geração de CH_4 nos anos subsequentes do aterro.

Tabela 14 – Estimativa de geração de metano e medições reais realizadas no aterro entre 1992 e 2008 (Em m³ de metano por ano).

Anos	***IPCC***	***Scholl Canyon***	***USEPA***	***CH4 monitorado em Moskogen***
1992	1.090.769	2.723.469	2.383.755	962.497
1993	1.175.535	2.931.574	2.670.023	892.572
1994	1.262.629	3.151.765	3.059.899	872.732
1995	1.351.364	3.382.345	3.554.661	1.005.081
1996	1.425.553	3.582.073	4.139.571	1.211.711
1997	1.487.985	3.707.389	4.147.361	1.137.430
1998	1.555.183	3.851.140	4.250.699	1.132.349
1999	1.608.042	3.964.757	4.434.814	1.009.436
2000	1.666.841	4.099.134	4.705.023	786.354
2001	1.736.261	4.266.426	5.071.289	894.750
2002	1.780.323	4.375.333	5.507.966	849.262
2003	1.789.988	4.401.447	5.980.468	1.042.826
2004	1.775.290	4.368.536	6.464.154	755.625
2005	1.748.655	4.306.979	6.946.695	810.791
2006	1.717.711	4.235.552	7.423.327	803.533
2007	1.685.946	4.162.857	7.892.747	717.397
2008	1.654.774	4.092.388	8.355.061	932.253

Comparando os dados obtidos nas modelagens com os valores experimentais obtidos a partir das medições no aterro, observou-se que o modelo do IPCC é o mais conservador e apresenta uma estimativa de geração de metano ao longo dos anos mais próxima das medições reais que os outros modelos. A discrepância entre os modelos e a quantidade monitorada no local é observada na Figura 9.

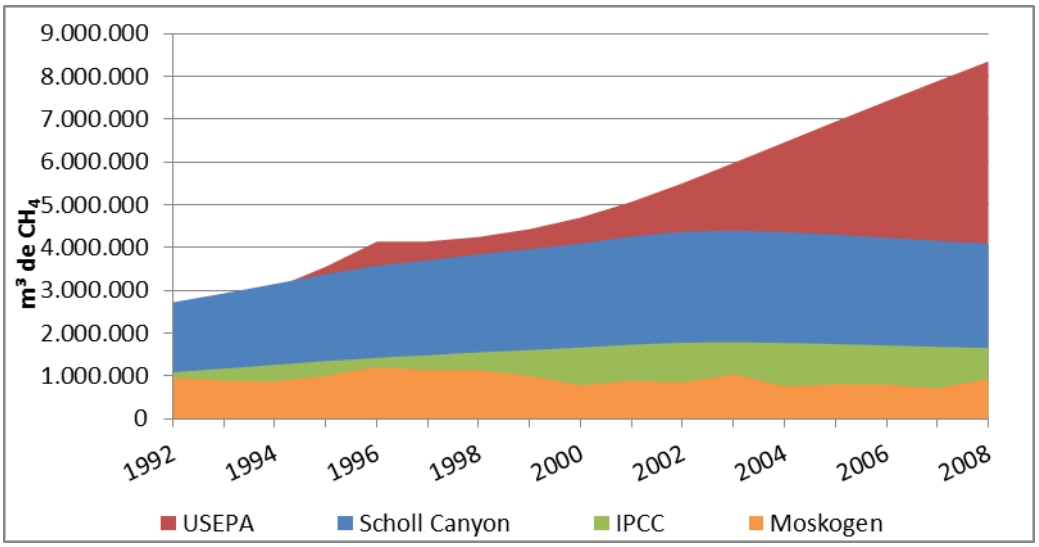

Figura 9 – Produção anual de metano estimada de acordo com os modelos e quantidade monitorada no aterro Moskogen durante o período de 1992 até 2008.

As medições da vazão de gás em Moskogen correspondem a cerca de 25% das estimativas obtidas através do modelo Scholl Canyon, o que é condizente com os estudos de Thompson et al. (2009) que identificou neste modelo um erro médio absoluto entre 71% e 86% quando comparado às medições pontuais de metano em 35 aterros sanitários no Canadá.

Assumindo que a quantidade de metano estimada por cada modelo é o potencial real de extração de gases do aterro, observa-se que, frente ao modelo IPCC, o sistema implementado no aterro sanitário para a extração de gases possui uma eficiência média de 61,41% ± 0,15 de coleta anual de metano. A eficiência do sistema quando comparada aos outros modelos encontra-se na Tabela 15 e na Figura 10.

Tabela 15 – Eficiência média do sistema de extração de gases com base nos modelos.

Modelo	***Média da Eficiência de Extração***	***Desvio Padrão***
IPCC	61,41%	0,153
Scholl Canyon	24,76%	0,06
USEPA	21,08%	0,092

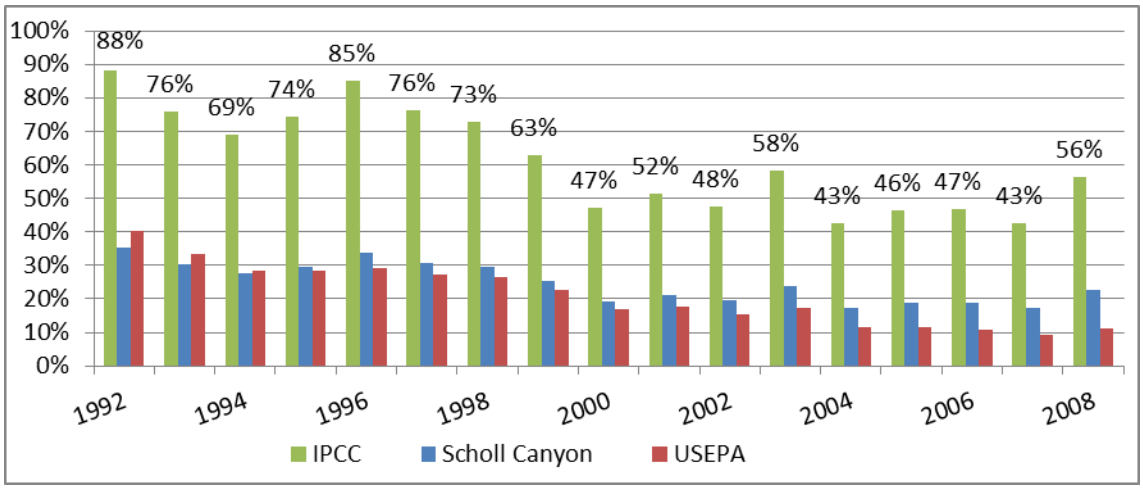

Figura 10 – Eficiência do sistema de extração de gases baseada nas estimativas de geração de metano.

Em seus estudos, Lohila *et al*. (2007) também baseia a eficiência do sistema implementado para a coleta de gases de aterros sanitários em resultados obtidos através de modelos matemáticos de previsão de geração de metano.

Os resultados indicam que o modelo IPCC apresenta volumes de metano mais próximos das condições reais do aterro, tanto pela premissa do modelo, que representa a degradação dos resíduos a partir do momento em que eles são depositados, quanto pela proximidade dos valores estimados com os valores extraídos monitorados.

É possível assumir que a extração de 60% do total de gases gerados no interior de um aterro sanitário não representa risco quanto à entrada de ar atmosférico, o que poderia comprometer a degradação anaeróbia e a geração de metano. Assumindo, então, que é aceitável a eficiência de extração de 61,41% obtida frente aos resultados do modelo IPCC é possível estimar que, de 2012 até 2100, 39,384 milhões de m³ de metano poderão ser extraídos a uma vazão média de cerca de 442.523 m³ de metano por ano, sem risco de comprometer as atividades anaeróbicas. A curva de decaimento do potencial anual de extração de metano a partir de 2009 é apresentada na Figura 11 e, com maiores detalhes, no Anexo II.

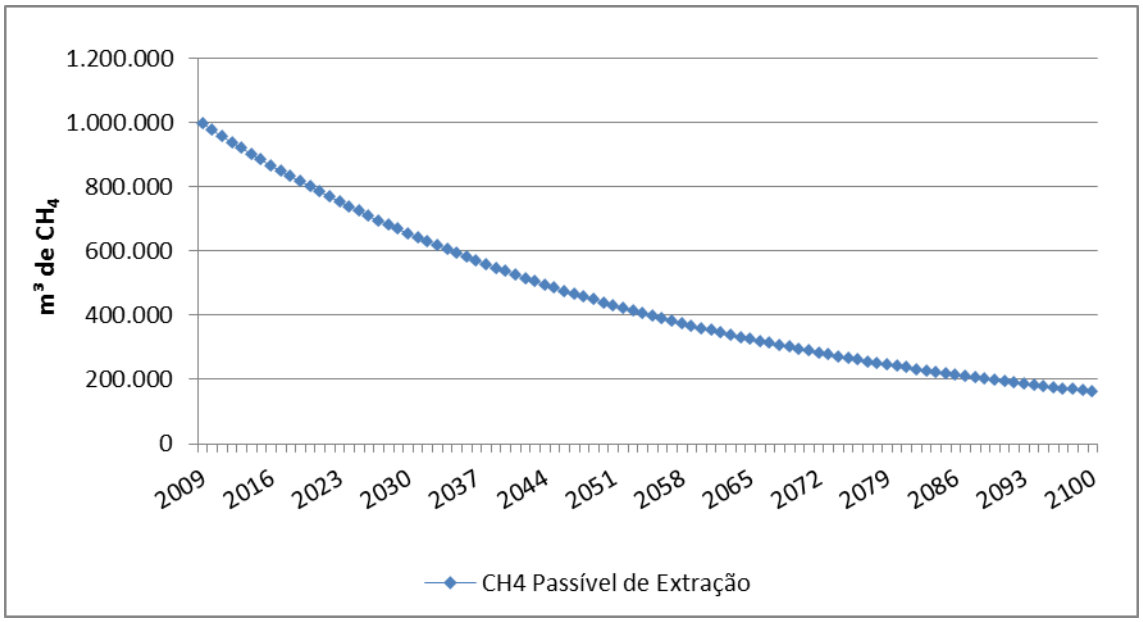

Figura 11 – Curva de decaimento de 2009 a 2100 do volume anual de metano passível de ser extraído no aterro de Moskogen com base nas estimativas obtidas pelo modelo IPCC, assumindo a eficiência de extração de 61, 41 ± 15,30%.

Após o encerramento do aterro em 2008, a geração de metano continuará durante um longo período devido à baixa taxa de biodegradação dos resíduos no local. O clima tipicamente frio da Suécia, associado à baixa intensidade de chuvas da região e a camada de cobertura são fatores que contribuem para que as atividades microbianas no interior da massa de resíduos sejam baixas ou, em dados períodos, nulas.

Em linhas gerais, o aporte de resíduos no aterro de Moskogen não é representativo dentro do viés do aproveitamento do metano para recuperação energética. Johnsson (2010) estudou a geração de metano em outros três aterros antigos na Suécia, com condições semelhantes à Moskogen, e com volumes de resíduos depositados também similares, e constatou que em nenhum deles era interessante a instalação de equipamentos para a geração de energia já que o volume anual de biogás necessário para viabilizar o investimento já havia sido emitido nos anos anteriores ao estudo.

Apesar do aproveitamento do biogás gerado em Moskogen não ser economicamente atrativo, a legislação vigente na Suécia e na Europa (UNIÃO

EUROPEIA, 1999) exigem que existam, ao menos, equipamentos capazes de queimar o metano emitido pelo aterro e convertê-lo em CO_2 para a atmosfera.

3.3 **Sensibilidade das variáveis**

Todas as metodologias (IPCC, 1996; USEPA, 2008; BANCO MUNDIAL, 2004) enfatizam os aspectos de incerteza dos modelos e da definição das variáveis utilizadas neles. Muitas informações sobre as condições climáticas da região, o tipo e o volume de resíduos depositados são necessárias para definir que valores devem ser utilizados nos parâmetros das equações, no intuito de que estas se encontrem mais próximas possíveis da realidade do aterro em discussão.

A análise da sensibilidade dos modelos à variação dos valores dos principais parâmetros se deu através de diversas simulações dos cálculos com as equações utilizando diferentes valores nos parâmetros ***k*** e ***L_0***.

Abaixo são apresentados os gráficos obtidos e discutido como a variação dos parâmetros pode interferir nos resultados das estimativas.

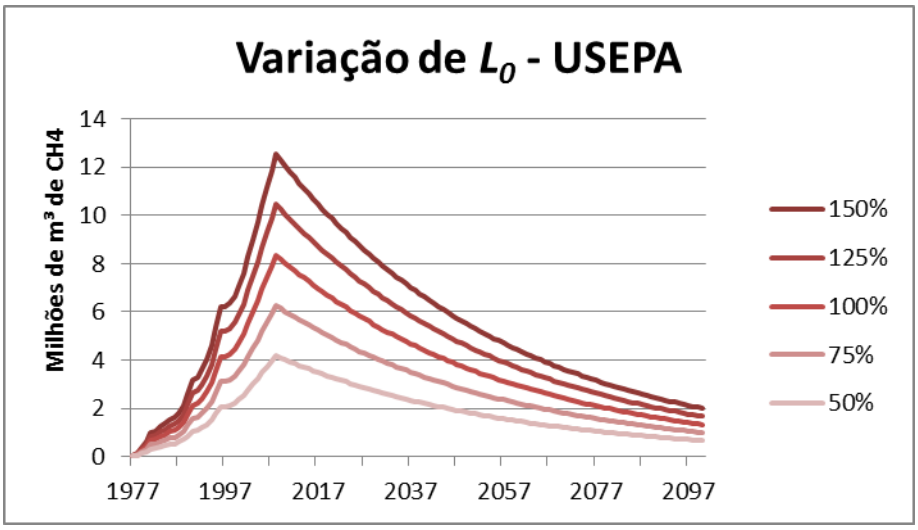

Figura 12 – Estimativas de produção de metano através do modelo USEPA e sensibilidade ao parâmetro L_0.

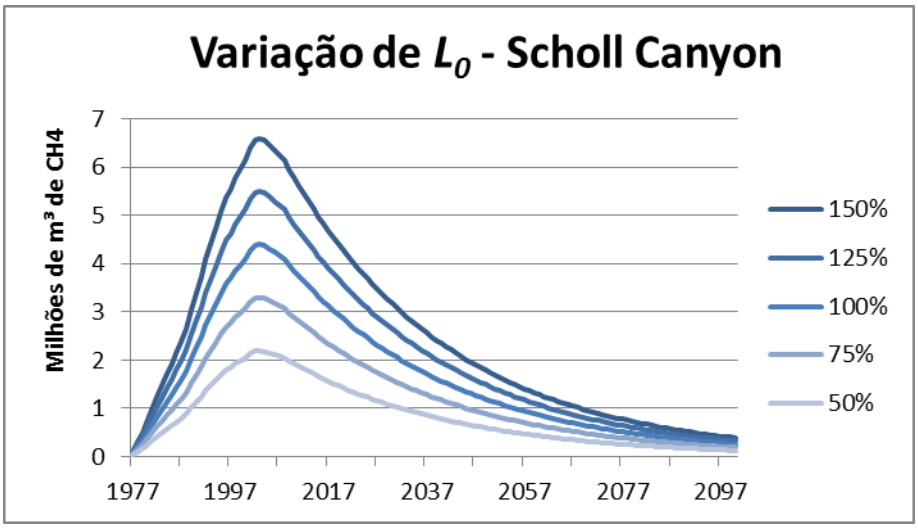

Figura 13 – Estimativas de produção de metano através do modelo Scholl Canyon e sensibilidade ao parâmetro L_0.

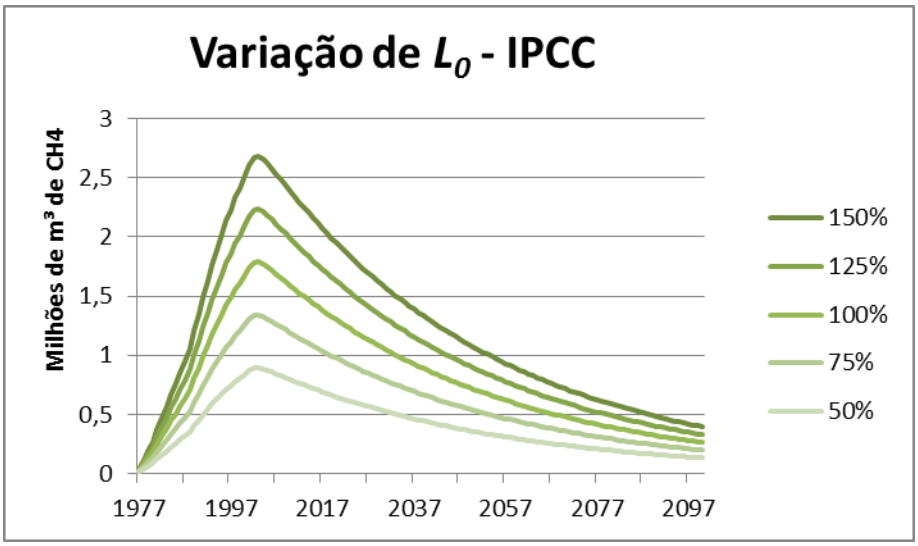

Figura 14 – Estimativas de produção de metano através do modelo IPCC e sensibilidade ao parâmetro L_0.

A estimativa do potencial de geração de metano ($\boldsymbol{L_0}$) a partir de um tipo de resíduo pode sofrer dois tipos de interferência nos modelos utilizados. Uma é a que leva a valores superestimados ou subestimados ao real potencial de geração do aterro sanitário. O volume total de gás gerado no aterro durante o período monitorado é proporcional à variação do potencial de geração de metano, regido

pelo parâmetro L_0. A outra é com relação ao fator tempo. Como já apresentado no item 4.2, após o encerramento do aterro, a geração anual de gás metano diminui de forma linear, a uma taxa constante que depende do valor utilizado para ***k***. Logo, a variação no potencial de geração de CH_4 dos resíduos depositados irá interferir também na disponibilidade de gases a serem coletados ao longo do tempo; com a diminuição da inclinação da curva de geração de CH_4, o volume de CH_4 disponível também diminuirá.

Na Figura 15 e na Tabela 16 é apresentado como a variação do parâmetro ***k*** pode interferir no resultado das estimativas do modelo USEPA.

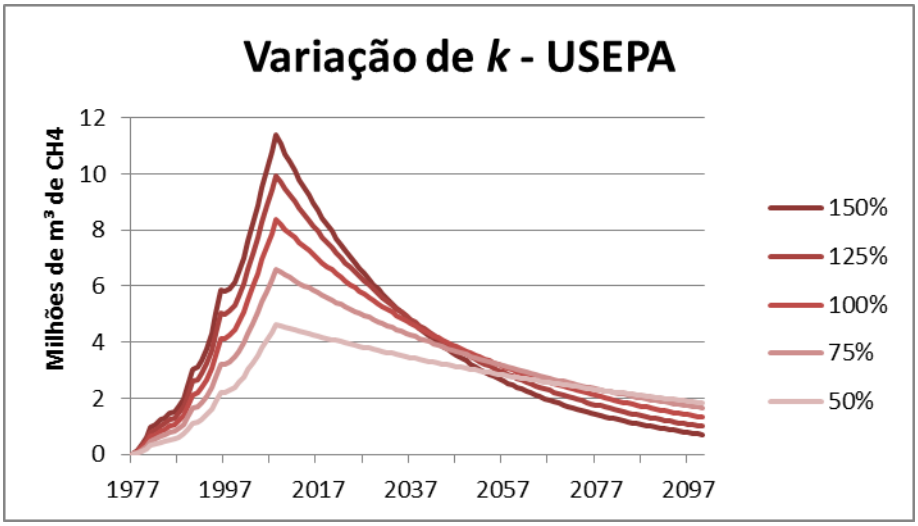

Figura 15 – Estimativas de produção de metano anual através do modelo USEPA e sensibilidade do parâmetro *k*.

Tabela 16 - Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com o modelo USEPA sob a ótica da variação do parâmetro ***k***.

USEPA	***0,030***	***0,025***	***0,020***	***0,015***	***0,010***
1978	314,8%	315,3%	315,8%	316,3%	316,8%
1979	124,4%	124,7%	125,0%	125,4%	125,7%
1980	78,0%	78,3%	78,6%	78,8%	79,1%
1981	59,5%	59,7%	60,0%	60,2%	60,4%
1982	8,5%	8,9%	9,3%	9,8%	10,2%
1983	17,5%	17,8%	18,1%	18,4%	18,7%
1984	5,9%	6,2%	6,6%	7,0%	7,4%
1985	13,5%	13,8%	14,0%	14,2%	14,5%

1986	4,16%	4,52%	4,89%	5,26%	5,63%
1987	11,11%	11,30%	11,50%	11,71%	11,92%
1988	17,14%	17,17%	17,22%	17,27%	17,33%
1989	22,57%	22,47%	22,38%	22,31%	22,24%
1990	24,40%	24,28%	24,17%	24,07%	23,97%
1991	2,50%	2,87%	3,24%	3,62%	4,00%
1992	7,96%	8,17%	8,39%	8,62%	8,85%
1993	11,82%	11,91%	12,01%	12,12%	12,23%
1994	14,58%	14,59%	14,60%	14,62%	14,65%
1995	16,25%	16,20%	16,17%	16,14%	16,12%
1996	16,53%	16,49%	16,45%	16,42%	16,40%
1997	-0,66%	-0,24%	0,19%	0,62%	1,05%
1998	1,81%	2,15%	2,49%	2,84%	3,19%
1999	3,82%	4,07%	4,33%	4,60%	4,87%
2000	5,75%	5,92%	6,09%	6,28%	6,47%
2001	7,61%	7,69%	7,78%	7,89%	8,00%
2002	8,52%	8,56%	8,61%	8,67%	8,74%
2003	8,49%	8,53%	8,58%	8,64%	8,70%
2004	7,97%	8,02%	8,09%	8,16%	8,24%
2005	7,31%	7,38%	7,46%	7,56%	7,66%
2006	6,66%	6,76%	6,86%	6,97%	7,09%
2007	6,10%	6,21%	6,32%	6,45%	6,58%
2008	5,61%	5,73%	5,86%	5,99%	6,14%
2009	**-2,955%**	**-2,469%**	**-1,980%**	**-1,489%**	**-0,995%**

Na Tabela 17 e na Figura 16 é apresentado como a variação do parâmetro ***k*** pode interferir no resultado das estimativas do modelo Scholl Canyon.

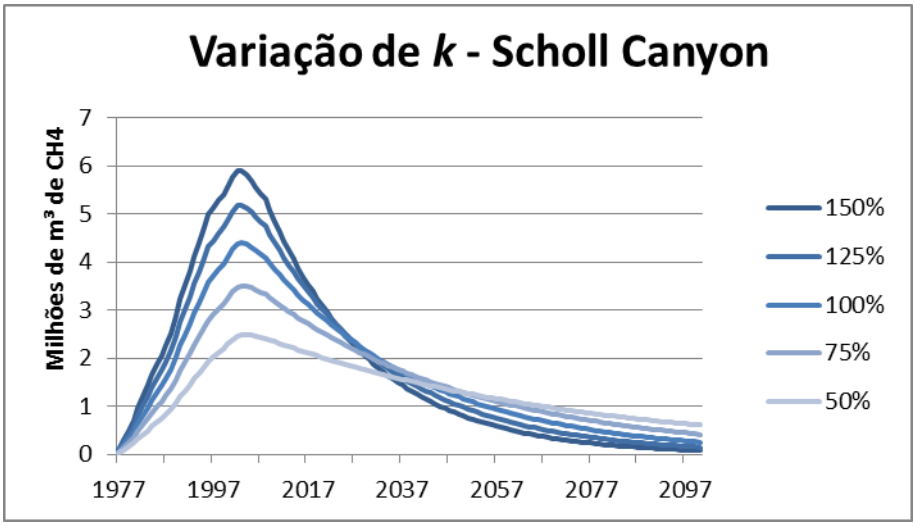

Figura 16 – Estimativas de produção de metano anual através do modelo Scholl Canyon e sensibilidade do parâmetro ***k***.

Tabela 17 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com o modelo Scholl Canyon sob a ótica da variação do parâmetro ***k***.

Scholl Canyon	*0,045*	*0,038*	*0,030*	*0,023*	*0,015*
1978	217,78%	217,78%	217,78%	217,78%	217,78%
1979	66,20%	66,20%	66,20%	66,20%	66,20%
1980	42,68%	42,68%	42,68%	42,68%	42,68%
1981	37,31%	37,31%	37,31%	37,31%	37,31%
1982	24,83%	25,55%	26,27%	27,00%	27,74%
1983	18,70%	19,12%	19,55%	19,98%	20,42%
1984	14,96%	15,50%	16,04%	16,60%	17,16%
1985	12,87%	13,23%	13,60%	13,98%	14,37%
1986	10,08%	10,55%	11,03%	11,52%	12,02%
1987	10,12%	10,44%	10,77%	11,11%	11,47%
1988	11,14%	11,31%	11,50%	11,71%	11,93%
1989	14,29%	14,28%	14,30%	14,33%	14,39%
1990	11,96%	11,94%	11,94%	11,96%	12,01%
1991	8,91%	9,30%	9,68%	10,07%	10,46%
1992	8,98%	9,23%	9,49%	9,76%	10,04%
1993	7,23%	7,43%	7,64%	7,87%	8,12%
1994	7,25%	7,37%	7,51%	7,67%	7,85%
1995	7,18%	7,24%	7,32%	7,42%	7,55%
1996	5,77%	5,83%	5,90%	6,01%	6,14%
1997	2,54%	3,02%	3,50%	3,98%	4,47%
1998	3,11%	3,49%	3,88%	4,27%	4,68%
1999	2,25%	2,59%	2,95%	3,32%	3,71%
2000	2,86%	3,12%	3,39%	3,68%	4,00%
2001	3,75%	3,90%	4,08%	4,29%	4,52%
2002	2,16%	2,34%	2,55%	2,79%	3,06%
2003	0,07%	0,32%	0,60%	0,91%	1,25%
2004	-1,38%	-1,08%	-0,75%	-0,38%	0,02%
2005	-2,08%	-1,76%	-1,41%	-1,02%	-0,59%
2006	-2,33%	-2,01%	-1,66%	-1,26%	-0,83%
2007	-2,37%	-2,06%	-1,72%	-1,33%	-0,89%
2008	-2,31%	-2,03%	-1,69%	-1,31%	-0,89%
2009	-4,40%	-3,68%	-2,96%	-2,22%	-1,49%

Na Tabela 18 e na Figura 17 é apresentado como a variação do parâmetro ***k*** pode interferir no resultado das estimativas do modelo Scholl Canyon.

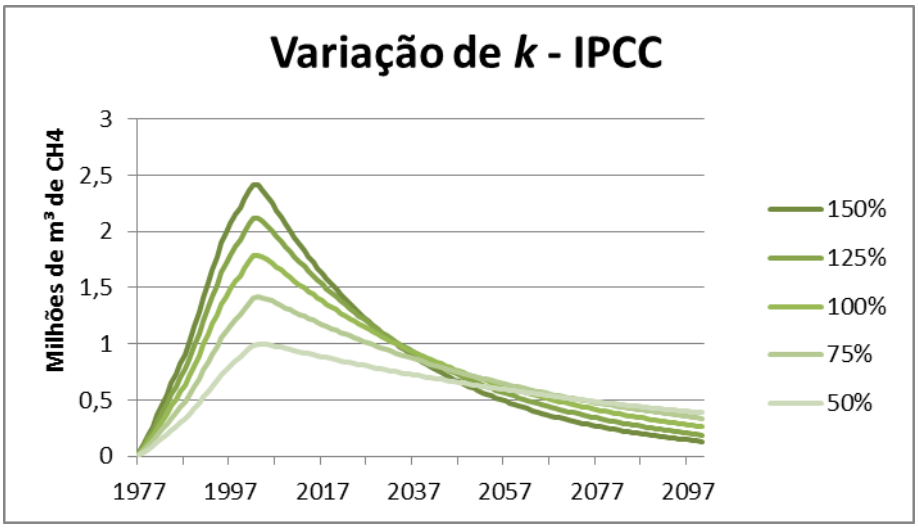

Figura 17 – – Estimativas de produção de metano anual através do modelo IPCC e sensibilidade do parâmetro **k**

Tabela 18 – Evolução das taxas anuais de geração de metano de acordo com o modelo IPCC sob a ótica da variação do parâmetro ***k***.

IPCC	*0,030*	*0,025*	*0,020*	*0,015*	*0,010*
1978	214,82%	215,31%	215,80%	216,29%	216,78%
1979	63,87%	64,25%	64,63%	65,02%	65,41%
1980	40,74%	41,05%	41,37%	41,70%	42,02%
1981	35,77%	36,02%	36,27%	36,53%	36,79%
1982	27,72%	27,97%	28,21%	28,46%	28,71%
1983	19,69%	19,95%	20,22%	20,49%	20,76%
1984	16,74%	16,99%	17,24%	17,50%	17,76%
1985	13,60%	13,85%	14,11%	14,37%	14,64%
1986	11,46%	11,71%	11,97%	12,23%	12,49%
1987	10,75%	10,98%	11,22%	11,46%	11,71%
1988	11,17%	11,37%	11,57%	11,78%	11,99%
1989	13,79%	13,91%	14,03%	14,15%	14,29%
1990	11,12%	11,28%	11,45%	11,62%	11,79%
1991	10,21%	10,37%	10,54%	10,71%	10,89%
1992	9,59%	9,75%	9,92%	10,09%	10,27%
1993	7,36%	7,56%	7,77%	7,99%	8,21%
1994	7,01%	7,21%	7,41%	7,62%	7,83%
1995	6,65%	6,83%	7,03%	7,23%	7,44%
1996	5,03%	5,26%	5,49%	5,73%	5,97%
1997	3,88%	4,12%	4,38%	4,64%	4,91%
1998	4,06%	4,28%	4,52%	4,76%	5,00%
1999	2,88%	3,13%	3,40%	3,67%	3,95%
2000	3,19%	3,42%	3,66%	3,90%	4,16%
2001	3,77%	3,96%	4,16%	4,38%	4,60%
2002	2,01%	2,27%	2,54%	2,81%	3,10%
2003	-0,17%	0,18%	0,54%	0,91%	1,28%

2004	-1,67%	-1,25%	-0,82%	-0,39%	0,04%
2005	-2,42%	-1,96%	-1,50%	-1,04%	-0,57%
2006	-2,72%	-2,24%	-1,77%	-1,29%	-0,81%
2007	-2,81%	-2,33%	-1,85%	-1,37%	-0,88%
2008	-2,80%	-2,33%	-1,85%	-1,37%	-0,88%
2009	-2,96%	-2,47%	-1,98%	-1,49%	-0,995%

Conforme já discutido no capítulo 3.2, após o último ano de operação do aterro, todos os modelos adotam uma taxa estável e contínua de decaimento dos resíduos biodegradáveis, reduzindo anualmente o potencial de geração de metano do aterro com base na quantidade emitida no ano anterior. Estas taxas são apresentadas na Tabela 19.

Tabela 19 – Taxas fixas anuais de geração de metano após o encerramento de Moskogen de acordo com as variações do parâmetro ***k*** submetidas a cada modelo estudado.

	150%	*125%*	*100%*	*75%*	*50%*
USEPA	-2,955%	-2,469%	-1,980%	-1,489%	-0,995%
Scholl Canyon	-4,400%	-3,681%	-2,955%	-2,225%	-1,489%
IPCC	-2,955%	-2,469%	-1,980%	-1,489%	-0,995%

Segundo Machado (2009), cada tipo de resíduo não só possui um diferente potencial de geração de metano (***L_0***) como também possui suas próprias taxas de degradação (***k***). Contudo, os modelos estudados e a maioria dos modelos existentes, além dos discutidos neste trabalho, consideram que a taxa de decaimento (***k***) mantem-se estável ao longo dos anos, não variando também em função do tipo de resíduo presente no aterro ou das condições climáticas futuras (AMINI, 2012).

Alterações nos valores de ***k*** representaram mudanças significativas na dinâmica da geração de gases no aterro sanitário de Moskogen. Analisando as Figura 15, Figura 16 e Figura 17, observa-se que o aumento do valor do parâmetro ***k*** interfere diretamente no volume de gases que são gerados no interior do aterro em função do tempo. Taxas de decaimento altas refletem uma maior capacidade de geração de gás nos anos iniciais do aterro e uma maior taxa de decaimento anual da

geração de gases após o ano de encerramento do aterro. É possível observar esta dinâmica ao comparar os resultados apresentados nas tabelas para cada faixa de ***k*** utilizada e também através da observação da acentuação das curvas de geração de CH_4 em cada modelo.

A utilização de valores de ***k*** subestimados refletirá em uma baixa produção anual de metano e uma pequena variação entre os fluxos anuais de CH_4 após o encerramento do aterro.

Na Tabela 20 são apresentados os volumes totais de gases gerados entre 1977 e 2100 de acordo com cada variação submetida à taxa de decaimento dos resíduos, regida pela variável ***k***.

Tabela 20 – Variação do potencial total de geração de metano estimado por cada modelo analisado para diferentes valores do parâmetro ***k***.

	150%	*125%*	*100%*	*75%*	*50%*
USEPA	491.506.953,55	475.774.846,91	449.491.386,34	405.511.599,16	331.803.056,43
Scholl Canyon	227.371.463,64	219.415.076,67	209.001.296,19	193.208.821,78	165.587.118,71
IPCC	111.491.811,33	108.045.835,88	102.330.260,29	92.701.661,42	76.318.378,69

Como já esperado, a variação dos parâmetros ***k*** e L_0 interfere respectivamente na velocidade em que os resíduos são decompostos e os gases são gerados, e na quantidade de metano que uma massa de resíduos tem a capacidade de gerar. Kamalan (2011), afirma que os modelos cinéticos de primeira ordem utilizados para estimar a geração de metano em aterros sanitários possuem uma relação linear com o potencial máximo de geração de metano por quantidade de resíduo depositada (L_0), assim como uma relação exponencial com a taxa de degradação (***k***) e o tempo (***t***).

4 Conclusão e Considerações Finais

Existem poucos trabalhos comparando os modelos de geração de metano com base em dados de aterros antigos encerrados, onde, em uma mesma região, diversas células foram construídas e diferentes quantidades de materiais foram depositadas ao longo dos anos. No caso do presente estudo, que utilizou dados de vários anos de um aterro encerrado e pôde comparar os valores estimados por diferentes modelos e os valores de gás medidos, a análise da evolução das emissões de diferentes quantidades de resíduos depositadas em células de diferentes capacidades, assim como a avaliação da interferência dos parâmetros de tempo relacionados ao período de operação e ao período após encerramento das células frente às peculiaridades da estrutura de cada modelo.

O modelo USEPA não se mostrou adequado para estimar o potencial de extração de metano em um aterro sanitário. Observou-se que a equação proposta é altamente influenciada pelo parâmetro ***t***, tempo de operação da célula, aumentando a estimativa de geração de metano no aterro de forma exponencial enquanto a célula estiver aberta, não importando se está havendo, de fato, a deposição de resíduos. A utilização deste modelo pode acarretar em valores superestimados, o que poderia levar os operadores do aterro a aumentar desnecessariamente a potência do sistema de coleta de gases e provocar uma entrada negativa de ar atmosférico no aterro, comprometendo o processo de degradação anaeróbia e, consequentemente, a geração de metano.

O modelo Scholl Canyon também adota uma premissa questionável, já que ele assume que as emissões de metano de uma dada quantidade de resíduo depositadas em um determinado ano mantêm-se estáveis enquanto a célula estiver em operação, não importando se houve ou não deposição de mais materiais biodegradáveis no aterro sanitário.

O modelo IPCC mostrou-se o mais confiável dentre aqueles estudados. Contudo, ainda que este tenha sido o modelo selecionado para estimar o potencial

de extração do aterro sanitário de Moskogen, vale destacar que alguns fatores que geram incertezas relevantes para este trabalho não puderam ser levantados, tais como a exata fração de materiais orgânicos biodegradáveis que compõe os resíduos depositados, as condições climáticas detalhadas em cada ano de operação, as taxas médias de emissões fugitivas ao longo dos anos de operação e a real eficiência do sistema de coleta de gases implementado. Nos próximos estudos estas informações deverão ser consideradas para que o ajuste do modelo possa ser realizado.

Comparando os resultados monitorados em campo, na extração de gases do aterro por vários anos, com os resultados obtidos da modelagem dos gases, o modelo IPCC de 1996 foi o que apresentou estimativa de geração mais próxima das quantidades monitoradas em Moskogen. Os resultados deste modelo indicam que o sistema de coleta de gases está extraindo cerca de 61,41% ± 0,15 da quantidade total de biogás produzida anualmente, percentual este dentro da faixa esperada de perdas registrado na literatura.

Segundo o modelo IPCC, desde 1977 até 2100, Moskogen terá a capacidade de produzir mais de 102 milhões de m³ de metano e, caso opere com a eficiência média de 61,41%, poderão ser extraídos cerca de 39,384 milhões de m³ de metano entre o período de 2012 até 2100.

Através da análise da sensibilidade das variáveis foi possível observar que o parâmetro ***k***, taxa de degradação, é o que mais influencia os modelos, necessitando atenção redobrada de seus utilizadores no momento de sua determinação. Este parâmetro é o que determina a quantidade de biogás que estará disponível para coleta a cada ano, assim como a velocidade em que a taxa de geração anual de biogás irá diminuir, podendo alterar completamente o tempo de vida útil de um empreendimento de aproveitamento energético de gases em um aterro sanitário.

Para os próximos estudos, sugere-se que sejam levantadas mais informações sobre as condições do aterro, como a composição gravimétrica dos resíduos para posterior identificação da quantidade de carbono biodegradável neles presente, e a ocorrência de possíveis vazamentos de gás pela camada de cobertura. Com estas

informações e promovendo pequenos ajustes nos parâmetros dos modelos, será possível realizar estimativas de geração de metano mais próximas da realidade.

REFERÊNCIAS

1. ALVES, João Wagner Silva. **Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos.** 2000. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Usp, São Paulo, 2000.

2. AMINI, H. R., REINHART, D. R., MACKIE, K. R.. Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties. Waste Management, [s.l.], n. 32, p. 305-316, 2012.

3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, 1997. Aterro de Resíduos Não Perigosos Sólidos – Critérios para projeto, implantação e operação – NBR 13.896/1997. Rio de Janeiro.

4. AUGENSTEIN, D. e PACEY, J.. **Modelling landfill methane generation,** Proceedings of The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.1, pp.115-148.

5. BANCO MUNDIAL - THE WORLD BANK. **Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean.** Ontario, 2004. Disponível em: <http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2005/08/09/000160016_20050809131543/Rendered/PDF/332640handbook.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2010.

6. BALLIK, I. (2008). CDM Landfill Gas Projects – A piece of cake? Retrospective on four years of LFG Project Implementation in the Carbon Market. **CDM Investment Newsletter** 1: 4-6. 3p.

7. BIRKELAND, Knut H.. **Collection and utilization of landfill gas in the Nordic countries.** Copenhagen: Ekspressen Tryk & Kopicenter, 2004. 46 p. Disponível em: <http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2003-561>. Acesso em: 12 jan. 2012.

8. BORBA, Silvia Mary Pereira. **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso**. 2006. 149 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2006.

9. BRASIL (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 11 nov. 2011.

10. BRITO FILHO, Luiz Fernandes de. **Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 218 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2005.

11. CENTRO NACIONAL DE REFERÊNCIA EM BIOMASSA - CENBIO (São Paulo). Vanessa Pecora et al.. **NOTA TÉCNICA VIII:** BIOGÁS E O MERCADO DE CRÉDITO DE CARBONO. São Paulo, 2008. 20 p

12. CERNUSCHI, S.; GIUGLIANO, M.. Emission and Dispersion Modelling of landfill gas. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R.. **Landfilling of Waste: Biogas.** Londres: E & Fn Spon, 1996. p. 214-233.

13. CHO, Han Sang; MOON, Hee Sun; KIM, Jae Young. Effect of quantity and composition of waste on the prediction of annual methane potential from landfills. **Bioresource Technology**, [s.l], 2012.

14. CHRISTENSEN, T.H., KJELDSEN, P., and LINDHARDT, B., 1996. **Gas-Generating Processes in Landfills**, *in Landfilling of Waste: Biogas* (eds Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R.,) E & FN Spon, London, ISBN: 0 419 19400 2, pp. 25-50.

15. CZEMIEL, Justyna. Phosphorus and nitrogen in sanitary systems in Kalmar. **Urban Water**, Suécia, n. 2, p.63-69, 2000.

16. EL-FADEL, Mutasem; FINDIKAKIS, Angelos N.; LECKIE, James O.. Gas simulation models for solid waste landfills. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [s.l], v. 27, n. 3, p.237-283, 1997.

17. ENERGIGAS SVERIGE - SWEDISH GAS ASSOCIATION (Suécia). **Biogas in Sweden.** Suécia, 2011. 28 p. Disponível em: <http://www.biogasportalen.se/~/media/Files/www_biogasportalen_se/Sidhuvud/BiogasInSweden.ashx>. Acesso em: 17 nov. 2011.

18. EUROSTAT - EUROPEAN COMMISSION . **Municipal waste statistics.** Municipal waste treated by country. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Municipal_waste_statistics>. Acesso em: 17 nov. 2011.

19. FARIA, F.S., **Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos. Rio de Janeiro.** Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 312 p. 2002.

20. FIGUEIREDO, Natalie Jimenez Vérdi de. **Utilização de Biogás de Aterro Sanitário para Geração de Energia Elétrica -** Estudo de Caso. 2011. 148 f. Dissertação (Mestrado) - USP, São Paulo, 2011.

21. FIRMO, Alessandra Lee Barbosa. **Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos:** Calibração de experimentos em diferentes escalas. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado) - UFPE, Recife, 2008.

22. FRIEDRICH, Elena; TROIS, Cristina. Quantification of greenhouse gas emissions from waste management processes for municipalities – A comparative review focusing on Africa. **Waste Management**, [s.l], n. 31, p.1585-1596, 2011.

23. GILL, M. D. et al. **Landfill Remediation Project Manager.** Virginia, Eua: [s.n.], 1999. 148 p. Disponível em: <http://www.afcee.af.mil/shared/media/document/AFD-071203-174.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2011.

24. GUEDES, V. P. **Estudo Do Fluxo De Gases Através Do Solo De Cobertura De Aterros De Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado), Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2007.

25. GONZÁLEZ, Carlos et al. Effect of Solid Wastes Composition and Confinement Time on Methane Production in a Dump. **Journal of Environmental Protection**, [s.l], n. 2, p.1310-1316, 2011.

26. HENRIQUES, Rachel Martins. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos:** Uma Abordagem Tecnológica. 2004. 204 f. Dissertação (Mestrado) - UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.

27. IBGE - INSTITUO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Levantamento nacional realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 219p, 2007.

28. IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: conceito, planejamento e oportunidades**, v. 2, Rio de Janeiro, IBAM, 2007.

29. IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: redução de emissões na disposição final**, v. 3, Rio de Janeiro, IBAM, 2007.

30. INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, IPCC. **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories:** Workbook, 1996.

31. INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, IPCC,. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories:** Solid Waste Disposal. [s.l], 2006. 40 p.

32. IPT. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. Instituto de Pesquisa Tecnológica do Estado de São Paulo S.A. Compromisso Empresarial para Reciclagem -CEMPRE, Publicação IPT 2622, 2 ed., 370p, São Paulo, 2000.

33. JUNQUEIRA, F. F.. **Análise de Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com Referência o Aterro do Jóquei Clube**. 2000. 283 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, Df, 2000.

34. JOHNSSON, Elin. **Correlation Between Methane-Concentration And - Emission From Old Landfills In Sweden.** 2010. 71 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Lund University, Lund, 2010.

35. KAMALAN, H.; SABOUR, M.; SHARIATMADARI, N.. A Review on Available Landfill Gas Models. **Journal Of Environmental Science And Technology**, [s.l], n. 4, p.79-92, 2011.

36. KROOK, Joakim et al. Landfill mining: A critical review of two decades of research.**Waste Management**, [s.l], n. 32, p.513-520, 2012.

37. KUMAR, Sunil et al. Qualitative assessment of methane emission inventory from municipal solid waste disposal sites: a case study. **Atmospheric Environment**, [s.l], n. 38, p.4921-4929, 2004.

38. LIMA, L.M.Q. (2005). Remedições de Lixões Municipais (Aplicações da Biotecnologia).São Paulo, Hemus.

39. LOHILA, A.L. et. al.. Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes ata municipal landfill. **Environmnetal Science & Technology**, [s.l.], n. 41, p. 2717–2722, 2007.

40. LOU, X.F., NAIR, J.. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – a review. **Bioresource Technology**, [s.l.] n. 100, p. 3792–3798, 2009.

41. MACHADO, Sandro L. et al. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. **Waste Management**, [s.l.], n. 29, p.153-161, 2009.

42. McBEAN, E.A., ROVERS, F.A., FARQUHAR, G.J., **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall, Inc. p. 521, ISBN 0-13-079187-3. 1995.

43. McDOUGALL, J.R. 2009. Waste heterogeneity: an obstacle to models? Anais do Sardenia 2009 (décimo-segundo Simpósio Internacional em Gerenciamento de Resíduos e Aterro Sanitário), S. Margherita di Pula, Cagliari, Itália. 5-9 de Outubro de 2009. 11p.

44. MENDES, Luiz Gustavo Galhardo; MAGALHÃES SOBRINHO , Pedro. Comparação entre métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. **Revista Biociência**, Taubaté, v. 31, n. 3-4, p.134-142, 2007.

45. MERAZ, Rosa-Laura; VIDALES, Ana María; DOMÍNGUEZ, Armando. A fractal-like kinetics equation to calculate landfill methane production. **Fuel**, [S.l], n. 83, p.73-80, 2004.

46. MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles. **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro da Muribeca.** 2003.

Tese (Doutorado) - Departamento de -centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2003.

47. MUYLAERT, M. S., AMBRAM, R., CAMPOS, C. P., MONTEZ, E. M., OLIVEIRA, L. B.. *Consumo de energia e aquecimento do planeta – Análise do mecanismo de desenvolvimentolimpo (MDL) do Protocolo de Quioto – Estudo de Caso*. Editora COPPE, 247 p., Rio de Janeiro, 2000.

48. OLSSON, J. et al. Applying climate model precipitation scenarios for urban hydrological assessment: A case study in Kalmar city, Sweden. **Atmospheric Research**, [S.l], n. 92, p.364-375, 2009.

49. OONK, Hans. **Literature Review: Methane from Landfills – Methods to quantify generation, oxidation and emission**. OonKAY! Inovations in Environmental Technology. 75p, Holanda, 2010.

50. PEREIRA, Ana. Ghislaine. Henriques. **Compresibilidad de los residuos sólidos urbanos**. 2000. Tese (Doutorado). Universidad de Oviedo, Espanha, 2000.

51. PNUD - PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável**. São Paulo, 2010. 56 p.

52. PURIFICAÇÃO, Rodrigo Cavalcanti da.**Utilização de Biocamada Metanotrófica como Alternativa para Redução de Emissões de Metano**

por Aterros Sanitários. 2009. 161 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

53. QIAN, X., KOERNER, R. M., GRAY, D. H., ***Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction.*** 1 ed. United States of America, Prentice Hall, 2002.

54. ROSE, Juliana Lundgren. **Análise comparativa entre as reduções da emissão de metano em camadas oxidativas experimentais.** 2009. 166 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

55. ROUSTA, Kamram et al. Evaluation the inhabitants participation in separation at source by waste characterization. In: WASTES: SOLUTIONS, TREATMENTS AND OPPORTUNITIES, 1., 2011, Minho. **Artigo**. Portugal: [s.n], 2011. p. 0 - 1.

56. SATO, Carlos Eduardo. **Viabilidade de Projetos de MDL para Geração de Energia em Aterros Sanitários – Estudo de Caso no Município de Itajubá - MG**. 2009. 155 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais, 2009.

57. SPOKAS, K. et al. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? **Waste Management**, [s.l], n. 26, p.516-525, 2006.

58. SBA - SWEDISH BIOGAS ASSOCIATION. **Biogas from manure and waste products:** Swedish case studies. Suécia, 2008. 119 p. Disponível em:

<http://www.energigas.se/~/media/Files/www_energigas_se/Publikationer/Rapporter/BiogasinfoEngGodaExempel.ashx>. Acesso em: 17 nov. 2011.

59. SWE - SWEDISH ENERGY AGENCY. **Biogas in Sweden:** Energy source for the future from sustainable waste management. Disponível em: <http://energimyndigheten.se/Global/Internationellt/Exportfr%C3%A4mjande%20o%20Bilateralt/Biogas_Sweden_Faktablad_HR.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2012.

60. TARAZONA, C. F., *Estimativa de Produção de Gás em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.* Dissertação. (Mestrado). Programa de Engenharia Civil/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2010.

61. TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S., Gestión integral de residuos sólidos. v. I y II, España, McGraw-Hill, 1994.

62. TECLE, Dawit; LEE, Jejung; HASAN, Syed. Quantitative analysis of physical and geotechnical factors affecting methane emission in municipal solid waste landfill.**Environmental Geology**, [s.l], v. 56, n. 6, p.1135-1143, 2008.

63. THEMELIS, Nickolas J.; ULLOA, Priscilla A.. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, [s.l], n. 32, p.1243-1257, 2007.

64. THOMPSON, S., SAWYER, J., BONAM, R., VALDIVIA, J.E.. Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. **Waste Management**, [s.l.], n. 29, p.2085-2091, 2009.

65. THÖRNEBY, L., MATHIASSON, L., MÅRTENSSON, L., HOGLAND, W. 2005. The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. Waste Management & Research, n. 24, p.183-193.

66. UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de abril de 1999 relativa à deposição de resíduos em aterros. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, Conselho da União Europeia, 16 jul. 1999. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:EN:NOT> Acesso em: 21 jan. 2012.

67. USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background Information Document for Updating AP42 Section 2.4 for Estimating Emissions form Municipal Solid Waste Landfills**, Washington, 2008.

68. USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Emerging Technologies for the Management and Utilization of Landfill Gas**, Washington, 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/etech_pd.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2011.

69. USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Evapotranspiration Landfill Cover Systems Fact Sheet**, Washington, 2003. Disponível em: <http://www.epa.gov/tio/download/remed/epa542f03015.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2011.

70. ZHANG, Houhu; HE, Pinjing; SHAO, Liming. Methane emissions from MSW landfill with sandy soil covers under leachate recirculation and subsurface irrigation. Atmospheric Environment, [s.l], v. 42, n. 22, p.5579-5588, 2008.

71. ZONUMS. Map Tool 2. Zonum Solutions powered by Google Maps. Disponível em: <http://www.zonums.com/gmaps/maptool.php>. Acesso em: 05 jan 2012.

ANEXO A

Toneladas de resíduos depositadas no Aterro de Moskogen de 1977 até 2008

Ano de Operação	*Resíduos de Construção e Demolição*	*Resíduos não-específicos*	*Cinzas de incineração*	*Resíduos domésticos*	*Resíduos de ETEs*	*Resíduos especiais*	*Total depositado por ano*
1977	280	4.083		8.143	83		12.589
1978	3.016	9.422		16.901	483		29.822
1979	3.462	8.483		17.017	394		29.356
1980	989	9.280		17.973	491		28.733
1981	687	11.954		22.062	591		35.294
1982	108	12.332		24.123	770		37.333
1983		9.902	31	25.188			35.121
1984		9.716	1.324	26.813			37.853
1985		8.746	4.131	27.102			39.979
1986		8.705	4.441	26.751			39.897
1987		10.107	3.461	27.463			41.031
1988		11.876	1.906	28.382	2.644		44.808
1989		17.468	1.728	32.137	6.932		58.265
1990		14.248	1.080	32.483	7.351		55.162
1991		13.317	27	34.864	8.011		56.219
1992		15.163	588	35.585	8.286		59.622
1993		14.806	1.569	34.655	3.721		54.751
1994		15.452	1.422	34.002	5.732		56.608
1995		16.284	1.665	33.151	7.433	523	59.056
1996	8.254	10.017	1.403	29.818	10.639	198	60.329
1997	7.532	9.174	949	29.463	6.693	142	53.953
1998	4.015	9.078	961	30.131	9.122	125	53.432
1999	4.138	9.118	929	27.014	5.695	97	46.991
2000	4.134	11.868	712	26.171	7.281	123	50.289
2001	3.738	12.340	707	29.642	9.231	8.799	64.457
2002	3.675	12.590	806	13.463	13.168	6.696	50.398
2003	4.264	10.002	842	4.612	7.845	173	27.738
2004	427	7.320	887	868	2.185	131	11.818
2005	818	3.056	798	374	829	173	6.048
2006	515	1.097	442	151	593	231	3.029
2007	320	1.049	48	47	28	141	1.633
2008	391	1.042	48	36	28	147	1.692
Total Depositado	**50.763**	**319.095**	**32.905**	**696.585**	**126.259**	**17.699**	**1.243.306**

ANEXO B

Volume em m³ de metano passível de ser extraído no aterro de Moskogen com base nas estimativas obtidas pelo modelo IPCC

Ano	Estimativa de geração - IPCC	CH4 Passível de Extração	Desvio Padrão
2009	1.622.008	996.065	248.230
2010	1.589.890	976.342	243.315
2011	1.558.408	957.009	238.497
2012	1.527.549	938.059	233.774
2013	1.497.302	919.484	229.145
2014	1.467.653	901.277	224.608
2015	1.438.592	883.430	220.161
2016	1.410.106	865.937	215.801
2017	1.382.184	848.791	211.528
2018	1.354.815	831.983	207.339
2019	1.327.988	815.509	203.234
2020	1.301.692	799.361	199.209
2021	1.275.916	783.532	195.265
2022	1.250.652	768.017	191.398
2023	1.225.887	752.810	187.608
2024	1.201.613	737.903	183.894
2025	1.177.819	723.292	180.252
2026	1.154.497	708.969	176.683
2027	1.131.636	694.931	173.184
2028	1.109.228	681.170	169.755
2029	1.087.264	667.682	166.394
2030	1.065.735	654.461	163.099
2031	1.044.632	641.502	159.869
2032	1.023.947	628.800	156.704
2033	1.003.671	616.348	153.601
2034	983.797	604.144	150.559
2035	964.317	592.181	147.578
2036	945.222	580.455	144.656
2037	926.505	568.961	141.791
2038	908.159	557.695	138.984
2039	890.177	546.652	136.232
2040	872.550	535.828	133.534
2041	855.272	525.218	130.890
2042	838.337	514.818	128.298
2043	821.737	504.623	125.758
2044	805.465	494.631	123.268
2045	789.516	484.837	120.827
2046	773.882	475.236	118.434
2047	758.559	465.826	116.089
2048	743.538	456.602	113.790
2049	728.815	447.561	111.537
2050	714.384	438.699	109.328
2051	700.238	430.012	107.164
2052	686.372	421.497	105.042
2053	672.781	413.151	102.962
2054	659.459	404.970	100.923
2055	646.401	396.951	98.925
2056	633.601	389.091	96.966

2057	621.055	381.386	95.046
2058	608.757	373.834	93.164
2059	596.703	366.432	91.319
2060	584.888	359.176	89.511
2061	573.306	352.064	87.738
2062	561.954	345.092	86.001
2063	550.827	338.259	84.298
2064	539.919	331.561	82.629
2065	529.228	324.996	80.993
2066	518.749	318.561	79.389
2067	508.477	312.253	77.817
2068	498.408	306.070	76.276
2069	488.539	300.009	74.766
2070	478.866	294.068	73.285
2071	469.383	288.245	71.834
2072	460.089	282.538	70.412
2073	450.979	276.943	69.017
2074	442.049	271.459	67.651
2075	433.296	266.084	66.311
2076	424.716	260.815	64.998
2077	416.306	255.651	63.711
2078	408.062	250.589	62.449
2079	399.982	245.627	61.213
2080	392.062	240.763	60.001
2081	384.299	235.995	58.813
2082	376.689	231.322	57.648
2083	369.230	226.742	56.507
2084	361.919	222.252	55.388
2085	354.752	217.851	54.291
2086	347.728	213.538	53.216
2087	340.842	209.309	52.162
2088	334.093	205.165	51.129
2089	327.478	201.102	50.117
2090	320.993	197.120	49.124
2091	314.637	193.217	48.152
2092	308.407	189.391	47.198
2093	302.300	185.641	46.264
2094	296.314	181.965	45.348
2095	290.447	178.362	44.450
2096	284.695	174.830	43.569
2097	279.058	171.368	42.707
2098	273.532	167.975	41.861
2099	268.116	164.648	41.032
2100	262.807	161.388	40.220

ANEXO C

Modelagem da emissão de metano – Modelo IPCC

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo IPCC (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
1977	24.618						24.618
1978	77.743						77.743
1979	127.991						127.991
1980	180.945						180.945
1981	246.576						246.576
1982	241.693	74.450					316.143
1983	236.907	143.156					380.063
1984	232.216	140.321	73.058				445.595
1985	227.618	137.543	143.307				508.468
1986	223.111	134.819	140.470	70.912			569.312
1987	218.693	132.149	137.688	144.648			633.179
1988	214.363	129.533	134.962	227.588			706.445
1989	210.118	126.968	132.289	336.155			805.530
1990	205.957	124.454	129.670	437.663			897.744
1991	201.879	121.989	127.102	428.996	112.384		992.351
1992	197.882	119.574	124.585	420.502	228.227		1.090.769
1993	193.963	117.206	122.118	412.175	330.071		1.175.535
1994	190.123	114.885	119.700	404.014	433.908		1.262.629
1995	186.358	112.610	117.330	396.014	539.052		1.351.364
1996	182.668	110.380	115.007	388.172	629.326		1.425.553
1997	179.051	108.195	112.730	380.486	616.864	90.660	1.487.985
1998	175.505	106.052	110.497	372.952	604.650	185.527	1.555.183
1999	172.030	103.952	108.309	365.567	592.677	265.507	1.608.042
2000	168.624	101.894	106.165	358.328	580.941	350.890	1.666.841
2001	165.285	99.876	104.062	351.233	569.437	446.368	1.736.261
2002	162.012	97.899	102.002	344.278	558.162	515.971	1.780.323
2003	158.804	95.960	99.982	337.461	547.109	550.672	1.789.988
2004	155.659	94.060	98.002	330.778	536.276	560.514	1.775.290
2005	152.577	92.198	96.062	324.229	525.657	557.933	1.748.655
2006	149.556	90.372	94.160	317.808	515.248	550.567	1.717.711

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo IPCC (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2007	146.594	88.582	92.295	311.515	505.046	541.913	1.685.946
2008	143.692	86.828	90.468	305.347	495.045	533.395	1.654.774
2009	140.846	85.109	88.676	299.301	485.243	522.833	1.622.008
2010	138.057	83.424	86.920	293.374	475.634	512.480	1.589.890
2011	135.324	81.772	85.199	287.565	466.216	502.332	1.558.408
2012	132.644	80.153	83.512	281.871	456.984	492.385	1.527.549
2013	130.018	78.566	81.858	276.289	447.935	482.636	1.497.302
2014	127.443	77.010	80.238	270.818	439.066	473.079	1.467.653
2015	124.919	75.485	78.649	265.456	430.372	463.711	1.438.592
2016	122.446	73.990	77.091	260.200	421.850	454.529	1.410.106
2017	120.021	72.525	75.565	255.047	413.496	445.529	1.382.184
2018	117.645	71.089	74.069	249.997	405.309	436.707	1.354.815
2019	115.315	69.681	72.602	245.047	397.283	428.059	1.327.988
2020	113.032	68.302	71.164	240.194	389.416	419.583	1.301.692
2021	110.794	66.949	69.755	235.438	381.705	411.275	1.275.916
2022	108.600	65.623	68.374	230.776	374.147	403.131	1.250.652
2023	106.449	64.324	67.020	226.207	366.738	395.149	1.225.887
2024	104.342	63.050	65.693	221.727	359.477	387.324	1.201.613
2025	102.275	61.802	64.392	217.337	352.358	379.655	1.177.819
2026	100.250	60.578	63.117	213.033	345.381	372.137	1.154.497
2027	98.265	59.379	61.867	208.815	338.542	364.768	1.131.636
2028	96.319	58.203	60.642	204.680	331.839	357.545	1.109.228
2029	94.412	57.050	59.441	200.627	325.268	350.465	1.087.264
2030	92.543	55.921	58.264	196.655	318.827	343.526	1.065.735
2031	90.710	54.813	57.111	192.761	312.514	336.723	1.044.632
2032	88.914	53.728	55.980	188.944	306.326	330.056	1.023.947
2033	87.153	52.664	54.871	185.202	300.260	323.520	1.003.671
2034	85.428	51.621	53.785	181.535	294.315	317.114	983.797
2035	83.736	50.599	52.720	177.940	288.487	310.835	964.317
2036	82.078	49.597	51.676	174.417	282.774	304.680	945.222

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo IPCC (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2037	80.453	48.615	50.653	170.963	277.175	298.647	926.505
2038	78.860	47.652	49.650	167.578	271.687	292.733	908.159
2039	77.298	46.709	48.667	164.260	266.307	286.937	890.177
2040	75.767	45.784	47.703	161.007	261.034	281.255	872.550
2041	74.267	44.877	46.758	157.819	255.865	275.686	855.272
2042	72.797	43.989	45.832	154.694	250.798	270.227	838.337
2043	71.355	43.118	44.925	151.631	245.832	264.876	821.737
2044	69.942	42.264	44.035	148.628	240.964	259.631	805.465
2045	68.557	41.427	43.163	145.685	236.193	254.490	789.516
2046	67.200	40.607	42.309	142.801	231.516	249.451	773.882
2047	65.869	39.803	41.471	139.973	226.932	244.511	758.559
2048	64.565	39.015	40.650	137.201	222.438	239.670	743.538
2049	63.286	38.242	39.845	134.484	218.034	234.924	728.815
2050	62.033	37.485	39.056	131.821	213.716	230.272	714.384
2051	60.805	36.742	38.282	129.211	209.484	225.712	700.238
2052	59.601	36.015	37.524	126.653	205.336	221.243	686.372
2053	58.421	35.302	36.781	124.145	201.270	216.862	672.781
2054	57.264	34.603	36.053	121.687	197.285	212.568	659.459
2055	56.130	33.918	35.339	119.277	193.378	208.359	646.401
2056	55.018	33.246	34.639	116.915	189.549	204.233	633.601
2057	53.929	32.588	33.953	114.600	185.796	200.189	621.055
2058	52.861	31.942	33.281	112.331	182.117	196.225	608.757
2059	51.814	31.310	32.622	110.107	178.511	192.339	596.703
2060	50.788	30.690	31.976	107.926	174.976	188.531	584.888
2061	49.783	30.082	31.343	105.789	171.511	184.798	573.306
2062	48.797	29.487	30.722	103.694	168.115	181.138	561.954
2063	47.831	28.903	30.114	101.641	164.786	177.552	550.827
2064	46.884	28.330	29.518	99.629	161.523	174.036	539.919
2065	45.955	27.769	28.933	97.656	158.325	170.590	529.228
2066	45.045	27.219	28.360	95.722	155.190	167.212	518.749

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo IPCC (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2067	44.153	26.681	27.799	93.827	152.117	163.901	508.477
2068	43.279	26.152	27.248	91.969	149.105	160.655	498.408
2069	42.422	25.634	26.709	90.148	146.152	157.474	488.539
2070	41.582	25.127	26.180	88.363	143.258	154.356	478.866
2071	40.759	24.629	25.661	86.613	140.422	151.300	469.383
2072	39.952	24.142	25.153	84.898	137.641	148.304	460.089
2073	39.161	23.663	24.655	83.217	134.916	145.367	450.979
2074	38.385	23.195	24.167	81.569	132.244	142.489	442.049
2075	37.625	22.736	23.689	79.954	129.625	139.667	433.296
2076	36.880	22.285	23.219	78.371	127.059	136.902	424.716
2077	36.150	21.844	22.760	76.819	124.543	134.191	416.306
2078	35.434	21.412	22.309	75.298	122.077	131.534	408.062
2079	34.732	20.988	21.867	73.807	119.659	128.929	399.982
2080	34.045	20.572	21.434	72.345	117.290	126.376	392.062
2081	33.370	20.165	21.010	70.913	114.967	123.874	384.299
2082	32.710	19.765	20.594	69.508	112.691	121.421	376.689
2083	32.062	19.374	20.186	68.132	110.460	119.016	369.230
2084	31.427	18.990	19.786	66.783	108.272	116.660	361.919
2085	30.805	18.614	19.395	65.461	106.128	114.350	354.752
2086	30.195	18.246	19.011	64.164	104.027	112.085	347.728
2087	29.597	17.884	18.634	62.894	101.967	109.866	340.842
2088	29.011	17.530	18.265	61.648	99.948	107.691	334.093
2089	28.436	17.183	17.903	60.428	97.969	105.558	327.478
2090	27.873	16.843	17.549	59.231	96.029	103.468	320.993
2091	27.321	16.509	17.201	58.058	94.127	101.419	314.637
2092	26.780	16.183	16.861	56.909	92.264	99.411	308.407
2093	26.250	15.862	16.527	55.782	90.437	97.442	302.300
2094	25.730	15.548	16.200	54.677	88.646	95.513	296.314
2095	25.221	15.240	15.879	53.595	86.891	93.622	290.447
2096	24.721	14.938	15.564	52.533	85.170	91.768	284.695
2097	24.232	14.643	15.256	51.493	83.483	89.951	279.058
2098	23.752	14.353	14.954	50.474	81.830	88.170	273.532
2099	23.282	14.068	14.658	49.474	80.210	86.424	268.116
2100	22.821	13.790	14.368	48.494	78.622	84.712	262.807

ANEXO D

Modelagem da emissão de metano – Modelo Scholl Canyon

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo Scholl Canyon (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
1977	62.776						62.776
1978	199.487						199.487
1979	331.546						331.546
1980	473.040						473.040
1981	649.536						649.536
1982	630.339	189.848					820.187
1983	611.710	368.807					980.516
1984	593.631	357.907	186.298				1.137.836
1985	576.087	347.329	369.123				1.292.538
1986	559.061	337.064	358.213	180.826			1.435.164
1987	542.538	327.102	347.627	372.433			1.589.699
1988	526.504	317.435	337.353	591.233			1.772.524
1989	510.943	308.053	327.382	879.572			2.025.950
1990	495.842	298.949	317.707	1.155.390			2.267.888
1991	481.188	290.113	308.317	1.121.243	286.579		2.487.441
1992	466.967	281.539	299.205	1.088.105	587.653		2.723.469
1993	453.166	273.219	290.362	1.055.947	858.881		2.931.574
1994	439.773	265.144	281.781	1.024.739	1.140.329		3.151.765
1995	426.776	257.308	273.453	994.453	1.430.356		3.382.345
1996	414.162	249.703	265.371	965.063	1.687.774		3.582.073
1997	401.922	242.323	257.528	936.541	1.637.892	231.183	3.707.389
1998	390.043	235.161	249.917	908.862	1.589.485	477.671	3.851.140
1999	378.516	228.211	242.531	882.001	1.542.509	690.989	3.964.757
2000	367.329	221.467	235.363	855.934	1.496.921	922.121	4.099.134
2001	356.473	214.921	228.407	830.637	1.452.680	1.183.307	4.266.426
2002	345.938	208.569	221.657	806.088	1.409.747	1.383.334	4.375.333
2003	335.714	202.405	215.106	782.265	1.368.083	1.497.875	4.401.447
2004	325.792	196.423	208.748	759.145	1.327.650	1.550.777	4.368.536
2005	316.163	190.618	202.579	736.709	1.288.412	1.572.498	4.306.979
2006	306.819	184.985	196.592	714.936	1.250.333	1.581.887	4.235.552

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo Scholl Canyon (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2007	297.751	179.517	190.782	693.806	1.213.380	1.587.620	4.162.857
2008	288.951	174.212	185.143	673.301	1.177.520	1.593.260	4.092.388
2009	280.412	169.063	179.671	653.402	1.142.719	1.546.172	3.971.439
2010	272.124	164.067	174.361	634.091	1.108.946	1.500.476	3.854.066
2011	264.082	159.218	169.208	615.351	1.076.172	1.456.130	3.740.161
2012	256.277	154.512	164.207	597.165	1.044.366	1.413.095	3.629.622
2013	248.703	149.946	159.354	579.516	1.013.501	1.371.332	3.522.351
2014	241.352	145.514	154.645	562.389	983.547	1.330.803	3.418.250
2015	234.219	141.213	150.074	545.767	954.479	1.291.472	3.317.225
2016	227.297	137.040	145.639	529.638	926.270	1.253.303	3.219.186
2017	220.580	132.990	141.334	513.984	898.894	1.216.262	3.124.045
2018	214.060	129.059	137.157	498.794	872.328	1.180.316	3.031.715
2019	207.734	125.245	133.104	484.052	846.547	1.145.433	2.942.115
2020	201.595	121.543	129.170	469.746	821.528	1.111.580	2.855.162
2021	195.636	117.951	125.352	455.863	797.248	1.078.728	2.770.779
2022	189.855	114.465	121.648	442.390	773.686	1.046.847	2.688.890
2023	184.244	111.082	118.052	429.316	750.820	1.015.908	2.609.422
2024	178.798	107.799	114.563	416.628	728.630	985.883	2.532.302
2025	173.514	104.613	111.178	404.314	707.095	956.746	2.457.461
2026	168.386	101.522	107.892	392.365	686.198	928.470	2.384.832
2027	163.409	98.521	104.703	380.769	665.917	901.029	2.314.349
2028	158.580	95.609	101.609	369.516	646.237	874.400	2.245.950
2029	153.893	92.784	98.606	358.595	627.137	848.557	2.179.572
2030	149.345	90.042	95.691	347.997	608.603	823.479	2.115.156
2031	144.931	87.380	92.863	337.712	590.616	799.141	2.052.644
2032	140.648	84.798	90.119	327.731	573.160	775.523	1.991.979
2033	136.491	82.292	87.455	318.045	556.221	752.603	1.933.107
2034	132.457	79.860	84.871	308.645	539.782	730.360	1.875.975
2035	128.542	77.500	82.362	299.524	523.829	708.775	1.820.532
2036	124.743	75.209	79.928	290.671	508.348	687.827	1.766.727

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo Scholl Canyon (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2037	121.057	72.986	77.566	282.081	493.324	667.499	1.714.512
2038	117.479	70.829	75.274	273.744	478.744	647.771	1.663.841
2039	114.007	68.736	73.049	265.654	464.595	628.627	1.614.667
2040	110.637	66.704	70.890	257.802	450.864	610.048	1.566.946
2041	107.368	64.733	68.795	250.183	437.539	592.018	1.520.636
2042	104.194	62.820	66.762	242.789	424.608	574.522	1.475.694
2043	101.115	60.963	64.789	235.614	412.059	557.542	1.432.081
2044	98.127	59.162	62.874	228.650	399.880	541.064	1.389.757
2045	95.226	57.413	61.016	221.892	388.062	525.073	1.348.683
2046	92.412	55.716	59.212	215.335	376.593	509.555	1.308.823
2047	89.681	54.070	57.462	208.970	365.463	494.495	1.270.142
2048	87.030	52.472	55.764	202.794	354.662	479.881	1.232.603
2049	84.458	50.921	54.116	196.801	344.180	465.698	1.196.175
2050	81.962	49.416	52.517	190.985	334.008	451.935	1.160.822
2051	79.540	47.955	50.964	185.340	324.137	438.578	1.126.515
2052	77.189	46.538	49.458	179.863	314.557	425.616	1.093.221
2053	74.908	45.163	47.997	174.547	305.261	413.037	1.060.912
2054	72.694	43.828	46.578	169.388	296.239	400.830	1.029.557
2055	70.546	42.533	45.201	164.382	287.484	388.984	999.129
2056	68.461	41.276	43.866	159.524	278.987	377.488	969.600
2057	66.437	40.056	42.569	154.809	270.742	366.331	940.944
2058	64.474	38.872	41.311	150.234	262.740	355.504	913.135
2059	62.568	37.723	40.090	145.794	254.975	344.998	886.148
2060	60.719	36.608	38.905	141.485	247.439	334.801	859.958
2061	58.925	35.526	37.755	137.303	240.126	324.907	834.543
2062	57.183	34.476	36.640	133.245	233.030	315.304	809.878
2063	55.493	33.457	35.557	129.307	226.143	305.986	785.943
2064	53.853	32.469	34.506	125.486	219.459	296.942	762.715
2065	52.261	31.509	33.486	121.777	212.973	288.166	740.173
2066	50.717	30.578	32.496	118.178	206.679	279.650	718.298

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo Scholl Canyon (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2067	49.218	29.674	31.536	114.685	200.570	271.385	697.069
2068	47.763	28.797	30.604	111.296	194.643	263.364	676.467
2069	46.352	27.946	29.699	108.007	188.890	255.581	656.475
2070	44.982	27.120	28.822	104.815	183.308	248.027	637.073
2071	43.652	26.319	27.970	101.717	177.890	240.697	618.244
2072	42.362	25.541	27.143	98.711	172.633	233.583	599.973
2073	41.110	24.786	26.341	95.793	167.531	226.680	582.241
2074	39.895	24.053	25.563	92.962	162.579	219.980	565.033
2075	38.716	23.342	24.807	90.215	157.774	213.479	548.334
2076	37.572	22.653	24.074	87.549	153.111	207.170	532.128
2077	36.462	21.983	23.362	84.961	148.586	201.047	516.401
2078	35.384	21.333	22.672	82.450	144.195	195.105	501.139
2079	34.338	20.703	22.002	80.013	139.933	189.339	486.328
2080	33.323	20.091	21.352	77.649	135.798	183.743	471.955
2081	32.338	19.497	20.721	75.354	131.784	178.313	458.007
2082	31.383	18.921	20.108	73.127	127.889	173.043	444.471
2083	30.455	18.362	19.514	70.965	124.110	167.928	431.334
2084	29.555	17.819	18.937	68.868	120.442	162.965	418.587
2085	28.682	17.292	18.378	66.833	116.882	158.149	406.216
2086	27.834	16.781	17.834	64.858	113.428	153.475	394.210
2087	27.011	16.285	17.307	62.941	110.075	148.939	382.559
2088	26.213	15.804	16.796	61.081	106.822	144.537	371.253
2089	25.438	15.337	16.299	59.275	103.665	140.266	360.281
2090	24.687	14.884	15.818	57.523	100.601	136.120	349.633
2091	23.957	14.444	15.350	55.823	97.628	132.097	339.300
2092	23.249	14.017	14.897	54.174	94.743	128.193	329.272
2093	22.562	13.603	14.456	52.572	91.943	124.404	319.540
2094	21.895	13.201	14.029	51.019	89.225	120.728	310.097
2095	21.248	12.811	13.614	49.511	86.588	117.160	300.932
2096	20.620	12.432	13.212	48.048	84.029	113.697	292.038
2097	20.011	12.065	12.822	46.628	81.546	110.337	283.407
2098	19.419	11.708	12.443	45.250	79.136	107.076	275.031
2099	18.845	11.362	12.075	43.912	76.797	103.911	266.903
2100	18.288	11.026	11.718	42.614	74.527	100.840	259.014

ANEXO E

Modelagem da emissão de metano – Modelo USEPA

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo USEPA (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
1977	24.373						24.373
1978	101.344						101.344
1979	228.063						228.063
1980	407.211						407.211
1981	651.337						651.337
1982	638.440	73.710					712.150
1983	625.798	215.444					841.242
1984	613.406	211.178	72.332				896.917
1985	601.260	206.996	214.216				1.022.472
1986	589.354	202.898	209.974	70.208			1.072.434
1987	577.684	198.880	205.817	213.419			1.195.799
1988	566.245	194.942	201.741	438.745			1.401.674
1989	555.033	191.082	197.746	771.561			1.715.422
1990	544.042	187.298	193.831	1.204.876			2.130.048
1991	533.270	183.589	189.993	1.181.018	111.268		2.199.138
1992	522.710	179.954	186.230	1.157.633	337.227		2.383.755
1993	512.360	176.391	182.543	1.134.710	664.020		2.670.023
1994	502.214	172.898	178.928	1.112.241	1.093.617		3.059.899
1995	492.270	169.474	175.385	1.090.217	1.627.314		3.554.661
1996	482.522	166.119	171.912	1.068.630	2.250.388		4.139.571
1997	472.968	162.829	168.508	1.047.469	2.205.828	89.759	4.147.361
1998	463.602	159.605	165.172	1.026.728	2.162.149	273.443	4.250.699
1999	454.422	156.445	161.901	1.006.397	2.119.336	536.313	4.434.814
2000	445.424	153.347	158.695	986.469	2.077.370	883.717	4.705.023
2001	436.604	150.310	155.553	966.936	2.036.235	1.325.651	5.071.289
2002	427.959	147.334	152.473	947.789	1.995.915	1.836.496	5.507.966
2003	419.485	144.417	149.453	929.022	1.956.394	2.381.698	5.980.468
2004	411.178	141.557	146.494	910.626	1.917.654	2.936.644	6.464.154
2005	403.037	138.754	143.593	892.594	1.879.682	3.489.035	6.946.695
2006	395.056	136.006	140.750	874.920	1.842.462	4.034.133	7.423.327

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo USEPA (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2007	387.233	133.313	137.963	857.595	1.805.979	4.570.663	7.892.747
2008	379.566	130.673	135.231	840.614	1.770.218	5.098.759	8.355.061
2009	372.050	128.086	132.553	823.968	1.735.165	4.997.797	8.189.620
2010	364.683	125.550	129.929	807.653	1.700.807	4.898.834	8.027.455
2011	357.461	123.064	127.356	791.660	1.667.129	4.801.831	7.868.500
2012	350.383	120.627	124.834	775.984	1.634.117	4.706.748	7.712.694
2013	343.445	118.238	122.362	760.619	1.601.760	4.613.548	7.559.972
2014	336.644	115.897	119.939	745.558	1.570.043	4.522.194	7.410.275
2015	329.978	113.602	117.564	730.794	1.538.954	4.432.648	7.263.541
2016	323.444	111.353	115.236	716.324	1.508.480	4.344.876	7.119.714
2017	317.040	109.148	112.955	702.140	1.478.610	4.258.842	6.978.734
2018	310.762	106.986	110.718	688.236	1.449.332	4.174.511	6.840.546
2019	304.608	104.868	108.525	674.608	1.420.633	4.091.850	6.705.094
2020	298.577	102.791	106.377	661.250	1.392.503	4.010.826	6.572.324
2021	292.665	100.756	104.270	648.157	1.364.929	3.931.407	6.442.183
2022	286.869	98.761	102.205	635.322	1.337.902	3.853.559	6.314.620
2023	281.189	96.805	100.182	622.742	1.311.410	3.777.254	6.189.582
2024	275.621	94.888	98.198	610.411	1.285.442	3.702.459	6.067.020
2025	270.163	93.010	96.253	598.324	1.259.989	3.629.146	5.946.885
2026	264.814	91.168	94.348	586.476	1.235.039	3.557.284	5.829.128
2027	259.570	89.363	92.479	574.863	1.210.584	3.486.845	5.713.704
2028	254.430	87.593	90.648	563.480	1.186.613	3.417.801	5.600.565
2029	249.392	85.859	88.853	552.323	1.163.116	3.350.124	5.489.666
2030	244.454	84.158	87.094	541.386	1.140.085	3.283.787	5.380.964
2031	239.614	82.492	85.369	530.666	1.117.510	3.218.763	5.274.414
2032	234.869	80.859	83.679	520.158	1.095.382	3.155.028	5.169.973
2033	230.218	79.257	82.022	509.858	1.073.692	3.092.554	5.067.601
2034	225.660	77.688	80.398	499.762	1.052.431	3.031.317	4.967.256
2035	221.191	76.150	78.806	489.866	1.031.591	2.971.293	4.868.897
2036	216.811	74.642	77.245	480.166	1.011.165	2.912.458	4.772.487

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo USEPA (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2037	212.518	73.164	75.716	470.658	991.142	2.854.787	4.677.985
2038	208.310	71.715	74.216	461.339	971.516	2.798.258	4.585.355
2039	204.185	70.295	72.747	452.203	952.279	2.742.849	4.494.559
2040	200.142	68.903	71.306	443.249	933.423	2.688.537	4.405.561
2041	196.179	67.539	69.894	434.472	914.940	2.635.301	4.318.325
2042	192.294	66.201	68.510	425.869	896.823	2.583.118	4.232.816
2043	188.487	64.891	67.154	417.436	879.064	2.531.969	4.149.001
2044	184.754	63.606	65.824	409.171	861.658	2.481.833	4.066.845
2045	181.096	62.346	64.521	401.069	844.596	2.432.689	3.986.316
2046	177.510	61.112	63.243	393.127	827.872	2.384.519	3.907.382
2047	173.995	59.902	61.991	385.342	811.479	2.337.302	3.830.010
2048	170.550	58.715	60.763	377.712	795.410	2.291.020	3.754.171
2049	167.173	57.553	59.560	370.233	779.660	2.245.655	3.679.833
2050	163.862	56.413	58.381	362.902	764.222	2.201.188	3.606.968
2051	160.618	55.296	57.225	355.716	749.089	2.157.602	3.535.545
2052	157.437	54.201	56.092	348.672	734.256	2.114.878	3.465.537
2053	154.320	53.128	54.981	341.768	719.717	2.073.001	3.396.914
2054	151.264	52.076	53.892	335.001	705.466	2.031.953	3.329.651
2055	148.269	51.045	52.825	328.367	691.496	1.991.717	3.263.720
2056	145.333	50.034	51.779	321.865	677.804	1.952.279	3.199.094
2057	142.455	49.043	50.754	315.492	664.382	1.913.621	3.135.747
2058	139.634	48.072	49.749	309.245	651.227	1.875.729	3.073.655
2059	136.869	47.120	48.764	303.121	638.332	1.838.587	3.012.793
2060	134.159	46.187	47.798	297.119	625.692	1.802.180	2.953.136
2061	131.503	45.273	46.852	291.236	613.302	1.766.495	2.894.660
2062	128.899	44.376	45.924	285.469	601.158	1.731.516	2.837.341
2063	126.346	43.497	45.015	279.816	589.254	1.697.230	2.781.158
2064	123.845	42.636	44.123	274.275	577.586	1.663.622	2.726.088
2065	121.392	41.792	43.249	268.844	566.149	1.630.680	2.672.108
2066	118.989	40.964	42.393	263.521	554.939	1.598.391	2.619.196

Estimativa de geração de metano nas células do Aterro de Moskogen utilizando o Modelo USEPA (m³)

	Célula 1	Célula 2	Célula 3	Célula 4	Célula 5	Célula Ö1	Evolução das emissões de CH4
Ano	Total de CH4 gerado de 1977 até 2021						
2067	116.632	40.153	41.554	258.303	543.950	1.566.740	2.567.333
2068	114.323	39.358	40.731	253.188	533.179	1.535.717	2.516.496
2069	112.059	38.579	39.924	248.175	522.622	1.505.308	2.466.666
2070	109.840	37.815	39.134	243.260	512.273	1.475.500	2.417.823
2071	107.665	37.066	38.359	238.443	502.129	1.446.284	2.369.947
2072	105.533	36.332	37.599	233.722	492.187	1.417.645	2.323.019
2073	103.444	35.613	36.855	229.094	482.441	1.389.574	2.277.020
2074	101.395	34.908	36.125	224.558	472.888	1.362.059	2.231.932
2075	99.388	34.216	35.410	220.111	463.524	1.335.088	2.187.737
2076	97.420	33.539	34.709	215.753	454.346	1.308.652	2.144.417
2077	95.491	32.875	34.021	211.480	445.349	1.282.739	2.101.954
2078	93.600	32.224	33.348	207.293	436.530	1.257.339	2.060.333
2079	91.746	31.586	32.687	203.188	427.887	1.232.442	2.019.535
2080	89.930	30.960	32.040	199.165	419.414	1.208.038	1.979.546
2081	88.149	30.347	31.406	195.221	411.109	1.184.117	1.940.348
2082	86.403	29.746	30.784	191.355	402.968	1.160.670	1.901.927
2083	84.693	29.157	30.174	187.566	394.989	1.137.687	1.864.266
2084	83.015	28.580	29.577	183.852	387.168	1.115.159	1.827.351
2085	81.372	28.014	28.991	180.212	379.501	1.093.078	1.791.167
2086	79.760	27.459	28.417	176.643	371.987	1.071.433	1.755.700
2087	78.181	26.915	27.854	173.146	364.621	1.050.217	1.720.935
2088	76.633	26.383	27.303	169.717	357.401	1.029.422	1.686.858
2089	75.116	25.860	26.762	166.356	350.324	1.009.038	1.653.456
2090	73.628	25.348	26.232	163.062	343.387	989.058	1.620.715
2091	72.170	24.846	25.713	159.833	336.587	969.473	1.588.623
2092	70.741	24.354	25.204	156.669	329.923	950.276	1.557.166
2093	69.340	23.872	24.704	153.566	323.390	931.459	1.526.332
2094	67.967	23.399	24.215	150.525	316.986	913.015	1.496.109
2095	66.621	22.936	23.736	147.545	310.709	894.936	1.466.484
2096	65.302	22.482	23.266	144.623	304.557	877.215	1.437.445
2097	64.009	22.037	22.805	141.760	298.526	859.845	1.408.982
2098	62.742	21.600	22.354	138.953	292.615	842.819	1.381.082
2099	61.499	21.172	21.911	136.201	286.821	826.130	1.353.735
2100	60.282	20.753	21.477	133.504	281.141	809.772	1.326.929