

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA

ANÁLISE DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO EM ATERRO SANITÁRIO
BASEADA EM CENÁRIOS DE GERAÇÃO DE EFLUENTES

por

ANDRÉ LUIS RIBEIRO THOMAZONI

Dissertação para obtenção do Título de
Mestre em Engenharia

Porto Alegre, março de 2014

ANÁLISE DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO EM ATERROS SANITÁRIOS
BASEADA EM CENÁRIOS DE PRODUÇÃO DE EFLUENTES

por

ANDRÉ LUIS RIBEIRO THOMAZONI

Engenheiro Mecânico

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos necessários para obtenção do Título de

Mestre em Engenharia

Área de Concentração: Fenômenos de Transporte

Orientador: Prof. Dr. Paulo Smith Schneider

Aprovada por:

Prof. Dr. Geraldo A. Reichert

Dr. Mario Saffer

Prof. Dr. Luiz A. O. Rocha

Prof. Dr. Rogério Marczak

Coordenador do PROMEC

Porto Alegre, 31 de Março de 2014

AGRADECIMENTOS

A minha família, em especial meus pais, Marisa e Adhemar, pelo carinho e incentivo a continuar estudando.

A minha namorada Juliana Pontes pela infundável compreensão e companheirismo.

Ao meu orientador Paulo Schneider pela orientação e amizade.

Aos professores do PROMEC pelo seu empenho e dedicação.

Aos colegas e amigos do Grupo de Estudos Térmicos (GESTE).

Por fim a CAPES pela bolsa de mestrado e a UFRGS pela estrutura de ensino e pesquisa.

RESUMO

O aumento da preocupação de soluções ambientalmente adequadas e energeticamente eficientes, aliado às recentes mudanças nas diretrizes políticas Brasileiras em relação à gestão e ao gerenciamento de resíduos sólidos e suas práticas de disposição final, permite a oportunidade de investigar a recuperação energética e o abatimento dos efluentes gerados por aterros sanitários. O presente trabalho explora, separadamente, o uso de modelo de previsão de produção de biogás baseado no decaimento de primeira ordem, e para a estimativa de produção de lixiviado, aplica-se o método do balanço hídrico (MBH). A partir de variação dos principais parâmetros de entrada de cada modelo, obtêm-se cenários de produção de biogás e estimativas da capacidade de geração máxima e mínima de lixiviado para o aterro sanitário de Guajuviras (Canoas - RS, Brasil). Tomando os resultados de geração de lixiviado e de biogás calculados, estima-se o potencial energético disponível e o desempenho de três diferentes sistemas de conversão energética propostos: geração elétrica por motogeradores, evaporação de lixiviado em regime de cogeração com motogeradores, motogeradores com trocadores de calor em regime de cogeração e sistema de evaporação de lixiviado (LES). Resultados obtidos para o período analisado, mostram que a produção elétrica do cenário mais conservador está na faixa entre 17.300 a 18.800 MWh, enquanto que a produção de energia elétrica do cenário otimista atinge valores entre 416.976 e 459.900 MWh. Já para a evaporação de lixiviado, os volumes evaporados em regime de cogeração variaram de 1 a 70% em relação ao volume de lixiviado gerado pelo aterro sanitário, enquanto que o LES, considerando o cenário otimista, foi capaz de evaporar 100% do lixiviado durante 18 anos.

Palavras-chave: biogás; lixiviado; recuperação energética em aterro sanitário; modelagem energética de aterro sanitário; abatimento integrado; emissões de aterro sanitário.

ABSTRACT

The growing concern on environmentally suitable and energy efficient solutions allied with the recent changes in the Brazilian policies on the solid waste management and its final disposal practices, enables an opportunity to investigate the energy recovery and abatement of landfills emissions. The present work explores separately the utilization of 1st order decay model for assess the landfill gas (LFG) production, and applies the water budget method for prediction of leachate generation. Ranging the main input parameters on each model, were obtained distinct scenarios for LFG production and the maximum and minimum leachate generation capacity of Guajuviras landfill (Canoas- RS, Brazil). Based in the calculated results for leachate and LFG production were assessed the available energetic potential and the performance of three distinct energetic conversion systems: motogenerators, heat exchangers in cogeneration with motogenerators and leachate evaporation system (LES). Results for the analyzed period show that the electric generation for conservative scenario ranges between 17.300 to 18.800 MWh, whereas, the electricity production for more optimistic scenario ranges between 416.976 to 459.900 MWh. As for the leachate evaporation, the evaporated volume by the cogeneration system reaches values between 1 to 70% of the leachate produced by the landfill, whereas, the LES, considering the optimistic scenario, is able to evaporate all the generated leachate by the landfill among 18 years.

Keywords: LFG; leachate; landfill energetic recovery; landfill energetic modeling; integrated abatement; landfill emissions

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Revisão bibliográfica	3
1.2 Objetivos	8
1.3 Organização do Trabalho	8
2 REAÇÕES EM ATERROS SANITÁRIOS E SEUS PRODUTOS	10
2.1 Decomposição microbiológica em aterros sanitários	10
2.2 Biogás de aterro sanitário	15
2.2.1 Reação de digestão anaeróbia.....	15
2.2.2 Composição do biogás.....	16
2.2.3 Modelos para estimativa de produção de biogás.....	18
2.2.3.1 Modelo de decaimento de primeira ordem do IPCC	18
2.2.3.2 Determinação dos parâmetros de geração de biogás	23
2.3 Lixiviado.....	29
2.3.1 Composição do Lixiviado	29
2.3.2 Volume de lixiviado produzido.....	31
2.3.3 Modelo do balanço hídrico MBH.....	33
3 ATERRO DE GUAJUVIRAS.....	40
3.1 Apresentação do aterro de Guajuviras	40
3.2 Resultados para a geração de efluentes.....	44
3.2.1 Geração de biogás	44
3.2.2 Geração de lixiviado.....	51
3.3 Conclusões parciais.....	53
4 VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA EM ATERRO SANITÁRIO.....	54
4.1 Sistema de coleta e de tratamento de biogás.....	56
4.2 Sistema de conversão energética	59
4.2.1 Sistemas de geração de eletricidade com motogeradores.....	60
4.2.2 Cogeração.....	62
4.2.3 Sistema de evaporação de lixiviado (SEL).....	66
4.3 Resultados da avaliação de aproveitamento energético do aterro de Guajuviras	67
4.3.1 Potencial energético disponível.....	68
4.3.2 Produção de energia elétrica por motogeradores.....	70
4.3.3 Evaporação de lixiviado em regime de cogeração	74
4.3.4 Evaporação de lixiviado em SEL	79
4.4 Conclusões parciais.....	82
5 CONCLUSÕES	84
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	86
ANEXO I.....	92
ANEXO II	93
ANEXO III.....	95
APÊNDICE A	96
APÊNDICE B	99

APÊNDICE C	110
APÊNDICE D	115
APÊNDICE E	118
APÊNDICE F	121

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Método de destinação final dos RSU coletados no Brasil para: (a) o ano de 2000; (b) o ano de 2008 [MMA, 2013b].....	2
Figura 2.1 – Fases da decomposição dos resíduos sólidos e seus subprodutos gasosos em função do tempo [Fonte: Tchobanoglous e Kreith, 2002]	11
Figura 2.2 – Fases da decomposição dos resíduos sólidos e características do lixiviado produzido em função do tempo [Fonte: Tchobanoglous e Kreith, 2002]	12
Figura 2.3 – Processos da decomposição anaeróbia dos resíduos (fase III e IV – Figura 2.1) [Adaptado: Salminen e Rintala, 2002; Renou et al., 2008]	13
Figura 2.4 – Fatores regulatórios da composição do lixiviado em aterros sanitários [Adaptado de: El-Fadel et al., 2002].....	30
Figura 2.5 – Fatores e suas características que afetam a geração volumétrica de lixiviado [Adaptada de: El-Fadel et al., 2002].....	31
Figura 2.6 – Ciclo de água em um aterro sanitário [Adaptado de: Renou et al., 2008]	32
Figura 2.7 – Armazenamento de água no solo [Adaptado de: Fenn et al., 1975]	34
Figura 2.8 – Volume anual de lixiviado estimado pelo WBM – L_{est} [Adaptado de: Fenn et al., 1975]	38
Figura 3.1 – Localização do município de Canoas	40
Figura 3.2 – Aterro de Guajuviras (2008)	41
Figura 3.3 – Aterro de Guajuviras em fase de encerramento, operando como estação de transbordo	41
Figura 3.4 – Foto de detalhes de um conjunto dreno e queimador do sistema passivo de alívio de biogás no aterro de Guajuviras: (a) detalhe interno da extremidade do dreno; (b) dreno e queimador de biogás montados; (c) detalhe do protetor de queimador do dreno	43
Figura 3.5 – Combinação dos parâmetros DOC_i e k_i para obtenção dos cenários de geração de biogás	45
Figura 3.6 – Valores de LFG_{aT} estimados para o Cenário 1	49
Figura 3.7 – Valores de LFG_{aT} estimados para o Cenário 2.....	49
Figura 3.8 – Valores da produção acumulada de LFG_{aT} para ambos os cenários de geração	50
Figura 4.1 – Previsão da vazão média de CH_4 recuperado e potência elétrica gerada média por região do Brasil para um período de 30 anos em cenário conservador [Adaptado de: ABRELPE, 2012]	54
Figura 4.2 – Rotas do aproveitamento energético do biogás [Adaptado de: INiG, 2010]	55
Figura 4.3 – Sistema de coleta, tratamento e de conversão energética em aterro sanitário.....	56

Figura 4.4 – Ilustração de sistemas de coleta de diferentes configurações quanto a tubulação: (a) sistema de coleta com tubulações horizontais; (b) sistema de coleta com tubulações verticais [Adaptado de: Tchobanoglous e Kreith, 2002].....	57
Figura 4.5 – Motogeradores para uso de biogás em aterros sanitários: (a) aterro sanitário de Barycz, Cracóvia – Polônia; (b) Aterro sanitário de Luohe – China [INiG, 2010; UPM, 2013]	60
Figura 4.6 – Ilustração de um trocador de calor contra corrente [Adaptado de: Stoecker, 1989]	63
Figura 4.7 – Valores de ψ para o cenário de mínimo potencial energético disponível – $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$ e $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	69
Figura 4.8 – Valores de ψ para o cenário de máximo potencial energético disponível – $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$ e $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	69
Figura 4.9 – Estimativa de geração elétrica empregando MG ₁ ($\varphi = 77,5$) para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	71
Figura 4.10 – Estimativa de geração elétrica empregando MG ₁ ($\varphi = 77,5$) para $\psi_{k_{max}}^{Min}$	71
Figura 4.11 – Estimativa de geração elétrica empregando MG ₂ ($\varphi = 2170,5$) para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	72
Figura 4.12 – Estimativa de geração elétrica empregando MG ₂ ($\varphi = 2170,5$) para $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	73
Figura 4.13 – Desenho esquemático do sistema de conversão energética em regime de cogeração	74
Figura 4.14 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG ₁ para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	77
Figura 4.15 – Estimativa da vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG ₁ para $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	77
Figura 4.16 – Estimativa da vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG ₂ para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	78
Figura 4.17 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG ₂ para $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	79

Figura 4.18 – Estimativa da vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual L_{vp}^{SEL} para φ correspondente a curva $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	80
Figura 4.19 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual L_{vp}^{SEL} para φ correspondente a curva $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	80
Figura 4.20 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual L_{vp}^{SEL} para φ correspondente a curva $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	81
Figura 4.21 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual L_{vp}^{SEL} para φ correspondente a curva $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	82
Figura II.1 – Desenho de detalhes técnicos do <i>liner</i> de fundo [SMMA, 2013b]	93
Figura II.2 – Desenho de detalhes vista superior do aterro de Guajuviras técnicos [SMMA, 2013b]	94
Figura A.1 – Classificação dos resíduos sólidos conforme ABNT, 2004	96
Figura B.1 – Fluxograma de cálculo de produção de biogás do modelo do IPCC	99
Figura B.2 – Fluxograma de cálculo de produção de biogás do modelo do IPCC – parte A	100
Figura C.1 – Fluxograma para o cálculo do MBH	110
Figura D.1 – Fluxograma para obtenção das propriedades de umidade do solo de revestimento	115
Figura D.2 – Fluxograma para obtenção do coeficiente empírico C'	116
Figura D.3 – Fluxograma para obtenção da variação de W_s e $PERC$	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Constituintes típicos do biogás e suas faixas de valores [Adaptado de: Tchobanoglous e Kreith, 2002].....	17
Tabela 2.2 – Constituintes típicos de biogás analisados em diferentes aterros sanitários [Fontes: Bove e Lunghi, 2006; Campani et al., 2009; Gewald et al., 2012; Carolino e Ferreira, 2013].....	18
Tabela 2.3 – Valores de η_c encontrados na literatura.....	23
Tabela 2.4 – Valores para o <i>MCF</i> [IPCC, 2006]	24
Tabela 2.5 – Valores de <i>DOC</i> recomendado por componente/material do RSU [IPCC, 2006]	25
Tabela 2.6 – Valores de <i>BF</i> e <i>C_m</i> coletados na literatura.....	26
Tabela 2.7 – Classificação da zona climática [IPCC, 2006].....	28
Tabela 2.8 – Valores de <i>k</i> em função da zona climática [IPCC, 2006]	28
Tabela 2.9 – Faixa dos valores característicos do lixiviado de aterros sanitários jovens e maduros [Adaptado de: Tchobanoglous & Kreith, 2002].....	30
Tabela 2.10 – Propriedades de umidade do solo [Adaptado de: Castilhos, 2003]	35
Tabela 2.11 – Coeficientes para determinar <i>C'</i> [Castilhos, 2003]	36
Tabela 2.12 – Premissas para aplicação do WBM [Fenn et al., 1975]	39
Tabela 3.1 – Histórico de armazenamento de resíduos para o aterro de Guajuviras [SMMA, 2013a].....	42
Tabela 3.2 – Composição gravimétrica adotada para o aterro de Guajuviras com base nos dados de PMPA, 2012	42
Tabela 3.3 – Histórico do volume de lixiviado recuperado anual <i>L_{rec}</i> (10 ⁶ L/ano) [SMMA, 2013a].....	44
Tabela 3.4 – Valores de <i>MCF</i> e <i>DOC_f</i> utilizados nos cálculos.....	45
Tabela 3.5 – Valores máximos e mínimos de <i>BF</i> e <i>C_m</i> selecionados para o cálculo de <i>DOC_i^{BF-C_m}</i>	46
Tabela 3.6 – Valores de <i>DOC_i^{IPCC}</i> e <i>DOC_i^{BF-C_m}</i> obtidos e de <i>DOC_i</i> adotados, em Gg de carbono orgânico/ Gg de RSU	47
Tabela 3.7 – Valores de <i>L_{0i}</i> obtidos, em Nm ³ CH ₄ / ton de RSU	47
Tabela 3.8 – Valores de <i>k_i</i> adotados para zona climática temperada úmida, anos ⁻¹ [IPCC, 2006].....	48
Tabela 3.9 – Propriedades de umidade da camada de cobertura do aterro sanitário de Guajuviras.	51
Tabela 3.10 – Resultado para o volume anual de lixiviado estimado – <i>L_{est}</i> , da vazão média de lixiviado – <i>L_{est,h}</i> , e da a quantidade de percolado anual <i>PERC_a</i> para 6 anos analisados, para uma área de 8,1 ha.....	52
Tabela 3.11 – Comparação entre os valores estimados pelo MBH e valores coletados.....	52

Tabela 3.12 – Valores de $L_{est,h}^{Max}$ e $L_{est,h}^{Min}$ calculados, considerando $Dev = 18,1\%$	53
Tabela 4.1 – Tipos de tecnologias e quantidades de projetos de recuperação energética em aterros sanitários dos EUA até janeiro de 2010 [Adaptada de: USEPA, 2013].....	59
Tabela 4.2 – Sistemas de recuperação energética propostos e suas características	59
Tabela 4.3 – Parâmetros dos motogeradores utilizados em Gewalt et al., 2012.....	61
Tabela 4.4 – Características do biogás requisitados para o funcionamento de motogeradores de diferentes fabricantes [Fonte: Maciel, 2009, <i>apud</i> Environmental Agency, 2004]	62
Tabela 4.5 – Parâmetros dos gases de exaustão dos motogeradores utilizados em Gewalt et al., 2012	63
Tabela 4.6 – Relações de efetividade para trocadores de calor [Adaptado de: Incropera et al., 2011]	65
Tabela 4.7 – Tipos de evaporadores e suas descrições [Adaptado de: Rehman, 2003].....	66
Tabela 4.8 – Taxa térmica requisitada para funcionamento dos motogeradores φ , em kW, para 2 motogeradores	70
Tabela 4.9 – Energia elétrica gerada por quadriênio, MWh, para os cenários de potencial energético disponível no aterro sanitário de Guajuviras	73
Tabela 4.10 – Aproveitamento de ψ pelo sistema com motogeradores apenas	74
Tabela 4.11 – Composição volumétrica, temperatura e pressão dos gases de exaustão para o MG_1 e MG_2	75
Tabela 4.12 – Valores de \dot{m}_{GEx} obtidos para os motogeradores MG_1 e MG_2 com $\bar{\gamma}_{GEx} = 1,763 \times 10^{-3} \text{ kg/(s kW)}$	75
Tabela 4.13 – Determinação do valor de $\bar{\gamma}_{GEx}$	76
Tabela 4.14 – Valores de \dot{m}_{GEx} e L_{vp}^{TC} para cada motogerador (MG_1 e MG_2).....	76
Tabela I.1 – Tabela de retenção de umidade do solo argiloso e de espessura e igual a 0.6 metros [Castilhos, 2003]	92
Tabela III.1 – Valores representativos de U para fluidos e superfícies de transferência de calor comumente utilizados [Adaptado de: TET, 2013]	95
Tabela A.1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em base úmida [Fontes: PMCGS, 2013; PMPA, 2012; PMS, 2010 e USEPA, 2011]	97
Tabela B.1– Dados de entrada do exemplo de aplicação do modelo de IPCC, 2006	101
Tabela B.2 – Valores de $DDOC_m$ para o exemplo de aplicação.....	101
Tabela B.3 – Valores de $DDOC_{m_a T}$ para o exemplo de aplicação, ano 1	102
Tabela B.4 – Valores de $DDOC_{m_{dec T}}$ para o exemplo de aplicação, ano 1	102
Tabela B.5 – Valores de $CH_{4g T}$ para o exemplo de aplicação, ano 1, com $F_{CH4} = 0,5$	103
Tabela B.6 – Valores de $LFG_{a T}$ para o exemplo de aplicação, ano 1, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2	103

Tabela B.7 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 1, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂ e η_c igual a 50%.....	103
Tabela B.8 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 2	104
Tabela B.9 – Valores de $DDOCm_{decT}$ para o exemplo de aplicação, ano 2	104
Tabela B.10 – Valores de CH_{4gT} para o exemplo de aplicação, ano 2, com $F_{CH4} = 0,5$	104
Tabela B.11 – Valores de LFG_{aT} para o exemplo de aplicação, ano 2, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂	105
Tabela B.12 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 2, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂ e η_c igual a 50%.....	105
Tabela B.13 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 3	105
Tabela B.14 – Valores de $DDOCm_{decT}$ para o exemplo de aplicação, ano 3	106
Tabela B.15 – Valores de CH_{4gT} para o exemplo de aplicação, ano 3, com $F_{CH4} = 0,5$	106
Tabela B.16 – Valores de LFG_{aT} para o exemplo de aplicação, ano 3, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂	106
Tabela B.17 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 3, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂ e η_c igual a 50%.....	107
Tabela B.18 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 4	107
Tabela B.19 – Valores de $DDOCm_{decT}$ para o exemplo de aplicação, ano 4	107
Tabela B.20 – Valores de CH_{4gT} para o exemplo de aplicação, ano 4, com $F_{CH4} = 0,5$	108
Tabela B.21 – Valores de LFG_{aT} para o exemplo de aplicação, ano 4, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂	108
Tabela B.22 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 4, com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂ e η_c igual a 50%.....	108
Tabela B.23 – Valores de LFG_{aT} acumulado para o exemplo de aplicação com composição volumétrica de 50% CH ₄ e 50% CO ₂	109
Tabela C.1 – Dados de P e PET do exemplo de aplicação do MBH, em mm H ₂ O	111
Tabela C.2 – Propriedades de umidade para o solo de revestimento do exemplo de aplicação do MBH, em mm H ₂ O, para $e = 0,6$ m	111
Tabela C.3 – Determinação do coeficiente C' do exemplo de aplicação do MBH, adimensional	111
Tabela C.4 – Valores de escoamento superficial R do exemplo de aplicação do MBH, mm H ₂ O	112
Tabela C.5 – Valores de infiltração I do exemplo de aplicação do MBH, mm H ₂ O	112
Tabela C.6 – Valores do balanço de água no solo de cobertura WB do exemplo de aplicação do MBH, mm H ₂ O	112
Tabela C.7 – Determinação da variação de W_s e $PERC$ do exemplo de aplicação do MBH, em mm H ₂ O	113
Tabela E.1 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2012	118
Tabela E.2 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2011	118

Tabela E.3 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2010	119
Tabela E.4 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2009	119
Tabela E.5 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2008	120
Tabela E.6 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2007	120
Tabela F.1 – Variáveis do cálculo do trocador de calor para \dot{m}_{GEx} igual a 4,4086 x 10 ² kg/s.....	121
Tabela F.2 – Variáveis do cálculo do trocador de calor para \dot{m}_{GEx} igual a 1,234 kg/s.....	122

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EUA	Estados Unidos da América
EVPMA	Evapotranspiração Potencial Média Anual
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HELP	<i>Hydrologic Evaluation of Landfill Performance</i>
INiG	<i>Poland National Institution of Oil and Gas</i>
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
MBH	Método do Balanço Hídrico
MCI	Motores Recíprocos de Combustão Interna
MG ₁	Motogerador 1
MG ₂	Motogerador 2
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MODUELO 2	Modelo de biodegradação de RSU da universidade de Cantabria
NBR	Norma Brasileira
PAG	Potencial de Aquecimento Global
pH	Potencial Hidrogeniônico
PMA	Precipitação Média Anual
PMPA	Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos de Porto Alegre
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNUD	Programa das Nações Unidas para Desenvolvimento
PROSAB	Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SEL	Sistema de Evaporação de Lixiviado
SMMA	Secretaria Municipal de Preservação Ambiental do Município de Canoas
SST	Sólidos Suspensos Totais
TET	<i>The Engineering Toolbox</i>
TMA	Temperatura Média Anual
UNSTATS	<i>United Nation Statistical Division</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

$4a+b-2c-3d$	Coeficiente estequiométrico da reação de digestão	Mols
A	Área de transferência de calor	m^2
BF	Fração biodegradável	Adimensional
BMP	Potencial de metano bioquímico	$Nm^3 CH_4/ton$ RSU
C	Coeficiente empírico que considera o tipo de solo de cobertura	Adimensional
C'	Coeficiente empírico produto de C e α	Adimensional
CH_{4gT}	Massa de metano gerada durante o ano T	Gg de metano
C_m	Potencial de geração de metano estequiométrico	$Nm^3 CH_4/ton$ RSU
C_{max}	Maior produto entre c_p e \dot{m} dos dois fluidos que trocam calor	$kW/^\circ C$
C_{min}	Menor produto entre c_p e \dot{m} dos dois fluidos que trocam calor	$kW/^\circ C$
c_p	Calor específico do fluido	$kJ/(kg \ ^\circ C)$
C_R	Razão entre C_{min} e C_{max}	Adimensional
D	Fator de capacidade do sistema	Adimensional
Dev	Desvio entre L_{est} e L_{rec}	Adimensional
$DDOCm$	Carbono orgânico degradável decomponível	Gg de carbono orgânico
$DDOCm(0)$	Valor de $DDOCm$ no tempo inicial	Gg de carbono orgânico
$DDOCm_a$	$DDOCm$ não decomposto nos anos anteriores a $T-1$	Gg de carbono orgânico
$DDOCm_{aT}$	$DDOCm$ não decomposto ao fim do ano T	Gg de carbono orgânico
$DDOCm_{a(T-1)}$	$DDOCm$ no ano $T-1$	Gg de carbono orgânico
$DDOCm_{dec T}$	$DDOCm$ que é decomposto durante o ano T	Gg de carbono orgânico
$DDOCm_{T-1}$	$DDOCm$ disposto durante o ano anterior a T	Gg de carbono orgânico
DOC	Fração de carbono orgânico degradável	Gg de carbono orgânico/Gg de RSU
DOC_f	Fração de DOC que irá degradar sob condição anaeróbia	Adimensional

$DOC_i^{BF-C_m}$	Carbono orgânico degradável obtido a partir de BF e C_m	Gg de carbono orgânico/Gg de RSU
DOC_i^{IPCC}	Carbono orgânico degradável obtido a partir de IPCC,2006	Gg de carbono orgânico/Gg de RSU
e	Espessura da camada de cobertura	m
FC	Capacidade de campo	mm H ₂ O
FC'	Capacidade de campo específica	mmH ₂ O/m
F_{CH_4}	Fração volumétrica de metano no biogás	Adimensional
h_{in}	Entalpia específica da água na entrada do evaporador	kJ/kg
h_{out}	Entalpia específica da água na saída do evaporador	kJ/kg
I	Infiltração	mmH ₂ O/mês
k	Constante da taxa de reação	Ano ⁻¹
L_0	Potencial de geração de CH ₄	Nm ³ CH ₄ /ton RSU
L_{est}	Volume de lixiviado anual estimado	10 ⁶ litros por ano
$L_{est;h}$	Vazão volumétrica média anual de lixiviado	L/h
$L_{est;h}^{2009}$	Valor de $L_{est;h}$ para o ano de 2009	L/h
$L_{est;h}^{2012}$	Valor de $L_{est;h}$ para o ano de 2012	L/h
$L_{est;h}^{Max}$	Vazão volumétrica máxima de lixiviado	L/h
$L_{est;h}^{Min}$	Vazão volumétrica mínima de lixiviado	L/h
L_{rec}	Volume anual de lixiviado recuperado	10 ⁶ L/ano
L_{vp}^{TC}	Vazão volumétrica de lixiviado evaporável em média anual pelo trocador de calor contra corrente	L/h
L_{vp}^{SEL}	Vazão volumétrica de lixiviado evaporável em média anual pelo SEL	L/h
LFG_{aT}	Vazão volumétrica média anual de biogás produzido no ano T	Nm ³ /h
LFG_{aT}^R	Vazão volumétrica média anual de biogás coletado no ano T	Nm ³ /h
LHV	Poder calorífico inferior	kJ/kg
\dot{m}_c	Vazão mássica do fluido frio	kg/s
\dot{m}_f	Vazão mássica de combustível	kg/s
\dot{m}_{GEx}	Vazão mássica dos gases de exaustão	kg/s

\dot{m}_h	Vazão mássica do fluido quente	kg/s
\dot{m}_{H_2O}	Vazão mássica da água evaporada	kg/s
\dot{m}_n	Vazão mássica do fluido que não troca de fase	kg/s
\dot{m}_{vp}^{TC}	Vazão mássica média anual evaporada de lixiviado pelo trocador de calor	kg/s
MCF	Fator de correção do metano	Adimensional
MW_{CH_4}	Massa molar do CH_4	kg/kmol
MW_{CO_2}	Massa molar do CO_2	kg/kmol
MW_{Ratio}	Razão das massas molares de CH_4 e C	kg CH_4 /kg C
NTU	Número de transferência unitária de calor	Adimensional
P	Precipitação	mmH ₂ O/mês
$PERC$	Percolação da água em direção a massa de RSU	mmH ₂ O/mês
$PERC_a$	Quantidade de percolado anual	mmH ₂ O/ano
PET	Evapotranspiração potencial	mmH ₂ O/mês
\dot{q}	Taxa de transferência de calor no trocador de calor	kW
\dot{q}_a	Taxa de transferência calor realmente trocada no trocador de calor	kW
\dot{q}_{comb}	Taxa de energia térmica fornecida pela combustão	kW
\dot{q}_{max}	Máxima taxa de transferência de calor que pode ser obtida no trocador de calor	kW
\dot{q}_{VP}	Taxa de energia térmica de vaporização	kW
R	Escoamento superficial	mmH ₂ O/mês
t	Tempo	Anos
$t_{1/2}$	Valor de meia-vida	Anos
T_{cr}	Temperatura de troca de fase do fluido que será evaporado/condensado	°C
T	Temperatura	°C
U	Coefficiente global de transferência de calor	kW/(m ² °C)
w	Conteúdo de umidade do RSU	Adimensional
W	Massa de resíduo sólido urbano	Gg de RSU
$W_a max$	Máximo valor de água disponível	mmH ₂ O
WB	Balanço de água no solo de cobertura	mmH ₂ O/mês

W_{MG}	Potência elétrica de saída do motogerador	kW
WP	Ponto de murcha	mm H ₂ O
WP'	Ponto de murcha específico	mmH ₂ O/m
W_s	Conteúdo de umidade do solo de cobertura	mmH ₂ O/mês
W'_a	Água disponível específica	mmH ₂ O/m
$W'_a max$	Máximo valor de água disponível específico	mmH ₂ O/m
W'_h	Água higroscópica específica	mmH ₂ O/m
z	Número de componentes do RSU armazenado	Adimensional

SÍMBOLOS GREGOS

α	Coefficiente empírico que considera a declividade do aterro sanitário e a estação do mês	Adimensional
Δh_{year}	Horas em um ano	h
ΔT_{ML}	Diferença de temperatura média logarítmica	°C
ε	Efetividade do trocador de calor	Adimensional
φ	Taxa térmica requisitada para funcionamento do motogerador	kW
γ_{GEx}	Vazão específica dos gases de exaustão	kg/(s·kW)
$\bar{\gamma}_{GEx}$	Média das vazões específicas dos gases de exaustão	kg/(s·kW)
η_c	Eficiência do sistema de extração	Adimensional
η_{SEL}	Eficiência do SEL	Adimensional
η_{MG}	Eficiência de conversão elétrica do motogerador	Adimensional
ρ_{CH_4}	Massa específica do metano na CNTP	kg/Nm ³
ρ_{CNTP}	Massa específica do biogás nas CNTP	kg/Nm ³
ρ_{CO_2}	Massa específica do CO ₂ na CNTP	kg/Nm ³
ρ_{H_2O}	Massa específica da água	kg/m ³
$\Sigma NEG(WB)$	Parâmetro auxiliar no balanço hídrico	Adimensional

ψ	Taxa média de disponibilidade térmica anual do biogás	kW
$\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	Taxa média de disponibilidade térmica anual do biogás para a curva de LFG_{aT}^R com parâmetros combinados $DOC_{i_{max}}$, $k_{i_{max}}$ e $\eta_{c_{max}}$	kW
$\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	Taxa média de disponibilidade térmica anual do biogás para a curva de LFG_{aT}^R com parâmetros combinados $DOC_{i_{max}}$, $k_{i_{min}}$ e $\eta_{c_{max}}$	kW
$\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	Taxa média de disponibilidade térmica anual do biogás para a curva de LFG_{aT}^R com parâmetros combinados $DOC_{i_{min}}$, $k_{i_{min}}$ e $\eta_{c_{min}}$	kW
$\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	Taxa média de disponibilidade térmica anual do biogás para a curva de LFG_{aT}^R com parâmetros combinados $DOC_{i_{min}}$, $k_{i_{max}}$ e $\eta_{c_{min}}$	kW

SUBÍNDICES

T	Ano analisado
i	Componente/material específico
m	Mês analisado
min	Valor mínimo
max	Valor máximo
c	Fluido frio
h	Fluido quente
in	Entrada
out	Saída
n	Fluido que não troca de fase

1 INTRODUÇÃO

O crescente desenvolvimento das atividades humanas aliado ao aumento populacional, nas últimas décadas, tem gerado um quadro de contínua aceleração da produção de resíduos. Como consequência da combinação de ambos os fatores, tem-se o crescimento da preocupação a respeito dos riscos potenciais da destinação final de resíduos sólidos. Fato esse que possibilitou um aumento na deliberação e no desenvolvimento de políticas e tecnologias em relação à gestão e ao gerenciamento dos resíduos sólidos gerados. Tais medidas objetivam minimizar o impacto ambiental e os riscos à saúde pública, assim como avaliar a viabilidade de utilização de resíduos sólidos como fonte de receita por meio da valorização energética ou através da recuperação de material (reciclagem e reutilização).

Apesar do aumento do número de soluções sustentáveis alternativas para a disposição final de resíduos sólidos, a utilização de aterros sanitários é amplamente empregada, uma vez que esse método apresenta como principal benefício sua vantagem econômica [El-Fadel, et al., 2002; Renou et al., 2008]. Países como Camarões, EUA, Brasil, Grécia e França ainda fazem uso dessa técnica [UNSTATS, 2013]. No entanto, deve-se observar que as práticas e regulamentações da utilização de tal método diferem, por vezes substancialmente, de um país para o outro, se aproximando ou não do recomendado pela sociedade científica internacional.

Recentes mudanças nas exigências da gestão e do gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil foram realizadas em agosto de 2010 através da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) [MMA, 2013a]. Nela foram dispostos princípios, objetivos e instrumentos, bem como diretrizes relativas à gestão integrada e gerenciamento de resíduos sólidos (incluindo os perigosos), às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis no território brasileiro.

Ressalta-se, nesse documento, a obrigatoriedade da disposição final ambientalmente adequada e da sua execução em um prazo de até quatro anos após a publicação da lei. Em concordância com essa política, dados mostrados em MMA, 2013b, apontam a evolução da destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, indicando um aumento significativo da utilização de aterros sanitários como método de disposição final, Figura 1.1.

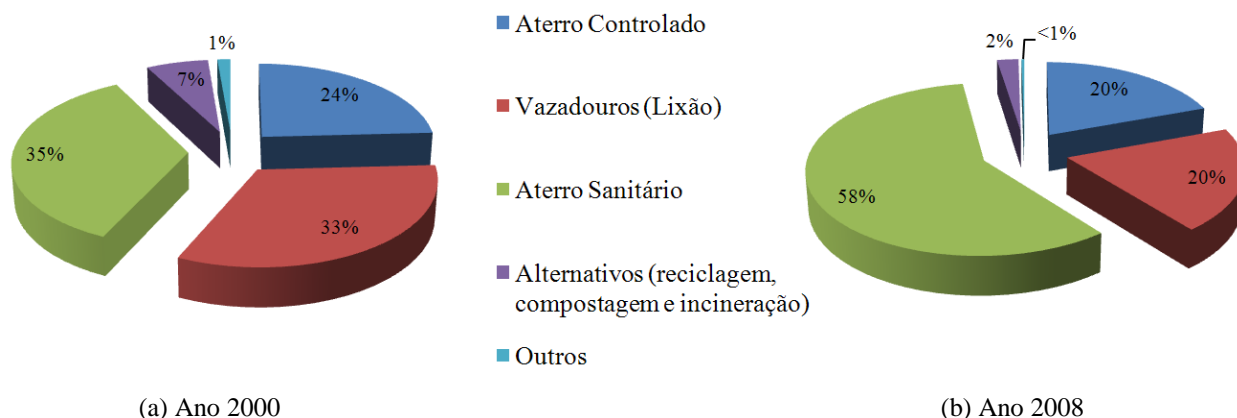


Figura 1.1 – Método de destinação final dos RSU coletados no Brasil para: (a) o ano de 2000; (b) o ano de 2008 [MMA, 2013b]

O aumento pela escolha e utilização de aterros sanitários como método de disposição final, Figura 1.1, deve ser acompanhado de cuidados em relação ao seu potencial impacto ambiental e à saúde pública. Entre os potenciais riscos da utilização de aterros sanitários se destacam:

- A liberação de gás, mais comumente conhecido como biogás, para a atmosfera de maneira não controlada, causando possíveis condições perigosas.
- Aumento do efeito estufa devido à liberação indiscriminada do biogás.
- A descarga de lixiviado, efluente líquido produzido pelo aterro, de maneira não controlada em bacias hidrográficas ou em outras correntes d'água.
- Geração de vetores de doenças.

Por consequência dessa preocupação, diretrizes técnicas e regulamentações são mandatórias quanto à coleta e tratamento dos efluentes produzidos por tal método de disposição final de RSU – biogás e lixiviado.

A valorização energética do biogás apresenta-se como uma possível via de tratamento, visto que permite a mitigação de seu impacto ambiental e a obtenção de diminuição dos custos relativos ao seu tratamento. Dentre as muitas alternativas tecnológicas para a recuperação energética do biogás, como o uso em motogeradores, turbinas, caldeiras, entre outras, existem aquelas que permitem realizar de maneira integrada o abatimento do biogás e do lixiviado, e. g., o emprego de sistemas de evaporação de lixiviado (SEL).

Portanto, o estudo da viabilidade de aplicação das possíveis alternativas de valorização energética em um determinado aterro sanitário é realizado baseado no conhecimento do seu

potencial de produção de efluentes. Por sua vez, esse potencial, é determinado através de previsões de produção obtidas por modelos existentes de geração de biogás e lixiviado.

A revisão bibliográfica traz o estado da arte no assunto de modelos de previsão de produção dos efluentes de aterros sanitários, assim como as alternativas para a valorização energética em aterros sanitários.

1.1 Revisão bibliográfica

A presente revisão foi iniciada pela identificação de modelos para estimar o comportamento e as características da geração de biogás e lixiviado. Na sequência, foram identificados estudos sobre alternativas para valorização energética em aterros sanitários.

Um dos primeiros trabalhos publicados sobre a geração de biogás em aterros sanitários foi apresentado por Farquhar e Rovers, 1973, em que foram examinados os fatores que influenciam a geração de biogás, entre eles o conteúdo de umidade, pH, temperatura, alcalinidade entre outros. Os autores concluíram que os princípios desenvolvidos em estudos da geração de biogás em outros meios são aplicáveis em aterros sanitários, e também que existem faixas de valores em que os parâmetros controlados otimizam a produção de biogás, sendo toda análise realizada de forma experimental.

Posteriormente, Cooney e Wise, 1975, observaram o potencial da conversão de resíduos sólidos em biogás como forma alternativa de combustível. No trabalho apresentado pelos autores avaliou-se a utilização da reação de digestão termofílica e suas vantagens quando comparada a reação tradicional mesofílica, de maneira experimental e em escala laboratorial, utilizando como alimentação uma mistura que consistia em 90% de resíduos sólidos e 10% de lama de estação de tratamento de esgoto (ETE). Os resultados mostraram que, para um mesmo período de tempo, os digestores a temperatura de 65°C (termofílicos) produziram 50% a mais de biogás que os digestores em condição mesofílica.

Stegmann, 1983, através de um trabalho experimental em escala laboratorial propôs modificações em técnicas utilizadas na operação de aterros sanitários, visando aumentar a produção de biogás e a influência dessas decisões na composição do lixiviado com o tempo. O autor discorre sobre aspectos que influenciam no aumento e na inibição da produção de biogás e listam algumas sugestões de modificações em técnicas existentes de disposição final de resíduos (modificações em práticas de recirculação de lixiviado), assim como novas técnicas (adição de materiais inertes aos resíduos, menores alturas dos maciços, entre outras).

Barlaz et al., 1987, realizaram uma análise experimental em escala laboratorial em que, durante 2 anos, o objetivo foi verificar técnicas e práticas que influenciavam no aumento da geração de biogás de resíduos sólidos. Como alimentação foi utilizada uma mistura entre resíduos sólidos de origem domiciliar e outros materiais, como lama de estações de tratamento de esgoto, RSU já degradado de forma anaeróbia, solo de cobertura estéril, entre outros.

Por fim, os autores concluíram que a adição de resíduos sólidos já degradados anaerobiamente e a recirculação de lixiviado apresentaram influencia positiva na geração de biogás.

Dois anos depois foi publicado o trabalho sobre o projeto do aterro sanitário de Mountain View [Halvadakis et al., 1988]. Entre os objetivos do projeto estava a realização de experimentos sobre o rendimento, a taxa de metanogênese e a quantificação da produção de biogás em um experimento em escala de campo. Os dados apresentados pelo estudo indicaram que o biogás produzido atingiu valores de 50% a 60% de metano em sua concentração volumétrica, identificando o conteúdo de umidade do aterro sanitário como um dos parâmetros críticos no controle da taxa de produção do biogás.

Também em 1988 foi publicado outro artigo pelo grupo de estudos do projeto do aterro sanitário de Mountain View [Findikakis et al., 1988]. Nesse trabalho, foi abordada a modelagem da produção e recuperação do biogás produzido pelo aterro sanitário, baseando-se em equações de conservação de espécies, equações de estado e de conservação de momento em meio poroso. Foi sugerido então simular o comportamento espacial e temporal da pressão total e da composição dos gases da mistura, considerando o biogás como uma mistura de CO_2 , CH_4 e N_2 . Por fim, foram encontrados resultados satisfatórios ao comparar os valores de biogás produzido pelo modelo com o biogás realmente coletado em experimentos.

Outros trabalhos [El-Fadel et al., 1989; El-Fadel et al., 1996a; El-Fadel et al., 1996b] foram realizados por esse mesmo grupo de estudo baseados em dados coletados do projeto do aterro sanitário de Mountain View, em que foram propostas sofisticções no modo de cálculo da taxa de geração do biogás e adição de equações para representar a transferência de calor e temperatura no aterro sanitário.

Oonk e Boom, 1995, apresentaram um trabalho no qual validaram e estimaram os parâmetros de geração de biogás para 3 modelos de previsão de produção, utilizando 22 aterros sanitários na Holanda. Os modelos de produção de biogás utilizados na pesquisa foram de ordem zero, primeira ordem e segunda ordem. Os autores concluíram que os modelos de ordem zero não conseguem descrever a taxa de produção do biogás. Já os modelos de segunda ordem,

quando comparados aos modelos de primeira ordem, aumentam a complexidade dos dados de entrada, com baixo ganho efetivo na precisão dos resultados.

Entre diversos outros modelos de primeira ordem propostos posteriormente destacam-se USEPA, 2005 e IPCC, 2006. Ambos baseiam-se em parâmetros empíricos de geração de biogás e caracterizam a geração de biogás na forma de um decaimento exponencial, sendo possível relacionar os parâmetros empíricos de ambos os modelos.

Diversos trabalhos utilizaram os modelos de primeira ordem propostos para comparar, validar e identificar limitações dos mesmos através de comparação dos resultados obtidos pela modelagem com os resultados obtidos experimentalmente [Ensinas, 2003; Borba, 2006; Machado et al., 2009; Maciel, 2009; Penteadó et al., 2012; Amini et al., 2012]. Em todos os trabalhos, destaca-se a importância da determinação dos parâmetros de geração de biogás para avaliar corretamente o potencial de geração do mesmo, o que torna essa análise muito dependente do sítio. Para contornar essa dificuldade, é possível considerar faixas de valores que são propostas pela literatura técnica, sendo que os resultados obtidos, partindo dessa consideração, apresentam exatidão aceitável.

A respeito da geração de lixiviado, Fenn et al., 1975, propuseram o Método do Balanço Hídrico (MBH) para o cálculo do volume acumulado de lixiviado produzido ao fim de um ano de operação do aterro sanitário. O método baseia-se em um balanço da quantidade de água que chega e que sai do aterro sanitário, sendo também considerada uma inércia devido à capacidade de armazenamento de água pelo solo de cobertura e pelo RSU. O estudo foi realizado para diferentes aterros nos EUA com o objetivo de validar o modelo e observar as particularidades que regiões submetidas a diferentes climas possuem.

O mesmo método desenvolvido por Fenn et al., 1975, foi apresentado por outros autores [Qasim e Chiang, 1994; Senior, 1995, Tchobanoglous e Kreith, 2002], que propuseram algumas adaptações sempre mantendo a metodologia de cálculo através do balanço hídrico.

Posteriormente Schroeder et al., 1994 desenvolveram um software para a avaliação da geração de lixiviado por um aterro sanitário. O HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) estima o escoamento baseado em um modelo quase-bidimensional, tendo como dados de entrada informações climatológicas e propriedades hidrogeológicas dos materiais que compõe o aterro sanitário. O modelo foi validado para aterros sanitários fora dos EUA [Berger, 2000], que encontrou desvios e pontos em que o programa necessitava melhorar, e que foram corrigidas em uma nova versão do programa [Berger, 2002].

Gomes, 2005, comparou o uso de três métodos empíricos para a determinação do volume de lixiviado, o método Suíço, o método Racional e o MBH. Gomes chegou à conclusão que o desvio em relação aos dados experimentais variou de 13% a 34% em função do método utilizado.

Lobo et al., 2007a, apresentaram o software MODUELO 2, que reproduz o histórico operacional do aterro sanitário, seus processos hidrológicos e de biodegração, permitindo a estimativa da geração dos efluentes do aterro sanitário (lixiviado e biogás), bem como sua caracterização através de simulação dinâmica. Nesse trabalho também foi realizada uma validação experimental. Posteriormente, também foram desenvolvidos outros trabalhos com a utilização dessa ferramenta [Lobo et al., 2007b].

No que concerne à recuperação energética dos produtos do aterro, Rehman, 2003, propôs o tratamento do lixiviado por evaporação através do uso dos gases de exaustão resultantes da queima de biogás produzido pelo aterro.

Pecora, 2006, apresentou um trabalho no qual utilizou biogás produzido por uma instalação de tratamento de esgoto como combustível em um motor recíproco de combustão interna (MCI) acoplado a um gerador. O volume de biogás gerado pela estação de tratamento foi capaz de suprir cerca de 8% do consumo total da instalação, viabilizando a sua utilização.

Lombardi et al., 2006, compararam através de modelagem 3 diferentes tecnologias para conversão energética do biogás e diminuição da emissão dos gases de efeito estufa (GEE) produzidos por aterros sanitários, entre as tecnologias estudadas estão: queima em *flares*, uso como combustível em MCI e uso de células combustível.

Comparando através da eficiência energética de conversão do biogás em energia e do indicador ambiental que leva em conta as emissões de GEE, os autores concluíram que o uso de células combustível mostra-se como o mais favorável.

Bove e Lunghi, 2006, avaliaram a utilização de 5 diferentes tipos de tecnologias de recuperação energética do biogás, compararam-nas por meio de indicadores financeiro, ambiental (emissões – NO_x e CO) e energético. Os autores concluíram que a utilização de motogeradores para conversão energética deve-se por motivos financeiros, uma vez que apresenta-se como a tecnologia mais viável neste indicador, e em relação ao desempenho ambiental o uso de células combustível apresentou-se como a tecnologia de melhor performance.

Pierobon, 2007, instalou e avaliou um sistema para coleta e utilização de biogás de aterro sanitário para geração elétrica. Chegou-se a conclusão que o sistema é viável economicamente e

operacionalmente, podendo ser aplicado como alternativa a queima direta do biogás em *flares*, prática comum em aterros sanitários brasileiros.

Hao et al., 2008, avaliaram a utilização de cogeração para um sistema que considerava o biogás como combustível para um MCI, considerando o cenário em Hong Kong. Foi proposta uma comparação entre os seguintes sistemas: liberação direta na atmosfera do biogás; queima em *flares*; utilização de parte do biogás em MCI e o restante queimado em *flares*; todo biogás utilizado em MCI; e uso do MCI com o sistema de cogeração. O cenário em que foi utilizada a cogeração mostrou-se o mais indicado a ser implementado, baseando-se em indicadores econômico e ambiental (emissão de GEE).

Devido ao potencial energético que o biogás possui, e por ser considerado uma fonte alternativa de energia renovável e abundante, estudos foram realizados [PNUD, 2010; ABRELPE, 2012] com o objetivo de estimar o potencial energético em âmbito nacional. Em ambos os estudos o potencial energético foi obtido baseando-se em previsões de geração de biogás a partir da modelagem desse fenômeno.

Amini e Reinhart, 2011, apresentaram uma avaliação do potencial energético do biogás para um longo período (25 anos), aplicado ao estado da Flórida – EUA. O estudo foi baseado na previsão de cenários de mudança de diretrizes políticas sobre a coleta e disposição final dos resíduos sólidos, identificando as dificuldades para uma previsão em longo prazo devido às incertezas associadas à modelagem da geração de biogás de aterro sanitário.

Posteriormente, Amini et al., 2012, abordou e discutiu as incertezas referentes ao modelo de decaimento de primeira ordem apresentado por USEPA, 2005, onde os autores concluíram que são necessários estudos mais detalhados sobre a determinação dos parâmetros utilizados no modelo de decaimento de primeira ordem, sugerindo inclusive a adição de novos parâmetros ou o uso de modelos de ordem superior.

Gewald et al., 2012, propuseram a utilização do calor rejeitado na forma de gases de exaustão de MCI instalados para a conversão do biogás em energia elétrica. A discussão foi realizada sobre a melhor configuração de ciclo para o uso do potencial térmico dos gases de exaustão, assim como o fluido de trabalho recomendado e uma avaliação econômica da aplicação da tecnologia. Entre os ciclos analisados estão um ciclo de água/vapor e um ciclo Rankine orgânico, sendo que o primeiro apresentou 1% a mais de eficiência de conversão energética.

Carolino e Ferreira, 2013, realizaram uma análise energética e exergética sobre o processo de valorização do biogás gerado pelo aterro sanitário em Vila Nova de Gaia, Portugal.

Os autores concluíram que tanto a eficiência energética quanto a eficiência exergética do sistema em funcionamento estão longe de seus limites termodinâmicos, identificando os possíveis pontos de atuação para melhorar ambas as eficiências.

De maneira geral a análise do potencial de valorização energética de aterros sanitários é um assunto complexo, uma vez que a modelagem dos fenômenos que ocorrem no seu interior é função da heterogeneidade dos materiais que o compõe e das condições operacionais e climatológicas do sítio. A mitigação do impacto ambiental dos efluentes do aterro sanitário através de valorização energética depende das tecnologias disponíveis e de suas restrições. Observa-se, então, que a análise desse potencial está fortemente relacionada com as condições e características específicas do local de aplicação.

1.2 Objetivos

O objetivo principal do presente estudo é analisar a viabilidade e performance de tecnologias para recuperação energética no aterro sanitário de Guajuviras através do uso de cenários de geração dos seus efluentes obtidos pela aplicação de modelos de previsão.

Os objetivos específicos são:

1. Empregar modelos conhecidos na literatura para estimar cenários de produção de biogás e lixiviado.
2. Observar a influência dos parâmetros de entrada nos resultados obtidos pelos modelos de previsão utilizados;
3. Empregar modelos termodinâmicos de sistemas de recuperação energética nos cenários de produção de efluentes.
4. Avaliar o desempenho energético dos sistemas utilizados.

1.3 Organização do Trabalho

No segundo capítulo, encontram-se conceitos fundamentais a respeito das reações de degradação que ocorrem no interior dos aterros sanitários. Ao fim desse capítulo, são apresentados os modelos de previsão de geração de biogás e lixiviado utilizados no presente trabalho.

No terceiro capítulo é apresentado o aterro sanitário de Guajuviras, que é objeto de estudo. Nele é definida a metodologia proposta para a avaliação da geração dos efluentes do

aterro sanitário de Guajuviras baseada nos modelos de decaimento de primeira ordem de IPCC, 2006, e o MBH. Sendo apresentados os resultados obtidos para a geração de efluentes e conclusões parciais ao fim do capítulo.

No quarto capítulo, são abordadas questões no que concerne ao desenvolvimento de projetos de valorização energética em aterros sanitários, identificando os possíveis sistemas que podem ser empregados, além de definir o equacionamento termodinâmico dos três sistemas empregados na avaliação energética. Por fim, a partir dos resultados de geração do biogás e lixiviado obtidos do capítulo 3 e o do equacionamento termodinâmico proposto para os sistemas, são calculados o desempenho e viabilidade da recuperação energética e do abatimento integrado de efluentes no aterro sanitário.

O quinto capítulo faz o fechamento do trabalho com as conclusões. Destacando a importância dos modelos de previsão de produção na análise do emprego de sistemas de conversão energética em aterros sanitários, assim como a influência dos parâmetros dos modelos de geração de biogás nos resultados obtidos para a recuperação energética e o desempenho dos três sistemas de conversão estudados.

2 REAÇÕES EM ATERROS SANITÁRIOS E SEUS PRODUTOS

A compreensão do que ocorre no interior de um aterro sanitário é determinante para o projeto, planejamento de operação, encerramento e cuidados pós-encerramento referentes a tais tipos de instalação, bem como para a avaliação de seu potencial de recuperação energética. Neste capítulo foram abordados conceitos e definições a respeito das reações que ocorrem no interior de um aterro sanitário, identificando as fases de degradação biológica a que o RSU está sujeito e, posteriormente, a apresentação dos parâmetros que influenciam na composição e na taxa de geração do biogás e do lixiviado. Por fim, foram apresentados modelos de avaliação do volume dos efluentes produzidos.

Segundo Tchobanoglous e Kreith, 2002, ao tratar sobre questões envolvendo gestão ou gerenciamento de resíduos sólidos em aterros sanitários é necessário conhecer algumas definições a respeito de conceitos fundamentais referentes a disposição final de resíduos sólidos, que estão apresentadas no APÊNDICE A.

2.1 Decomposição microbiológica em aterros sanitários

El-Fadel et al., 1997, apontaram que muito do que é conhecido ou então suposto em relação aos processos anaeróbios no interior do aterro sanitário foi obtido através de trabalhos com os digestores anaeróbios. Apesar de suas populações microbacterianas apresentarem-se de maneira semelhante, diferenças significativas podem ser observadas nas proporções relativas de substratos (proteínas, carboidratos, etc.), além das condições de controle do ambiente serem superiores para digestores anaeróbios, que por diversas vezes são levadas a estados em que as reações ocorrem em circunstâncias ótimas de operação.

De maneira semelhante Tchobanoglous e Kreith, 2002, afirmaram que um aterro sanitário pode ser conceitualizado como um reator bioquímico, com resíduo sólido e água como as principais entradas e com biogás e lixiviado como as principais saídas. Após ser disposto no aterro sanitário o RSU sofre uma série de transformações químicas, físicas e biológicas. Sendo a mais notável a de formação de gases devido a processos microbiológicos ocorridos no interior do aterro sanitário.

Maciel, 2009, afirmou que os principais microrganismos responsáveis pela degradação dos RSU são as bactérias, que atuam na decomposição dos resíduos orgânicos facilmente

degradáveis, como os restos alimentares, de poda e papéis. Materiais ricos em carboidratos (e.g., celulose e hemicelulose), proteínas e lipídios.

Diversos autores [Qasim e Chiang, 1994; Senior, 1995; Tchobanoglous e Kreith, 2002; Kjeldsen et al., 2002; Maciel, 2009] descrevem a degradação dos RSU como uma sequência de fases em função do tempo, conforme apresentado em Pohland e Harper, 1986, Figura 2.1.

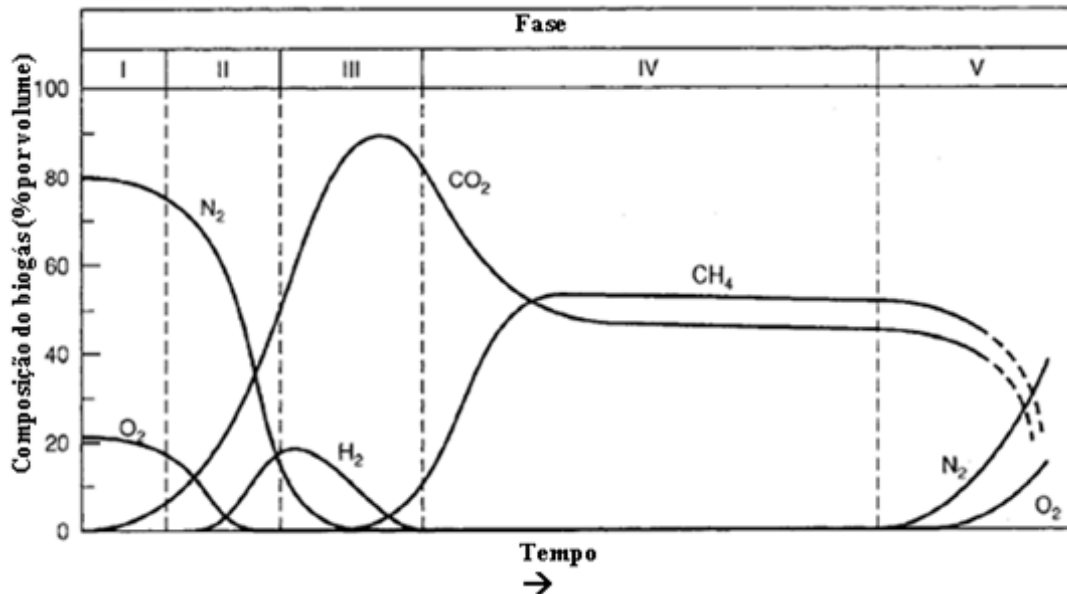


Figura 2.1 – Fases da decomposição dos resíduos sólidos e seus subprodutos gasosos em função do tempo [Fonte: Tchobanoglous e Kreith, 2002]

As fases apresentadas na Figura 2.1 são sumarizadas da seguinte maneira:

FASE I – Ajuste Inicial

Nesta fase os componentes orgânicos biodegradáveis presentes nos RSU começam a sofrer decomposição bacteriana assim que são dispostos no aterro sanitário. Tal decomposição caracteriza-se pela ação das bactérias aeróbias, uma vez que ainda existe certa quantidade de ar presa no interior do aterro sanitário [Tchobanoglous e Kreith, 2002].

Geralmente essa fase tem curta duração e seus principais produtos são CO₂, H₂O e calor. No entanto, há relatos de trabalhos em que foram encontradas quantidades semelhantes de espécies aeróbias e anaeróbias além da presença de O₂ por longos períodos na massa de resíduos [Maciel, 2009].

Ainda segundo Maciel, 2009, à medida que o O_2 é consumido, CO_2 é produzido praticamente na mesma proporção, de forma que não há aumento significativo do volume de gás no aterro, havendo apenas mudança na composição do gás.

FASE II – Fase de Transição

É considerada uma fase de transição na qual, uma vez exaurido o O_2 disponível, se estabelece condições favoráveis para início da decomposição anaeróbia. Tais condições passam pela redução do nitrato e do sulfato a N_2 e H_2S , já que os primeiros (nitrato e sulfato) servem como aceptores de elétrons em reações de conversão biológica [Maciel, 2009].

À medida que as condições redutoras se estabelecem, a comunidade de bactérias responsáveis pela conversão do RSU em CH_4 e CO_2 dá início ao processo de três passos, em que a matéria orgânica complexa é convertida em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários (Fase III). Nota-se também que, nesta fase, o pH do lixiviado produzido começa a decrescer devido ao aumento da presença de ácidos orgânicos, Figura 2.2 – Fase II, também função do efeito do aumento da concentração de CO_2 no aterro sanitário [Tchobanoglous e Kreith, 2002].

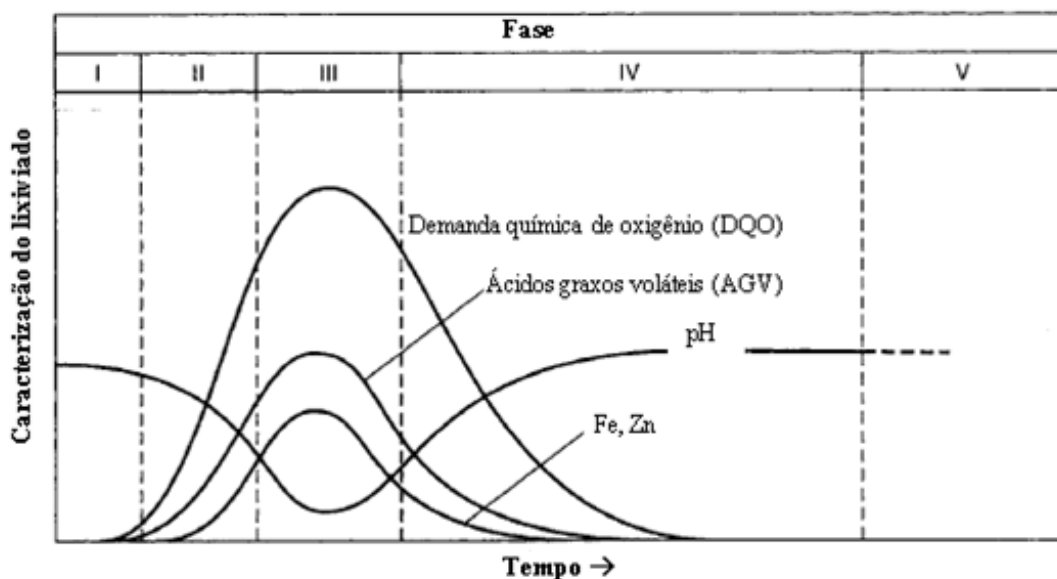


Figura 2.2 – Fases da decomposição dos resíduos sólidos e características do lixiviado produzido em função do tempo [Fonte: Tchobanoglous e Kreith, 2002]

FASE III – Fase Ácida

Durante a fase III, a atividade bacteriana é acelerada ocorrendo um aumento significativo da produção dos ácidos orgânicos e uma diminuição das quantidades de H_2 , Figura 2.1 – Fase III.

Segundo Salminen e Rintala, 2002, uma diversidade de micro-organismos está envolvida nas etapas de digestão anaeróbia, os quais podem limitar a taxa de geração de metano em função do pré-tratamento do RSU, assim como das condições de processo e operação do aterro sanitário ou biodigestor. Senior, 1995, devido ao grande número e à complexidade das reações, propôs agrupar as substâncias encontradas em um aterro sanitário em categorias genéricas e, assim, estudar o sistema que as descreve.

Portanto, é comum apresentar o processo de degradação da matéria orgânica em condições anaeróbias de maneira generalizada, conforme ilustrado na Figura 2.3. Nele consta o mecanismo de três passos para a conversão de matéria orgânica complexa em substratos que são utilizados para produção de CH_4 e CO_2 .

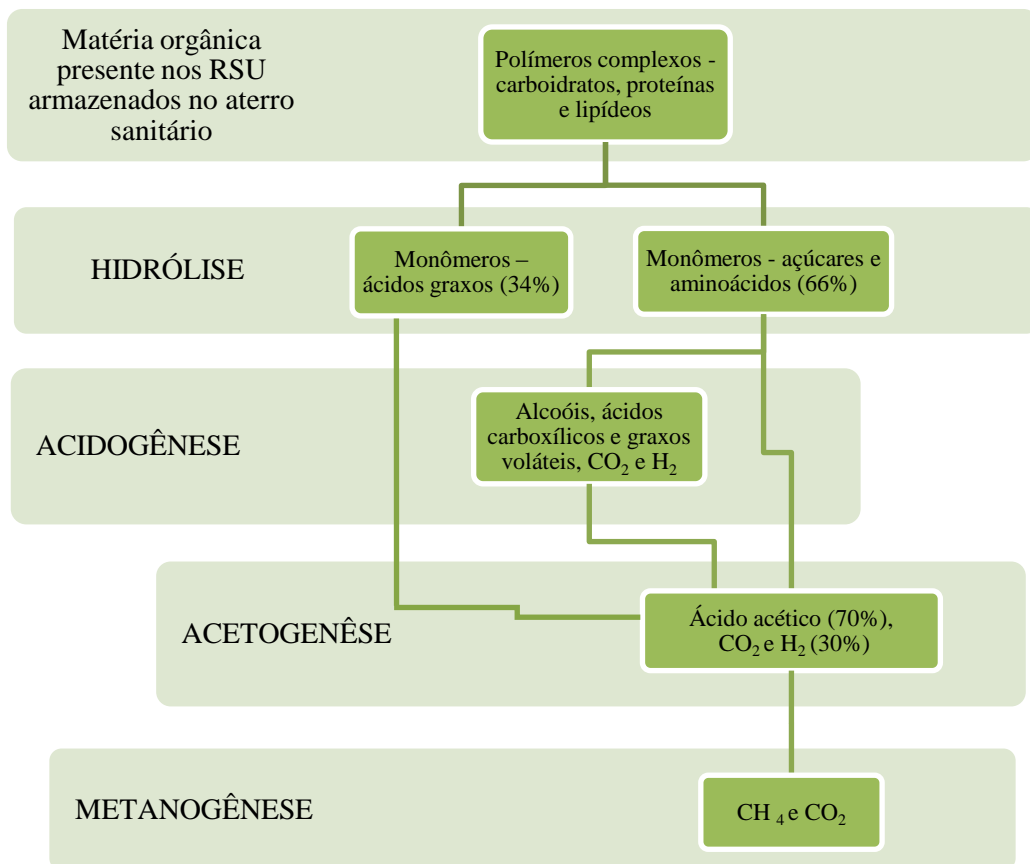


Figura 2.3 – Processos da decomposição anaeróbia dos resíduos (fase III e IV – Figura 2.1)

[Adaptado: Salminen e Rintala, 2002; Renou et al., 2008]

Hidrólise – Acontece a hidrólise de compostos moleculares de alta massa molecular (lipídeos, proteínas e polímeros) em compostos que serão utilizados como fonte de energia e de carbono. Segundo Renou et al., 2008, 34% dos compostos moleculares de alta massa molecular são transformados em AGV, enquanto o restante é convertido para açúcares e aminoácidos.

Acidogênese – Acidogênese ou fermentação ácida, processo onde os compostos produzidos no primeiro passo são transformados em compostos intermediários de baixa massa molecular, como o ácido acético. Também são produzidos, em menores quantidades, ácidos orgânicos mais complexos (e. g., fúlvicos).

Acetogênese – Nesse processo os produtos gerados na fase acidogênica, ácidos graxos e etanol, são oxidados produzindo CO_2 , H_2 e acetato, matérias-primas para a formação de metano. Esse aumento na concentração de ácidos faz o pH do lixiviado diminuir e, simultaneamente, a concentração de DQO, DBO e metais pesados também aumenta, Figura 2.2 – Fase III.

FASE IV – Fase Metanogênica

Também chamada de fermentação do CH_4 , nessa fase um grupo de bactérias estritamente anaeróbias, denominadas bactérias metanogênicas, utilizam o ácido acético e o H_2 formados na fase III convertendo-os em CH_4 e CO_2 [Maciel, 2009]. Ambas as produções de CH_4 e de ácidos ocorrem simultaneamente durante a fase metanogênica, no entanto, a taxa de fermentação ácida é consideravelmente reduzida [Maciel, 2009]. Renou et al., 2008, atentam ao fato de que 70% do CH_4 produzido é originário da transformação do ácido acético ($\text{CH}_3\text{-COOH}$), enquanto que o restante (30%) é resultado da transformação de H_2 e CO_2 .

Devido a diminuição da presença de ácidos o pH do lixiviado irá assumir valores mais próximos do neutro, concomitantemente haverá diminuição nos indicadores de DBO e DQO. Onde conjuntamente há a diminuição da presença de metais pesados, resultado do aumento do pH, uma vez que altos valores de pH não favorecem a solubilização de componentes inorgânicos. Além disso, quando comparada com as fases anteriores tal fase se caracteriza por apresentar maior tempo de duração, Figura 2.1 e Figura 2.2.

FASE V – Maturação

Nesta fase há uma diminuição na taxa de formação do biogás em função do tempo, uma vez que a maior parte da matéria orgânica rapidamente e medianamente degradável já fora

consumida na geração de CH_4 e CO_2 e outra parcela é dissolvida e carregada com o lixiviado. Permanece, então, apenas a parte da matéria orgânica que é lentamente biodegradável, produzindo taxas menores de CH_4 e CO_2 .

Observa-se também nesse período uma estabilização das características do lixiviado, além de uma tendência ao ingresso de O_2 e N_2 na massa de resíduos em função da diminuição de pressão dos gases resultante da fraca ação bacteriana [Maciel, 2009].

Duração das fases

A duração de cada fase individual das apresentadas acima depende da distribuição dos componentes orgânicos no interior do aterro sanitário, da disponibilidade dos nutrientes, do conteúdo de umidade dos resíduos, da disponibilidade de água no interior do maciço de resíduos, dos materiais que compõe o resíduo e do grau de compactação inicial. Um exemplo de situação em que um dos fatores citados afetam a produção de biogás está em aterros considerados “mumificados”, uma vez que devido a impermeabilização da camada de cobertura não há disponibilidade de umidade no interior do aterro sanitário, impossibilitando a ocorrência da reação de hidrólise e conseqüente transformação da matéria orgânica em biogás [Tchobanoglous e Kreith, 2002].

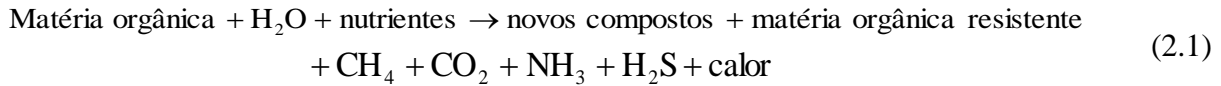
Posto isso, nota-se que as reações que ocorrem no interior de um aterro sanitário e os parâmetros que as influenciam são mandatórias na taxa de geração de biogás e sua composição, assim como nas características de composição do lixiviado produzido pela instalação.

2.2 Biogás de aterro sanitário

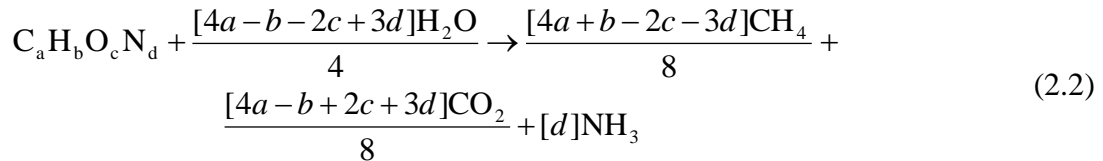
2.2.1 Reação de digestão anaeróbia

Segundo Lobo, 2003, a biodegradação se concentra na fração orgânica da massa de resíduos. Então se pode afirmar que a produção de biogás cessará no instante que toda matéria orgânica disponível para degradação tiver sido consumida.

Partindo-se da proposta de método analítico para descrever a reação de digestão anaeróbia Tchobanoglous e Kreith, 2002, chegaram a seguinte equação:



Juntamente com Haith, 1998, esses autores assumem como principais gases produzidos pela degradação anaeróbia no aterro o CH₄, CO₂ e o NH₃. Baseados nessa suposição, a Equação (2.1) pode ser reescrita da seguinte forma:



onde a matéria orgânica a ser degradada é expressa em sua forma química elementar, C_aH_bO_cN_d e o coeficiente estequiométrico [4a+b-2c-3d] determina o máximo volume de biogás que a matéria orgânica em questão pode produzir, ou seja, toda matéria orgânica disponível foi convertida na forma de produtos.

A Equação (2.2) relaciona a quantidade de carbono disponível para conversão com o carbono presente nos produtos, CO₂ e CH₄, uma vez que a matéria orgânica C_aH_bO_cN_d é considerada a única fonte de carbono. No entanto, deve-se ter em mente que a decomposição total da matéria orgânica C_aH_bO_cN_d durante a degradação anaeróbia nem sempre é alcançada, permanecendo uma fração de C_aH_bO_cN_d não reagida.

2.2.2 Composição do biogás

O biogás produzido pelo aterro é resultante da decomposição da fração biodegradável dos RSU dispostos no aterro sanitário, compreendendo um número de gases presentes em quantidade significativas (gases principais) e outros em parcelas menores (gases traços) [Tchobanoglous e Kreith, 2002, Themelis e Ulloa, 2007].

De acordo com as fases mostradas na Figura 2.1 os principais gases que podem compor o biogás durante todas as etapas de degradação do RSU incluem o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), amônia (NH₃), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), sulfeto de hidrogênio (H₂S), nitrogênio (N₂) e oxigênio (O₂) [Tchobanoglous e Kreith, 2002].

El-Fadel, 1997, aponta que qualitativamente o biogás é altamente dependente da fase de decomposição na qual o aterro sanitário se encontra. Ao observar a Figura 2.1 nota-se que cada

fase das reações de degradação apresenta um conjunto de componentes que descrevem o biogás gerado, e durante tais reações a fase de degradação metanogênica se apresenta como a fase de maior duração.

Portanto, ao considerar um aterro sanitário em que haja condições para a realização da reação de degradação anaeróbia, pode-se afirmar que os principais produtos gasosos dos processos de decomposição que ocorrem no interior do aterro sanitário são o CH₄ e o CO₂, produtos da digestão anaeróbia (Fase III e IV) [Themelis e Ulloa, 2006]. Logo, o biogás pode ser descrito como uma mistura majoritária desses dois gases em que é possível a ocorrência de outros gases em frações menores [Oonk e Boom, 1995; Haith, 1998; Tchobanoglous e Kreith, 2002; Themelis e Ulloa, 2006; Amini e Reinhart, 2011; Penteadó et al., 2012].

Na Tabela 2.1 Tchobanoglous e Kreith, 2002, apresentam faixas de valores de constituintes típicos que podem aparecer no biogás de aterro sanitário.

Tabela 2.1 – Constituintes típicos do biogás e suas faixas de valores [Adaptado de: Tchobanoglous e Kreith, 2002]

Componentes	Percentual volumétrico	Características	Valores
Metano	45 - 60	Conteúdo de umidade	Saturado
Dióxido de carbono	40 - 60	Densidade específica	1,02 - 1,06
Nitrogênio	2 - 5	Temperatura, °C	37 - 72
Oxigênio	0,1- 1,0	Poder calorífico	
Amônia	0,1- 1,0	superior, kJ/Nm ³	17.700 – 20.500
Sulfetos, disulfetos, metacaptanos, etc.	0 - 1,0		
Hidrogênio	0 - 0,2		
Monóxido de carbono	0 - 0,2		
Constituintes traços	0,01 - 0,6		

Segundo IPCC, 2001, o CH₄ gerado por aterros sanitários contribui com 3 a 4% das emissões de GEE antropogênicas. Além disso, tem o seu potencial de aquecimento global PAG igual a 25 vezes o do CO₂, apresentando também risco devido a sua capacidade de explosividade [Penteadó et al., 2012].

Além do potencial perigo do CH₄, outros constituintes prejudiciais a saúde humana também podem estar presentes no biogás. Entre eles estão o tolueno, hexano, tetracloreto de carbono, silohexano, etc. [Maciel, 2009].

Além dos constituintes apresentados na Tabela 2.1, o N₂ e O₂ aparecem muitas vezes compondo o biogás em frações significativas, até 30% em alguns casos, Tabela 2.2. Ambos não são produtos das reações de degradação que ocorrem no interior do aterro sanitário, e sim resultado da infiltração do ar, fenômeno que pode ser intensificado significativamente em função

do uso de sistemas de captação de biogás ativos (os quais utilizam equipamentos para realizar a coleta do biogás), ou pela falta de eficácia do sistema de impermeabilização do aterro sanitário.

Tabela 2.2 – Constituintes típicos de biogás analisados em diferentes aterros sanitários [Fontes: Bove e Lunghi, 2006; Campani et al., 2009; Gewald et al., 2012; Carolino e Ferreira, 2013]

Componente	Gewald et al., 2012	Carolino e Ferreira, 2013	Bove e Lunghi, 2006		Campani et al., 2009	
	Fração Volumétrica					
	A	A	A	B	A	B
CH ₄	48,50%	55,60%	52,20%	58,00%	43,00%	45,50%
CO ₂	31,50%	36,20%	38,10%	41,38%	27,00%	30,20%
N ₂	18,00%	7,73%	9,10%	0,48%	25,60%	23,90%
O ₂	1,50%	0,01%	0,50%	0,13%	4,40%	0,40%
Outros gases	0,50%	0,50%	0,10%	0,01%	0,00%	0,00%

Sob a perspectiva de aproveitamento energético do biogás é interessante o alcance e permanência do aterro sanitário em uma condição de estabilização metanogênica, uma vez que a composição do biogás nesse estágio atinge os maiores valores de CH₄ e, portanto, apresenta maior potencial para conversão energética.

2.2.3 Modelos para estimativa de produção de biogás

Segundo Amini et al., 2012, os modelos mais simples apresentados na literatura são de ordem zero, primeira ordem e segunda ordem, todos baseados em dados empíricos. Maciel, 2009, apresenta em sua revisão diversos modelos de diferentes fontes.

Oonk e Boom, 1994, comparam resultados obtidos por modelos de ordem zero, primeira ordem e segunda ordem, identificando que modelos de ordem superior apresentam os menores erros quando comparados com resultados experimentais. No entanto, foi destacado que o aumento da complexidade dos dados de entrada exigidos pela utilização de modelo de ordem superior pode não justificar seu emprego.

2.2.3.1 Modelo de decaimento de primeira ordem do IPCC

O modelo proposto em IPCC, 2006, adota dois parâmetros: o carbono orgânico degradável decomponível $DDOC_m$ e a constante da taxa de reação k , ambos frutos de observações empíricas e que desempenham papel fundamental no cálculo da quantidade de metano gerado pelo aterro sanitário e, conseqüentemente, na quantidade de biogás.

O modelo baseia-se nas seguintes premissas:

Premissa 1 – Para obter o volume de biogás gerado realiza-se um balanço de massa entre a fração do carbono orgânico presente no RSU que é degradado de forma anaeróbia e o carbono presente nos produtos da reação anaeróbia, na forma de CO_2 e CH_4 .

Premissa 2 – Considera que a produção de biogás se inicia um ano após certa quantidade de massa ser armazenada no aterro sanitário, e sua geração decresce gradualmente com o tempo. Para representar esse comportamento é proposto um fator exponencial, que irá descrever a taxa em que o carbono orgânico é consumido no aterro sanitário e, conseqüentemente, a taxa da produção de biogás.

No presente trabalho adotou-se a vazão volumétrica média anual de biogás produzido LFG_a (Nm^3/h) para representar o volume de biogás gerado. A seguir é apresentada a formulação para o cálculo do LFG_a (Nm^3/h), na qual existe a opção de considerar que cada componente/material que faz parte do RSU possui seus próprios valores de $DDOC_m$ e k , ou então considerar o RSU como uma mistura, apresentando um único valor para $DDOC_m$ e k .

Para realizar o cálculo da taxa de produção de biogás IPCC, 2006, apresenta o $DDOC_m$, em Gg de carbono orgânico, representando a quantidade de carbono orgânico que está presente em uma quantidade de RSU e pode sofrer decomposição anaeróbia,

$$DDOC_m = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (2.3)$$

onde W é a massa total de RSU (Gg de RSU), DOC é a fração de carbono orgânico degradável em relação a certa quantidade de RSU (Gg de carbono orgânico/Gg de RSU), DOC_f indica a fração de DOC que irá degradar sob condições anaeróbias (adimensional) e MCF é o fator de correção do metano (adimensional).

A Equação (2.3) pode ser reescrita da seguinte maneira para considerar um componente específico i do RSU:

$$(DDOC_m)_i = (W \cdot FR_i) \cdot DOC_i \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (2.4)$$

onde FR_i é a fração mássica do componente/material i na massa total de resíduos sólidos (adimensional) e DOC_i é o carbono orgânico degradável para o componente/material i (Gg de carbono orgânico/Gg de resíduo sólido).

Foi proposto por IPCC, 2006, a seguinte formulação para descrever a taxa de consumo do $DDOCm$:

$$\frac{d[DDOCm]}{dt} = -k[DDOCm] \quad (2.5)$$

onde k é dado em ano^{-1} e t na unidade de ano.

A integração da Equação (2.5) no tempo resulta em uma expressão que relaciona entre a quantidade de inicial de $DDOCm$ em função do tempo t ,

$$DDOCm(t) = DDOCm(0) \left[e^{-k t} \right] \quad (2.6)$$

onde $DDOCm(0)$ é o valor de $DDOCm$ no tempo inicial.

O modelo de primeira ordem representado na Equação (2.6) mostra que a quantidade de produto é sempre proporcional à quantidade de matéria reativa, portanto, o ano no qual a massa de resíduos foi depositada no aterro sanitário é irrelevante para o valor anual de CH_4 gerado, importando apenas conhecer o valor de carbono orgânico decomponível que está disponível no aterro no início do ano [IPCC, 2006].

Sendo assim, IPCC, 2006, afirma que ao conhecer o valor da quantidade de matéria degradável no início do ano, cada ano pode ser considerado como o ano 1 nos cálculos. Então a Equação (2.6) foi reescrita para definir a quantidade de $DDOCm$ que é decomposta durante o ano T de operação do aterro sanitário $DDOCm_{dec T}$,

$$DDOCm_{dec T} = \left[DDOCm_{(T-1)} + DDOCm_a \right] \left[1 - e^{-k} \right] \quad (2.7)$$

onde T é o ano de análise (anos), $DDOCm_{T-1}$ é o valor de $DDOCm$ disposto durante o ano anterior a T (Gg de carbono orgânico), $DDOCm_a$ é o valor de $DDOCm$ que corresponde a quantidade de carbono orgânico que não foi decomposto nos anos anteriores ao ano $T-1$, também em Gg de carbono orgânico (para o primeiro ano de operação do aterro sanitário seu valor é nulo).

Para determinar os valores de $DDOCm_a$ necessários na Equação (2.7) IPCC, 2006, apresenta o seguinte equacionamento,

$$DDOCm_{aT} = [DDOCm_T + DDOCm_{a(T-1)}] e^{-k} \quad (2.8)$$

onde $DDOCm_{aT}$ é o valor de $DDOCm$ não decomposto ao fim do ano T , em Gg de carbono orgânico, $DDOCm_T$ é a quantidade de carbono orgânico depositado no ano T e $DDOCm_{a(T-1)}$ é o valor de $DDOCm_a$ no ano $T-1$.

As Equações (2.7) e (2.8) podem ser reescritas para considerar um componente i específico do RSU:

$$(DDOCm_{decT})_i = [(DDOCm_{(T-1)})_i + (DDOCm_a)_i] [1 - e^{-k_i}] \quad (2.9)$$

$$(DDOCm_{aT})_i = [(DDOCm_T)_i + (DDOCm_{a(T-1)})_i] e^{-k_i} \quad (2.10)$$

Cabe ressaltar que a diferença entre as Equações (2.7) e (2.8) em relação às Equações (2.9) e (2.10), escritas para componentes específicos do RSU, dá-se apenas na consideração de que os parâmetros adotados, k e $DDOCm$, são específicos para cada fração do resíduo, sendo que a cinética de degradação de todas as frações permanece a mesma, de primeira ordem.

Baseado na proporção entre o carbono orgânico consumido pela reação de decomposição anaeróbia e o carbono presente na massa de metano gerada, IPCC, 2006, define que a massa de metano gerado durante o ano T CH_{4gT} , em Gg de metano, é dada por,

$$CH_{4gT} = F_{CH_4} MW_{Ratio} \sum_{i=1}^z (DDOCm_{decT})_i \quad (2.11)$$

onde F_{CH_4} é a fração volumétrica de metano no biogás produzido, adimensional, MW_{Ratio} é a razão entre a massa molar do CH_4 e do C e z o número de componentes do resíduo sólido urbano armazenado.

Para a situação em que não se considera os parâmetros específicos de cada fração do resíduo, a Equação (2.11) é aplicada com apenas o resultado de $DDOCm_{decT}$ obtido considerando o valor da mistura de resíduos.

Para estimar a produção de biogás na forma de uma vazão volumétrica, o presente trabalho propôs o cálculo da vazão volumétrica média anual de biogás gerado durante o ano T – LFG_{aT} , em Nm^3/h , da seguinte maneira,

$$LFG_{aT} = \left(\frac{CH_{4gT} 10^6}{\Delta h_{year}} \right) \left[\frac{1}{\rho_{CH_4}} + \left(\frac{MW_{CO_2}}{MW_{CH_4}} \frac{1}{\rho_{CO_2}} \right) \left(\frac{1 - F_{CH_4}}{F_{CH_4}} \right) \right] \quad (2.12)$$

onde ρ_{CH_4} e ρ_{CO_2} são as massas específicas de CH_4 e CO_2 em kg/m^3 na CNTP ($0^\circ C$ e $101,325$ kPa), MW_{CO_2} e MW_{CH_4} são as massas molares de CH_4 e CO_2 em $kg/kmol$ e Δh_{year} é o total de horas em um ano (8.760 h).

Em projetos de recuperação energética é de interesse a determinação do valor de biogás recuperado através do sistema de extração de biogás. O conjunto de equações apresentados até agora permite apenas o cálculo do biogás gerado pelo aterro sanitário. Para determinar a vazão volumétrica média anual de biogás coletado no ano T – LFG_{aT}^R (Nm^3/h), escreve-se,

$$LFG_{aT}^R = \eta_c LFG_{aT} \quad (2.13)$$

onde η_c é a eficiência do sistema de extração, adimensional.

Segundo IPCC, 2006, o valor de η_c é influenciado por diversos fatores como o tipo de camada de cobertura, percentagem do volume do aterro sanitário em que o sistema de extração atua, presença de barreira de impermeabilização, condições de operação (encerrado ou ainda em atividades), entre outros, sendo necessário realizar um número maior de pesquisas para determinar o impacto de cada um dos fatores.

Em geral, valores altos de η_c podem estar relacionados com aterros sanitários encerrados, com fluxos de biogás reduzidos, sistemas de extração bem projetados e operados, com camadas de coberturas mais grossas e mais impermeáveis. Já baixos valores de eficiências podem ser resultado do aterro sanitário ainda estar em atividade e com camadas de cobertura intermediárias menos impermeáveis.

Na tabela seguinte são mostrados alguns valores de η_c encontrados na literatura para diferentes aterros sanitários e sistemas de extração de biogás.

Tabela 2.3 – Valores de η_c encontrados na literatura

Tipo de sistema de coleta	Autor(es)	η_c (%)	
		Faixa	Valor recomendado/médio
Ativo	Oonk e Boom, 1995	10 - 80	37 ¹
Ativo	Scharff et al., 2003	9 - 55	36,75 ¹
Ativo	Spokas et al., 2006	41 - 94	75,07 ¹
Ativo	Amini et al., 2012	67 - 90	79,75 ¹
-	IPCC, 2006	-	20
Ativo	ABRELPE, 2012	-	40
Passivo	Maciel e Jucá, 2011	-	40
Ativo	Penteado et al., 2012	53 - 72	62,56 ²

¹ valores médios de diversos aterros

² valor médio para um mesmo aterro

Ainda, segundo Spokas et al., 2006, existem outros fatores considerados quando avaliada a produção de biogás, como a fração do biogás produzido que é oxidada na camada de cobertura, a fração que migra por difusão pelas laterais do aterro e o valor que fica retido no interior do aterro sanitário, no entanto, não são necessários para a análise de recuperação energética.

2.2.3.2 Determinação dos parâmetros de geração de biogás

Para o cálculo do modelo de decaimento de primeira ordem apresentado por IPCC, 2006, é fundamental conhecer os valores dos parâmetros de geração do biogás – $DDOC_m$ e k . Ambos os parâmetros podem ser obtidos através de diferentes metodologias, como predição teórica, ensaios de laboratório e ajuste de curvas em dados obtidos de aterros sanitários [Machado et al., 2009; Amini et al., 2012]. De acordo com Machado et al., 2009, quando se deseja realizar avaliações preliminares a respeito da geração de biogás em aterros sanitários é possível utilizar procedimentos simplificados para obtenção de seus parâmetros de geração.

Neste capítulo são abordados os métodos que foram empregados no presente trabalho para determinar os parâmetros de geração de biogás $DDOC_m$ e k utilizados no cálculo de LFG_{aT} .

Carbono orgânico degradável decomponível – *DDOC_m*

O *DDOC_m* pode ser obtido tanto de forma representativa para a mistura de resíduos, Equação (2.3), quanto para um único componente/material do RSU, descrito pela Equação (2.4). Em ambas as equações é necessário conhecer o conjunto de fatores que juntos definem o valor de *DDOC_m*, assim como a forma de obtenção de tais fatores a partir de informações do RSU e do aterro sanitário.

A seguir discute-se a natureza de cada fator que dá origem ao *DDOC_m* e sua forma de obtenção.

MCF – Fator de correção de metano: este fator leva em consideração a variação nas práticas de controle, disposição dos RSU e operação do aterro sanitário. Por exemplo, ao considerar uma mesma quantia de RSU disposto em um aterro sanitário a geração de CH₄ será inferior para a instalação em que não for realizada de maneira satisfatória a cobertura do RSU, permitindo a ocorrência de degradação aeróbia da matéria orgânica.

IPCC, 2006, apresenta os valores de *MCF* segundo sua classificação conforme descrito na tabela seguinte.

Tabela 2.4 – Valores para o *MCF* [IPCC, 2006]

Classificação do sítio segundo operação	<i>MCF</i>	Descrição
Bem operada - Anaeróbio	1	Deve possuir uma ou mais dessas características de operação: (i) material de cobertura;(ii) compactação mecânica; (iii) nivelamento dos resíduos.
Bem operada - Semi-aeróbio	0,5	Deve possuir uma ou mais dessas características que permitam a entrada de ar no interior do aterro: (i) material de cobertura permeável;(ii) sistema de coleta de lixiviado; (iii) bacia de regulação;(iv) sistema de ventilação de gás
Mal operada - profunda (>5m de profundidade)/ou alto conteúdo de umidade disponível	0,8	Todo tipo de sítio que não é caracterizado como bem operado e tem mais de 5 metros de profundidade de resíduos aterrados e/ou grande quantidade de água disponível, como rios, riachos, entre outros.
Mal operada - rasa (<5m de profundidade)	0,4	Todo tipo de sítio que não é caracterizado como bem operado e possui menos de 5 metros de resíduos aterrados
Não caracterizado	0,6	Todos os sítios que não se encaixarem em nenhuma das categorias descritas acima

DOC_f – Fração do carbono orgânico degradável que é decomposta: este fator representa a estimativa da fração do carbono orgânico presente no RSU que realmente será degradado e

convertido no aterro sanitário. DOC_f depende de diversos fatores como temperatura, conteúdo de umidade, pH, composição do RSU, etc., tendo como valor recomendado 0,5 [IPCC, 2006].

Basicamente ela expressa o fato de nem todo carbono orgânico presente no RSU degradar, ou então degradar muito lentamente, sob condições anaeróbias, um exemplo é a lignina presente na matéria orgânica, a qual é considerada altamente recalcitrante e estável quando submetida a condições anaeróbias [Machado et al., 2009].

DOC – Carbono orgânico degradável: para definir a quantidade de carbono orgânico que será degradada é preciso saber o valor de *DOC* para a mistura ou então para cada componente/material do RSU, valor este que desempenha papel chave na estimativa de *DDOCm*. IPCC, 2006, apresenta na Tabela 2.5 valores de *DOC* recomendados baseados na coleta de dados em aterros sanitários e instalações de incineração de RSU.

Tabela 2.5 – Valores de *DOC* recomendado por componente/material do RSU [IPCC, 2006]

Componente do RSU	Conteúdo de matéria seca no RSU úmido	Valor de <i>DOC</i> para o RSU úmido		Valor de <i>DOC</i> para o RSU seco	
	(%)	(Gg de carbono orgânico/ Gg de RSU úmido)		(Gg de carbono orgânico/ Gg de RSU seco)	
	Padrão	Padrão	Faixa	Padrão	Faixa
Papel/papelão	90	0,40	0,36 - 0,45	0,44	0,40 - 0,50
Têxtil	80	0,24	0,20 - 0,40	0,30	0,25 - 0,50
Restos alimentares	40	0,15	0,8 - 0,20	0,38	0,20 - 0,50
Madeira	85	0,43	0,39 - 0,46	0,50	0,46 - 0,54
Jardinagem	40	0,20	0,18 - 0,22	0,49	0,45 - 0,55
Fralda	40	0,24	0,18 - 0,32	0,60	0,44 - 0,80
Couro e borracha	84	0,39	0,39	0,47	0,47
Plástico	100	-	-	-	-
Metal	100	-	-	-	-
Vidro	100	-	-	-	-
Outros resíduos inertes	100	-	-	-	-

Segundo IPCC, 2006, os valores apresentados na Tabela 2.5 são mostrados em faixas devido à incerteza na determinação dos valores de *DOC* de um tipo de material. Um exemplo disto é percebido ao tratar os resíduos de madeira. Durante a classificação gravimétrica é comum agrupar madeiras de diferente natureza, no entanto, é possível que devido a maior ou menor presença relativa de lignina, celulose ou hemicelulose em madeiras de diferentes origens o valor de *DOC* do conjunto varie.

Uma forma alternativa para o cálculo de *DOC* foi adaptada de Machado et al., 2009, através da determinação de dois fatores, o primeiro chamado de fração biodegradável *BF*, e o segundo denominado de potencial de geração de metano estequiométrico *C_m*.

O primeiro é obtido através da Equação (2.14):

$$BF = \frac{BMP}{C_m} \quad (2.14)$$

onde *BMP* é o potencial de metano bioquímico, que é obtido experimentalmente em unidades de Nm³ de CH₄/ ton RSU, *BF* é adimensional e *C_m* é dado em Nm³ de CH₄/ ton RSU.

Por sua vez *C_m* é obtido através do cálculo do balanço estequiométrico descrito na Equação (2.2). Conhecido e determinado a forma química elementar C_aH_bO_cN_d do componente/material do RSU é possível determinar o volume produzido para uma determinada massa de RSU.

A seguir são apresentados valores de *BF* e *C_m* encontrados na literatura.

Tabela 2.6 – Valores de *BF* e *C_m* coletados na literatura

	Autor	Papel	Papelão	Resto alimentar	Jardinagem	Madeira	Têxtil
<i>BF</i> (adimensional)	Tchobanoglous et al. (1993)	0,44	0,38	0,58	0,45	0,61	0,4
	Barlaz et al. (1997)	0,19-0,56	0,39	0,7	0,34-0,7	0,14	-
	Harries et al. (2001)	0,3-0,4	0,44	-	0,2-0,51	0,3-0,33	0,17-0,25
	Lobo (2003)	0,4	0,64	0,64	0,35	0,17	0,32
<i>C_m</i> (Nm ³ de CH ₄ / ton de RSU) base seca	Cho et al. (2012)	-	410	643	-	487	509
	Tchobanoglous et al. (1993)	418,51	438,7	505,01	481,72	484,72	573,87

Uma vez que estejam determinados *BF* e *C_m* o valor de *DOC* pode ser estimado conforme:

$$DOC = \frac{\rho_{CH_4}}{F_{CH_4} MW_{Ratio} MCF DOC_f} \left(\frac{BF C_m}{(1+w)10^3} \right) \quad (2.15)$$

onde *w* é o conteúdo de umidade do RSU, adimensional.

Deve-se ressaltar que em diversas literaturas [USEPA, 2005; Machado et al., 2009; Amini et al., 2012] o valor de *DOC* é comumente expresso de forma alternativa como o potencial de geração de CH_4 L_0 , Nm^3 de CH_4 / ton de RSU, Equação (2.16).

$$L_0 = DOC \cdot MCF \cdot DOC_f \left(\frac{MW_{Ratio} \cdot F_{CH_4} \cdot 10^3}{\rho_{CH_4}} \right) \quad (2.16)$$

Em algumas situações opta-se por expressar *DOC* na forma de L_0 , uma vez que a unidade que descreve L_0 é mais intuitiva e facilmente comparável a resultados obtidos através de ensaios, como o que avalia o *BMP*, além de servir como parâmetro de entrada em outros modelos, como o apresentado por USEPA, 2005.

No presente trabalho o cálculo de $LF_{G_{aT}}$ será explorado com os valores de *DOC* obtidos para cada componente do RSU através das duas metodologias propostas: valores recomendados pelo IPCC, 2006 e valores de *DOC* obtidos através do uso de C_m e *BF* recolhidos na literatura. Por fim, será selecionado a combinação dos valores de *DOC* que produzirão valores máximos e mínimos de $LF_{G_{aT}}$ no período de análise.

Constante da taxa de reação – k

O segundo parâmetro de geração de biogás, k , é um indicador da velocidade com a qual determinada massa de RSU irá degradar em condições anaeróbias. Seu conceito é intimamente relacionado com o valor de meia-vida $t_{1/2}$, com unidade de ano, o qual é definido como o tempo necessário para que metade de determinada massa de $DDOC_m$, que esteja sob condições de degradação anaeróbia, seja consumida.

A relação entre k e $t_{1/2}$ é dada por:

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \quad (2.17)$$

O valor de $t_{1/2}$, e por consequência o valor de k , é influenciado por uma diversidade de fatores relacionados com a composição do resíduo, condições climáticas, práticas de operação, entre outras [IPCC, 2006; Penteadó et al., 2012].

Segundo IPCC, 2006, o modo de determinação de k depende da definição da zona climática a qual o aterro sanitário faz parte, apresentadas a seguir.

Tabela 2.7 – Classificação da zona climática [IPCC, 2006]

Zona Climática	TMA ¹	PMA ²	PMA/EVPMA ³
Temperado seco	0 - 20°C		<1
Temperado úmido	0 - 20°C		>1
Tropical seco	> 20°C	<1000 mm	
Tropical úmido	> 20°C	>1000 mm	

¹TMA = temperatura média anual
²PMA = precipitação média anual
³EVPMA = evapotranspiração potencial média anual

Uma vez definida a zona climática do aterro sanitário os valores de k recomendados por IPCC, 2006, são mostrados na Tabela 2.8.

Tabela 2.8 – Valores de k em função da zona climática [IPCC, 2006]

Zona Climática	k (ano ⁻¹)					
	Papel/Papelão	Alimentares	Jardinagem	Madeira	Têxteis	Mistura
Temperado seco	0,03 - 0,05	0,05 - 0,08	0,04 - 0,06	0,01 - 0,03	0,03-0,05	0,04 - 0,06
	(0,04)*	(0,06)*	(0,05)*	(0,02)*	(0,04)*	(0,05)*
Temperado úmido	0,05 - 0,07	0,1 - 0,2	0,06 - 0,1	0,02 - 0,04	0,05 - 0,07	0,08 - 0,1
	(0,06)*	(0,185)*	(0,1)*	(0,03)*	(0,06)*	(0,09)*
Tropical seco	0,04 - 0,06	0,07 - 0,1	0,05 - 0,08	0,02 - 0,04	0,04 - 0,06	0,05 - 0,08
	(0,045)*	(0,085)*	(0,065)*	(0,025)*	(0,045)*	(0,065)*
Tropical úmido	0,06 - 0,085	0,17 - 0,7	0,15 - 0,2	0,03 - 0,05	0,06 - 0,085	0,15 - 0,2
	(0,07)*	(0,4)*	(0,17)*	(0,035)*	(0,07)*	(0,17)*

* valor padrão

Valores altos de k , na ordem de 0,2 ou superiores, estão relacionados com RSU facilmente degradável sujeito a condições favoráveis de decomposição, temperaturas superiores a 20°C e climas úmidos. Os menores valores de k são observados para RSU de difícil degradação, como a madeira, e que estão sob condições não favoráveis de degradação.

Os valores mostrados na Tabela 2.8 estão de acordo com outros valores encontrados na literatura, USEPA, 2005, apresenta valores de k entre 0,05 e 0,7. Já Amini et al., 2012, apresentaram valores de k entre 0,014 e 0,05, coletados de diversos trabalhos.

As equações apresentadas até agora definem a produção de biogás para um determinado ano T , seja considerando o RSU como uma mistura seja o diferenciando por seus componentes específicos. O cálculo do modelo de IPCC, 2006 deve ser feito considerando uma sequencia temporal, definida como o período de análise de produção do biogás.

Para melhor compreensão do modelo de decaimento de primeira ordem, apresentou-se no APÊNDICE B um exemplo hipotético de sua aplicação.

2.3 Lixiviado

Segundo El-Fadel et al., 2002, a geração de lixiviado é uma consequência da prática de disposição de RSU em aterros sanitários. Qasim e Chiang, 1994, afirmam que o projeto e planejamento efetivo de um aterro sanitário passam pela compreensão dos fenômenos que ocorrem na massa de RSU depositada e que a produção do lixiviado em aterros sanitários é função da interação de diversos fatores que acarretam na variabilidade da sua quantidade e qualidade.

Tchobanoglous e Kreith, 2002, definem lixiviado como o líquido que percola entre a massa de resíduos e, devido ao contato com essa massa, apresenta componentes dissolvidos ou suspensos. Para os autores, o lixiviado é resultante de infiltrações de fontes externas ao aterro sanitário, como a precipitação e o escoamento superficial não controlado, e também do líquido resultante de reações de decomposição do lixiviado, caso existir.

Caracterização semelhante é encontrada na NBR 15849:2010 [ABNT, 2010], onde o lixiviado é definido como “líquido resultante da infiltração de águas pluviais no maciço de resíduos, da umidade dos resíduos e da água de constituição de resíduos orgânicos liberada durante sua decomposição no corpo do aterro”.

Renou et al., 2008, afirmam que a caracterização deste efluente líquido é feita em função da sua taxa de vazão volumétrica e composição.

2.3.1 Composição do Lixiviado

A caracterização do lixiviado gerado por aterros sanitários é usualmente representada pelos parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), razão DBO/DQO, pH, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoníaco ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitrogênio total de Kjeldahl e metais pesados [Renou et al., 2008].

A composição do lixiviado varia significativamente em função de múltiplos parâmetros como a idade do aterro, histórico de eventos no aterro sanitário e o grau de estabilização do RSU [Tchobanoglous e Kreith, 2002; Renou et al., 2008]. Devido a diversidade de fatores que influenciam a qualidade do lixiviado, El-Fadel et al., 2002, apresenta a seguinte classificação:

Como mostrado na Figura 2.4, além de fatores operacionais do aterro sanitário na forma de possíveis pré-tratamentos ou codisposição com resíduos líquidos, processos internos de

degradação do RSU influenciam diretamente na qualidade do lixiviado conforme ilustrado na Figura 2.2.

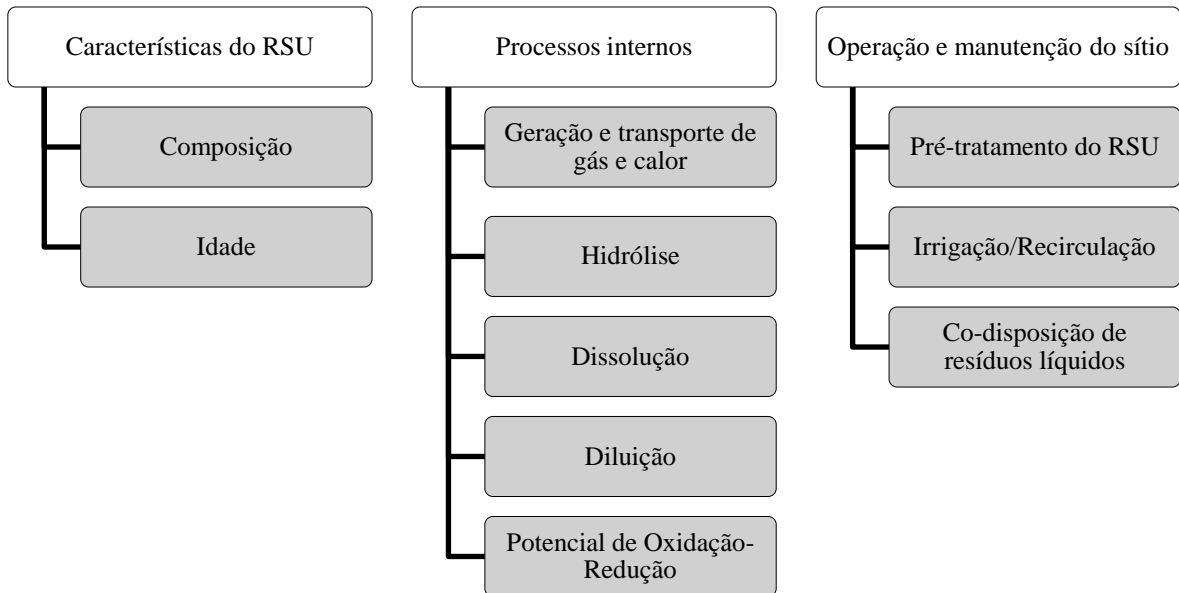


Figura 2.4 – Fatores regulatórios da composição do lixiviado em aterros sanitários [Adaptado de: El-Fadel et al., 2002]

Devido à dificuldade em associar valores típicos para a composição do lixiviado, em função da natureza complexa de sua formação, comumente são utilizadas faixas de concentração para cada componente [Senior, 1994]. Tchobanoglous e Kreith, 2002, apresentam faixas de valores de composição do lixiviado coletadas de diversos aterros sanitários.

Tabela 2.9 – Faixa dos valores característicos do lixiviado de aterros sanitários jovens e maduros [Adaptado de: Tchobanoglous & Kreith, 2002]

Constituinte	Aterro Sanitário "jovem"	Aterro sanitário maduro
	(menos que 2 anos)	(acima de 10 anos)
	Faixa (mg/L)	Faixa (mg/L)
DBO ₅	2.000 - 30.000	100 - 200
COT (Carbono orgânico total)	1.500 - 20.000	80 - 160
DQO	3.000 - 60.000	100 - 500
Sólidos suspensos totais	200 - 2.000	100 - 400
Nitrogênio orgânico	10 - 800	80 - 120
Nitrogênio amoníaco	10 - 800	20 - 40
Nitrato	5 - 40	5 - 10
Fósforo total	5-100	5-10
pH (*adimensional)	4,5 - 7,5 *	6,6 - 7,5 *
Ferro total	50 - 1.200	20 - 200

2.3.2 Volume de lixiviado produzido

Diversos autores [Fenn et al., 1975; Qasim e Chiang, 1994; Tchobanoglous e Kreith, 2002; El-Fadel et al., 2002; Renou et al., 2008] estudaram as características que influenciam no volume de lixiviado produzido. Devido à complexidade e à numerosidade dos parâmetros que influenciam na geração de lixiviado El Fadel et al., 2002, classificam os fatores conforme apresentado na Figura 2.5.

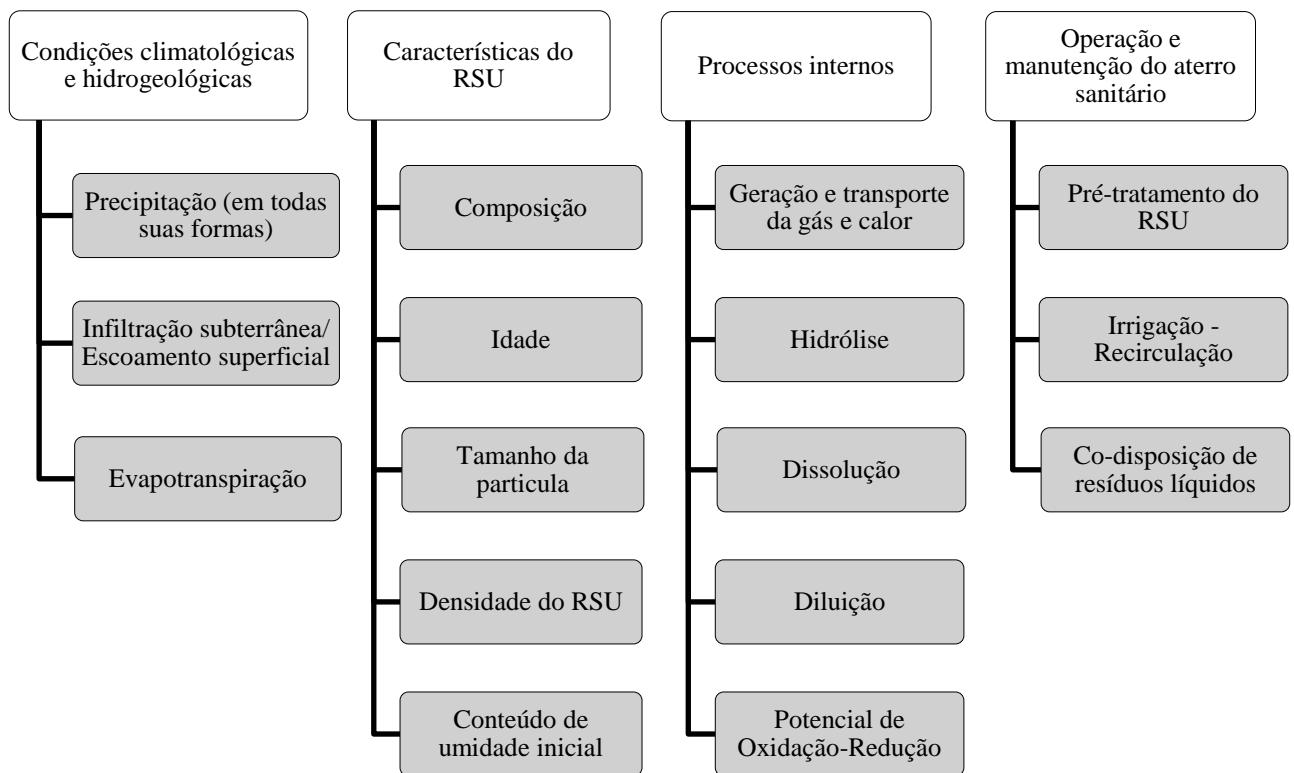


Figura 2.5 – Fatores e suas características que afetam a geração volumétrica de lixiviado

[Adaptada de: El-Fadel et al., 2002].

Segundo El-Fadel et al., 2002, a geração de lixiviado pode ser compreendida como resultado da ação da força gravitacional em uma massa de resíduos supersaturada de água. Ao considerar a massa de resíduos como um meio poroso, quando seu conteúdo de umidade for superior a sua capacidade de campo (umidade máxima que um meio poroso pode reter sem que produza percolação, função da sua capilaridade e da tensão superficial) haverá a possibilidade de percolação. Atingida essa condição a ação da gravidade fará com que a percolação se dê no sentido da camada inferior do aterro.

A análise do volume de lixiviado produzido pode ser abordada através da avaliação do ciclo da água no aterro sanitário, ilustrado a seguir.

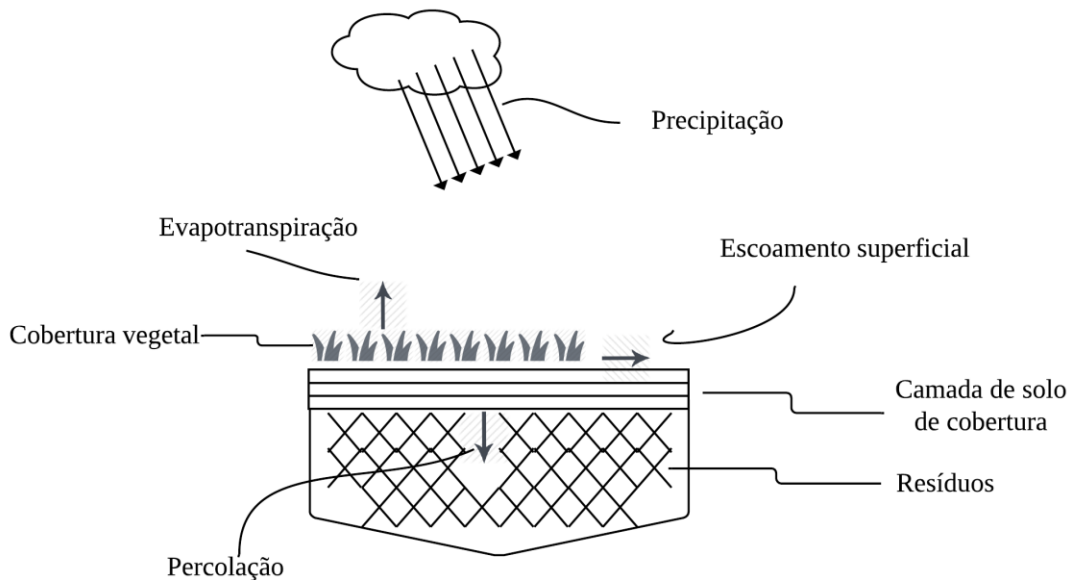


Figura 2.6 – Ciclo de água em um aterro sanitário [Adaptado de: Renou et al., 2008]

Os fatores apresentados no ciclo de água descrito na Figura 2.6 são mais bem detalhados a seguir.

- Precipitação: considera a água que incide sobre a superfície do aterro sanitário, incluindo neve e granizo. Informações sobre precipitação variam geograficamente e sazonalmente, portanto, é fundamental a obtenção de dados confiáveis.
- Evapotranspiração: é a combinação da evaporação da água armazenada no solo e do fenômeno de transpiração da camada vegetal sobre a superfície do aterro, se houver camada. A quantidade de água perdida para atmosfera depende das características do solo e da vegetação utilizados para cobertura do aterro sanitário [Fenn et al., 1975].
- Escoamento superficial: parcela da precipitação incidente que acaba escoando sobre a superfície do aterro em direção ao sistema de coleta de água superficial ou à área fora do aterro, o que impossibilita a sua infiltração na massa de resíduos. A quantidade de água que irá escoar superficialmente depende de fatores como a intensidade e duração do fenômeno de precipitação [Qasim e Chiang, 1994].

- Percolação: é definida como a fração da água que realmente irá atingir a massa de resíduos. A mesma dependerá das decisões realizadas durante a concepção do projeto (materiais da camada de cobertura, modo de instalação, condições operacionais). Pode-se identificar e classificar a infiltração conforme a sua origem (e. g., resultante da precipitação ou de infiltrações subterrâneas).
- Resíduos: o grau de compactação dos resíduos, resultado das ações de operação do aterro sanitário, pode ser apresentado com unidades de kg/m^3 . Para RSU menos compactados há uma maior produção de lixiviado [Renou et al., 2008]. A compactação também irá influenciar na capacidade de absorção de umidade do maciço de RSU.
- Solo de cobertura: a capacidade de retenção de umidade do solo de cobertura, propriedade do material de revestimento, é determinante para estimativa do volume de lixiviado produzido, uma vez que o potencial de evapotranspiração do solo, assim como o de infiltração, são funções dessa propriedade. Qasim e Chiang, 1994, afirmam que quanto maior a capacidade de retenção de umidade de um solo, maior o potencial de perda de umidade por evapotranspiração.
- Condições da barreira de impermeabilização inferior – Espera-se que em bons projetos de aterros sanitários a camada inferior não permita a passagem de lixiviado sendo todo ele captado pelo sistema de drenagem.

2.3.3 Modelo do balanço hídrico MBH

Entre os métodos amplamente utilizados para determinação do volume de lixiviado produzido está a abordagem através do método do balanço hídrico MBH [Fenn et al., 1975; Senior, 1995; Tchobanoglous and Kreith, 2002].

Em geral, modelos descritos como MBH permitem a avaliação do lixiviado gerado através da quantificação da mudança do conteúdo de umidade armazenado no aterro sanitário. Essa quantificação é realizada por um balanço hídrico que considera as principais fontes de umidade (precipitação, neve, conteúdo de umidade inicial do RSU, conteúdo de umidade inicial no material de cobertura, infiltrações subterrâneas, etc.), os sumidouros de umidade (emissões para o ambiente, sistema de coleta de lixiviado, vapor de água saturado no biogás, perda na formação do biogás, etc.) e a capacidade do aterro armazenar umidade na camada de cobertura e massa de resíduos.

O MBH proposto por Fenn et al., 1975, divide a análise do volume de lixiviado gerado em duas fases:

1. Balanço hídrico mensal no solo de cobertura do aterro sanitário, obtendo os valores de água que percola em direção à massa de resíduos através da relação entre precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e alteração do conteúdo de umidade do solo de cobertura.
2. Obtenção do valor estimado do volume de lixiviado produzido anualmente pelo aterro sanitário.

FASE I - Balanço hídrico na camada de cobertura

Nesta fase, considera-se que o movimento da umidade no interior do solo de revestimento é unidimensional, sendo assim, é possível determinar a fração da precipitação que se infiltra no solo e, posteriormente, a quantidade de percolado que atinge a massa de resíduos através de um balanço hídrico.

Para determinar o comportamento do conteúdo de umidade na camada de cobertura é necessário conhecer suas propriedades de armazenamento de água, ilustradas por Fenn et al., 1975, na próxima figura.

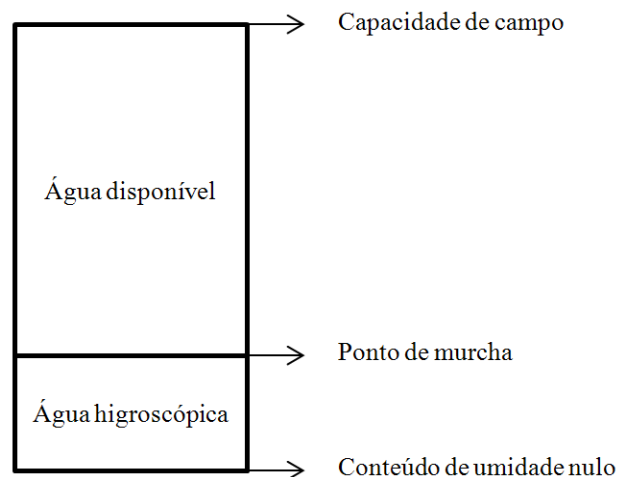


Figura 2.7 – Armazenamento de água no solo [Adaptado de: Fenn et al., 1975]

Onde são apresentadas as seguintes propriedades do solo: capacidade de campo FC' , ponto de murcha específico WP' , água disponível específica W'_a e água higroscópica específica W'_h , todas em mm H_2O/m e dependentes do tipo de solo utilizado e sua espessura.

Segundo Fenn et al., 1975, para o cálculo do balanço hídrico na camada de cobertura é de interesse apenas o valor de W'_a , uma vez que a fração de W'_h não pode ser retirada do solo pela evapotranspiração, não sendo utilizada no balanço hídrico. Na Tabela 2.10, são apresentadas as propriedades da umidade do solo para alguns tipos de materiais.

Tabela 2.10 – Propriedades de umidade do solo [Adaptado de: Castilhos, 2003]

Propriedade (mm H ₂ O/m)	Tipo de solo		
	Arenoso	Siltoso	Argiloso
FC'	200	300	375
WP'	50	100	125
$W'_a max^1 = FC' - WP'$	150	200	250

¹ $W'_a max$ é definido como o máximo valor de água disponível específico para determinado tipo de solo

Para um determinado material da camada de cobertura de espessura e , em metros, é possível determinar todas as propriedades apresentadas na Tabela 2.10 em mm H₂O. Definidas as propriedades de umidade do solo de revestimento, determina-se o valor de percolado $PERC$ para cada mês do ano de análise através do conjunto de equações apresentadas a seguir.

Inicialmente é calculada a fração de precipitação incidente sobre a área do aterro sanitário que irá se infiltrar no solo da camada de cobertura I , descrita por,

$$I = P - R \quad (2.18)$$

onde P é a precipitação local baseada em dados estatísticos e R é o escoamento superficial estimado por correlações empíricas, ambos dados em mm de H₂O acumulado por mês. O valor de R é obtido através de:

$$R = P C' \quad (2.19)$$

onde C' é um coeficiente empírico adimensional determinado pelo produto dos coeficientes α e C , sendo o coeficiente α é definido pelo conhecimento da declividade da camada de revestimento em conjunto com a estação do mês e C pelo tipo de solo utilizado na cobertura.

Na tabela a seguir são apresentados os coeficientes α e C que podem ser utilizados para determinar o valor de C' .

Tabela 2.11 – Coeficientes para determinar C' [Castilhos, 2003]

Tipo de solo da camada de revestimento	Declividade da camada de revestimento (%)	Coeficiente (α)	
		Estação seca ($P < PET$)	Estação úmida ($P > PET$)
Arenoso	0 a 2	0,17	0,34
$C = 0,3$	2 a 7	0,34	0,5
Argiloso	0 a 2	0,33	0,43
$C = 0,4$	2 a 7	0,45	0,55

Definido I , agora é realizado o balanço de água no solo de cobertura WB ,

$$WB = I - PET \quad (2.20)$$

onde PET é a evapotranspiração potencial obtida de dados estatísticos, em mm de H_2O acumulado por mês.

WB pode assumir valor negativo, positivo ou nulo. Para determinar se haverá ou não percolação da água em direção à massa de RSU $PERC$, em mm H_2O /mês, o valor de WB obtido é analisado conforme apresentado a seguir.

a) $WB = 0$

Neste caso, a infiltração e a evapotranspiração potencial tem os mesmos valores, indicando que toda água que se infiltrou na camada de cobertura foi retirada através da evapotranspiração, não havendo mudança no conteúdo de umidade do solo do aterro W_s e, portanto, não ocorrendo nem percolação, nem consumo de umidade do solo.

b) $WB < 0$

Neste caso, há uma redução no conteúdo de umidade devido à utilização de toda água que se infiltrou e de parte da umidade retida no solo de revestimento do aterro sanitário na evapotranspiração.

Portanto, ao fim do mês, o solo de cobertura tem um novo valor de W_s que é inferior ao do início do mês. Esse novo valor de W_s é determinado com o auxílio de tabelas de retenção de umidade do solo, na Tabela I.1 do ANEXO I, em conjunto com o parâmetro auxiliar adimensional $\Sigma NEG(WB)$,

$$\sum NEG(WB) = WB_{m-1} + WB_m \quad (2.21)$$

onde WB_m é o valor de WB para o mês m em análise e o valor de WB_{m-1} é o valor de WB para o mês anterior ao mês m .

c) **$WB > 0$**

Valores de WB positivos indicam que a infiltração na camada de cobertura foi superior à demanda exigida pela evapotranspiração potencial. Porém, não necessariamente ocorre a percolação, podendo ocorrer uma das seguintes situações:

- 1) Percolação direta. O valor de W_s no início do mês é igual o $W_a \max$ (obtido do produto entre e e $W'_a \max$). Portanto, todo o valor de WB percola em direção à massa de resíduos, uma vez que o solo de cobertura se encontra saturado.

$$PERC = WB \quad (2.22)$$

- 2) Recarga do conteúdo de umidade, sem percolação. No início do mês o valor de W_s está abaixo do valor de $W_a \max$. No entanto, WB não é suficiente para suprir a diferença entre $W_a \max$ e W_s , havendo somente a recarga do conteúdo de umidade no solo de revestimento

$$PERC = 0 \quad (2.23)$$

- 3) Recarga do conteúdo de umidade, com percolação. Situação semelhante a anterior, porém, WB é suficiente para que W_s alcance ao fim do mês o valor de $W_a \max$. A quantidade excedente percola em direção ao interior da massa de resíduos, sendo expressa pela seguinte equação,

$$PERC = WB - (W_a \max - W_s) \quad (2.24)$$

onde todas variáveis são expressas em mm H₂O/mês.

FASE II - Obtenção do volume de lixiviado gerado

Segundo Fenn et al., 1975, o volume de lixiviado gerado pelo aterro sanitário será influenciado pelo valor de sua área superficial, que está em contato com a atmosfera, em conjunto com o valor de $PERC_a$, que é a quantidade de percolado anual, em mm H₂O por ano, definida por:

$$PERC_a = \sum_{m=1}^{12} PERC \quad (2.25)$$

Conhecendo ambos os parâmetros é calculado o volume de lixiviado anual estimado L_{est} , em 10⁶ L/ano, com o auxílio da Figura 2.8.

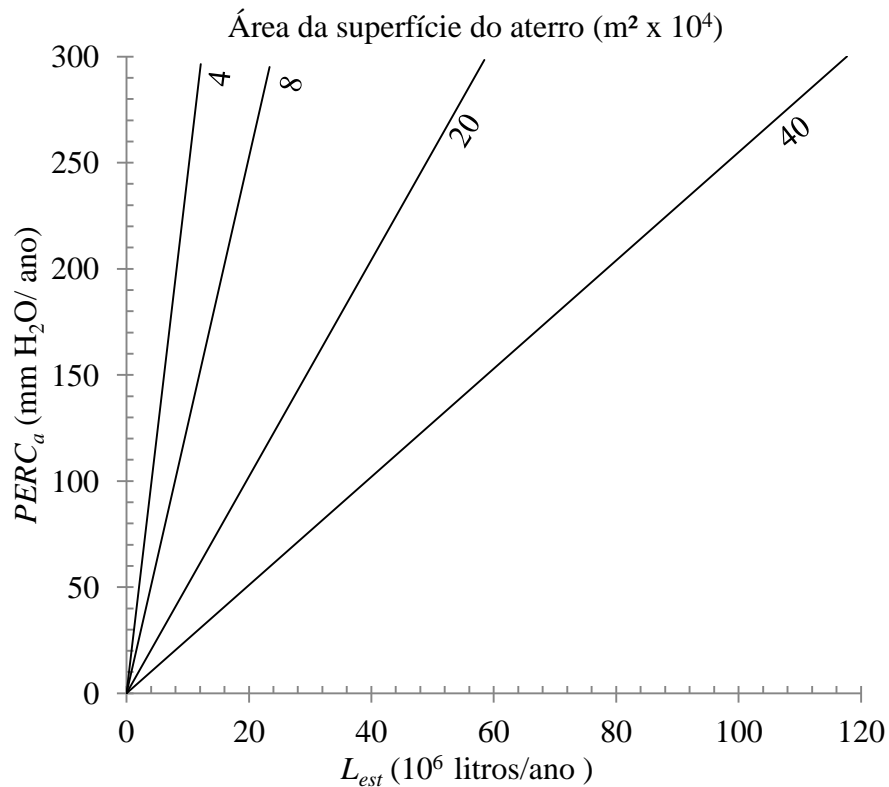


Figura 2.8 – Volume anual de lixiviado estimado pelo WBM – L_{est} [Adaptado de: Fenn et al., 1975]

Estima-se a vazão volumétrica média anual de lixiviado – $L_{est;h}$, L/h, conforme,

$$L_{est,h} = \frac{L_{est}}{\Delta h_{year}} \quad (2.26)$$

onde Δh_{year} é o tempo em horas dentro de um ano 8.760 h.

Como consideração final, Fenn et al., 1975, definem que para a aplicação do WBM é recomendado que se atendam as premissas apresentadas abaixo.

Tabela 2.12 – Premissas para aplicação do WBM [Fenn et al., 1975]

O solo de cobertura precisa ter uma espessura de 0.6 m, com uma inclinação de 2 a 4% na maior parte da área coberta.

Considera-se que o RSU, a camada de solo de cobertura e a vegetação são colocados instantaneamente, por toda a superfície do aterro, no período em que se inicia o cálculo do WBM. Ou seja, a produção de lixiviado antes do aterro estar coberto não é considerada.

O uso final da área do aterro sanitário deverá ser na forma de uma área verde.

O solo é coberto com grama, a qual tem suas raízes apenas no solo de cobertura, não atingindo a massa de RSU.

As únicas fontes de umidade no aterro sanitário são a precipitação incidente sobre sua área e o conteúdo de umidade do solo de cobertura

As propriedades hidráulicas do solo de cobertura e da massa de RSU são constantes e uniformes em todas as direções

A área da superfície horizontal do aterro é muito maior que a sua profundidade, portanto, todo fluxo de água é vertical e para baixo.

Para melhor compreensão do uso do WBM foi proposto um exemplo hipotético da sua aplicação que está apresentado no APÊNDICE C.

3 ATERRO DE GUAJUVIRAS

Neste capítulo descreve-se o aterro sanitário de Guajuviras, objeto de estudo. Nele é definida a metodologia proposta para a avaliação da geração dos efluentes do aterro sanitário de Guajuviras baseada nos modelos de decaimento de primeira ordem de IPCC, 2006, e o MBH.

E na sua parte final, são apresentados os resultados obtidos para a geração de efluentes e conclusões parciais.

3.1 Apresentação do aterro de Guajuviras

O aterro de Guajuviras está localizado em uma área de aproximadamente 13 ha no município de Canoas, região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Inicialmente criado no ano de 1983 como um vazadouro a céu aberto (lixão), operou até o ano de 1996 sem planejamento para a disposição dos resíduos que ali chegavam.

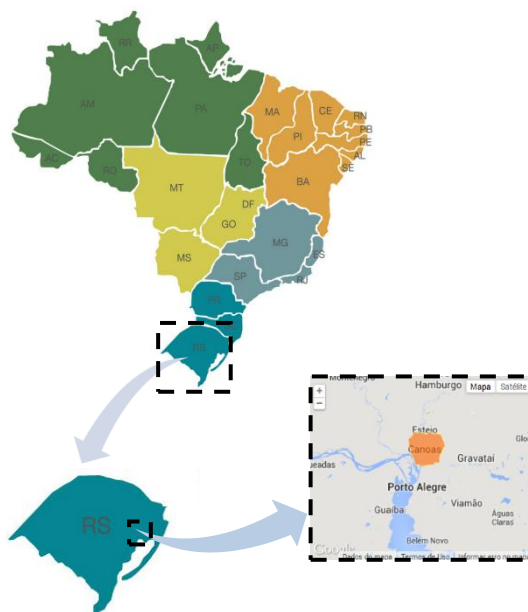


Figura 3.1 – Localização do município de Canoas

A partir de janeiro de 1996 iniciaram-se medidas e obras para recuperação e regulamentação do armazenamento de resíduos no aterro de Guajuviras. Foram construídos sistemas para a coleta e armazenamento de lixiviado, impermeabilização para as novas células, drenagem pluvial e de biogás. Na Figura 3.2 é apresentada uma imagem aérea do terreno do aterro sanitário de Guajuviras.



Figura 3.2 –Aterro de Guajuviras (2008)

O aterro de Guajuviras é administrado pela Secretaria Municipal de Preservação Ambiental do Município de Canoas (SMMA), sendo suas atividades de operação realizadas por empresa privada contratada. Segundo dados de SMMA, 2013a, os resíduos sólidos recebidos pelo aterro sanitário são divididos em três categorias: resíduo oriundo de coleta convencional em residências (conhecidos como RSU), resíduo de varrição de logradouros e vias públicas e resíduo comercial de terceiros.

Atualmente, o aterro opera como um ponto de transbordo de resíduos para a sua destinação final, Figura 3.3, uma vez que em sua licença de operação foi encerrada em 01/02/2012.



Figura 3.3 – Aterro de Guajuviras em fase de encerramento, operando como estação de transbordo

Apesar de ter recebido resíduos sólidos de diversas origens, o melhor monitoramento foi efetuado para o RSU, que representaram a maior fração da massa de resíduos depositados. Na tabela seguinte é apresentado o histórico de armazenamento de RSU e resíduos comerciais de terceiros no aterro Guajuviras.

Tabela 3.1 – Histórico de armazenamento de resíduos para o aterro de Guajuviras
[SMMA, 2013a]

Ano	RSU (toneladas)	Resíduos comerciais de terceiros (toneladas)	Ano	RSU (toneladas)	Resíduos comerciais de terceiros (toneladas)
1996	48.896,03	-	2005	74.372,59	4.830,534
1997	51.732,87	-	2006	72.576,69	8.987,190
1998	56.913,31	-	2007	75.952,07	8.674,795
1999	60.146,37	-	2008	79.993,90	9.832,322
2000	58.231,67	-	2009	78.278,46	10.383,091
2001	59.916,16	-	2010	78.066,87	10.191,070
2002	58.087,28	4.568,27**	2011	81.594,67	10.139,296
2003	61.782,26	7.995,270	2012	7.100,45*	820,150
2004	64.471,73	3.737,406			

* valor referente ao depositado no mês de janeiro

** valor referente ao depositado a partir de julho do ano

Não há dados sobre a composição gravimétrica dos resíduos depositados em Guajuviras. No entanto, o município de Porto Alegre em seu plano municipal de gestão de resíduos sólidos [PMPA, 2012] desenvolveu um estudo de caracterização do RSU produzido pela cidade. Devido à proximidade dos municípios, a composição gravimétrica declarada em PMPA, 2012, foi adotada no presente trabalho como similar à de Guajuviras, sendo apresentada a seguir:

Tabela 3.2 – Composição gravimétrica adotada para o aterro de Guajuviras com base nos dados de PMPA, 2012

% Composição em base úmida					
Papel/papelão	Matéria orgânica	Madeira	Têxteis	Rejeitos	Inertes
11,62%	57,27%	0,45%	3,86%	10,61%	16,19%

A fração de matéria orgânica apresentada na Tabela 3.2 não distingue proporção entre restos alimentares e resíduos de jardinagem. Para fins de simplificação o presente trabalho assumiu que 100% da matéria orgânica é composta de resto alimentar. Com o mesmo intuito, foi

considerado que esta fração não varia com o tempo, embora Machado et al., 2009, indiquem que há mudanças na composição.

Os resíduos comerciais de terceiros foram desconsiderados no presente estudo por falta de informação sobre sua composição.

O sistema de impermeabilização do aterro sanitário de Guajuviras é baseado em barreira mineral. Após 1996, quando as obras de recuperação do até então lixão de Guajuviras foram iniciadas, a impermeabilização de base foi realizada com argila totalizando um metro de espessura, Figura II.1 do ANEXO II. As camadas de cobertura realizadas periodicamente nas frentes de trabalho, assim como a camada de cobertura final, possuem 0,6 metros de espessura, com inclinação final do terreno do aterro sanitário de entre 1% em sua seção longitudinal e 2% na seção transversal, Figura II.2 do ANEXO II.

Apesar da área licenciada do aterro de Guajuviras ser de aproximadamente 13 ha [SMMA, 2013a], o armazenamento do aterro ocorre em uma área de aproximadamente 8,1 ha, sendo classificado como um aterro de área, onde são dispostas sucessivas camadas de RSU formando um “monte”.

Atualmente, o aterro de Guajuviras conta com um sistema passivo de alívio de biogás, Figura 3.4, composta por 35 drenos verticais com queimadores no seu topo, para evitar possíveis danos decorrentes do aumento da pressão do gás em seu interior, ou então da emissão descontrolada de biogás para a atmosfera.

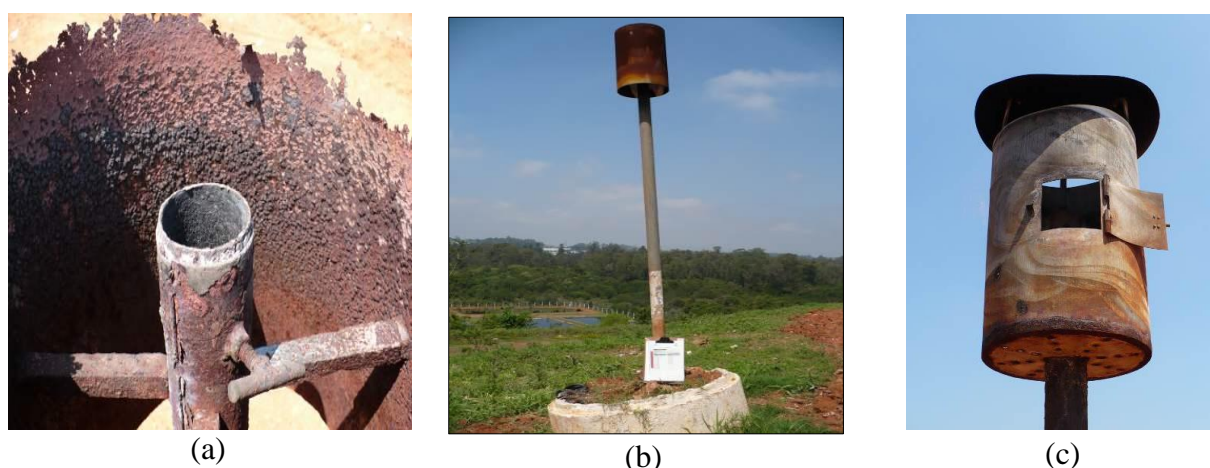


Figura 3.4 – Foto de detalhes de um conjunto dreno e queimador do sistema passivo de alívio de biogás no aterro de Guajuviras: (a) detalhe interno da extremidade do dreno; (b) dreno e queimador de biogás montados; (c) detalhe do protetor de queimador do dreno

Quanto ao lixiviado, este é coletado e armazenado em lagoas impermeáveis, e posteriormente enviado para uma estação de tratamento de esgotos. Na Tabela 3.3 é apresentado o histórico de recuperação e transporte de lixiviado no aterro de Guajuviras.

Tabela 3.3 – Histórico do volume de lixiviado recuperado anual L_{rec} (10^6 L/ano) [SMMA, 2013a]

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	L_{rec}
2011	1,52	1,49	1,63	1,56	1,65	1,43	1,84	5,49	8,21	4,52	4,03	1,84	35,21
2012	2,42	2,14	2,56	2,15	1,76	1,54	2,84	2,29	1,74	1,18	0,75	2,04	23,39

3.2 Resultados para a geração de efluentes

A avaliação do potencial de uso energético integrado dos efluentes do aterro sanitário de Guajuviras é realizada baseada em sua capacidade de produção de biogás e lixiviado. Para analisar essa capacidade, estimaram-se valores de geração de ambos os subprodutos a partir dos modelos propostos no Capítulo 2, apresentadas a seguir.

3.2.1 Geração de biogás

A avaliação do potencial de geração de biogás do aterro de Guajuviras foi realizada para 2 cenários de produção distintos em um período de 49 anos, a contar de 1996, quando foram realizadas medidas de adequação no aterro sanitário. Foram determinados os valores de biogás produzido nas formas de LFG_{aT} – vazão volumétrica média anual de biogás gerado durante o ano T e LFG_{aT} acumulado.

O cálculo dos cenários utilizou parâmetros específicos de geração de biogás, procedendo de maneira igual à apresentada no exemplo de aplicação do modelo de decaimento de primeira ordem do IPCC, 2006, descrito em detalhes no Capítulo 2.

Para obter valores de LFG_{aT} e LFG_{aT} acumulado dos cenários, combinou-se valores extremos (máximo e mínimo) encontrados na literatura para os parâmetros carbono orgânico degradável do componente i – DOC_i e constante da taxa de reação do componente i – k_i , conforme mostrado na Figura 3.5. O que gerou para cada cenário duas curvas de LFG_{aT} e LFG_{aT} acumulado, possuindo mesmo valor de DOC_i , no entanto, diferenciando-se no valor de k_i adotado.

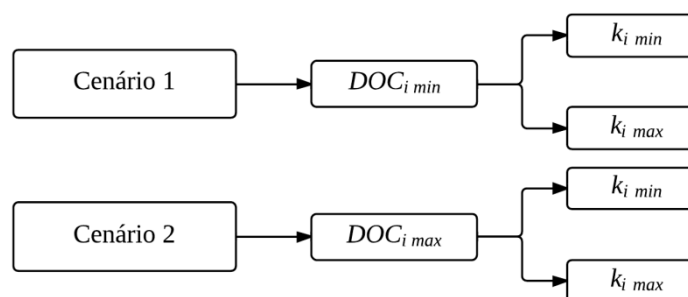


Figura 3.5 – Combinação dos parâmetros DOC_i e k_i para obtenção dos cenários de geração de biogás

Destaca-se que a recuperação do biogás, definida pela vazão volumétrica média anual de biogás coletado no ano $T - LFG_{aT}^R$, não será abordada na análise de produção do biogás, sendo avaliada durante a análise de conversão energética do biogás, Capítulo 4.

Determinação dos dados de entrada do cálculo

O valor do fator de correção de metano – MCF – e da fração de carbono orgânico degradável que é decomposta – DOC_f – utilizados nos cálculos de LFG_{aT} dos cenários de produção são mostrados na tabela a seguir.

Tabela 3.4 – Valores de MCF e DOC_f utilizados nos cálculos

Parâmetro	Valor	Modo de obtenção
MCF	1	Valor para aterro com boas condições de operação, Tabela 2.4
DOC_f	0,5	Recomendado por IPCC, 2006

Os valores de MCF e DOC_f foram obtidos considerando constantes nas simulações, uma vez que o modelo apresentado por IPCC, 2006, supõe que as condições de operação, gerenciamento e de degradação anaeróbia do aterro sanitário não se alteram com o tempo e são as mesmas para cada componente específico do RSU.

Para a fração mássica de cada componente $i - FR_i$ – foi utilizada a composição gravimétrica assumida para o aterro de Guajuviras, Tabela 3.2, considerando que permanece constante para o período de análise.

Os valores de W para os anos em que houve armazenamento de resíduos são obtidos da Tabela 3.1, considerando apenas os valores de RSU, devido à inexistência de informações sobre a composição gravimétrica dos resíduos comerciais de terceiros.

A fração volumétrica de metano no biogás produzido – F_{CH_4} – foi tomada como igual a 0,5, valor representativo encontrado em diversos aterros sanitários e apresentado na Tabela 2.2.

Para determinar os valores de DOC_i utilizados, conforme descrito na Figura 3.5, compararam-se os valores máximos e mínimos de DOC_i obtidos através das duas metodologias distintas para sua determinação, ambas apresentadas no Capítulo 2.

O primeiro método consiste em utilizar os valores da fração biodegradável – BF – e do potencial de geração de metano estequiométrico – C_m , apresentados na Tabela 2.6, em conjunto com a Equação (2.15). O segundo método obtém DOC dos valores recomendados por IPCC, 2006, apresentados na Tabela 2.5.

Valores de DOC_i obtidos com a metodologia que utiliza BF e C_m são denominados de $DOC_i^{BF-C_m}$, para diferenciá-los dos valores obtidos pelo segundo método, que por sua vez tem seus valores denominados de DOC_i^{IPCC} .

Os valores de $DOC_i^{BF-C_m}$ são determinados utilizando os valores de BF e C_m de cada componente i do RSU apresentados a seguir.

Tabela 3.5 – Valores máximos e mínimos de BF e C_m selecionados para o cálculo de $DOC_i^{BF-C_m}$

Componente do RSU	BF		C_m	
	Min	Max	Min	Max
Papel/papelão	0,19	0,64	410	438,7
Têxtil	0,17	0,4	509	573,87
Resíduo alimentar	0,58	0,7	505,01	643
Madeira	0,14	0,61	484,72	487

Aplicando a Equação (2.15) considerando MCF igual a 1, DOC_f igual a 0,5, MW_{Ratio} igual a 16/12, F_{CH_4} igual a 0,5 e conteúdo de umidade – w conforme indicado na Tabela 2.5, os valores de $DOC_i^{BF-C_m}$ calculados são apresentados nas duas colunas centrais da Tabela 3.6.

Os valores de DOC_i obtidos dos valores recomendados por IPCC, 2006, Tabela 2.5, são denominados de DOC_i^{IPCC} , e são apresentados nas duas colunas à esquerda da Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Valores de DOC_i^{IPCC} e $DOC_i^{BF-C_m}$ obtidos e de DOC_i adotados, em Gg de carbono orgânico/ Gg de RSU

Componente do RSU	IPCC, 2006		$C_m - BF$		Adotados		Desvio
	$DOC_{i\ min}^{IPCC}$	$DOC_{i\ max}^{IPCC}$	$DOC_{i\ min}^{BF-C_m}$	$DOC_{i\ max}^{BF-C_m}$	$DOC_{i\ min}$	$DOC_{i\ max}$	
Papel/papelão	0,36	0,45	0,15	0,55	0,15	0,55	72%
Têxtil	0,2	0,4	0,16	0,41	0,16	0,41	62%
Resíduo alimentar	0,08	0,2	0,39	0,61	0,08	0,61	87%
Madeira	0,39	0,46	0,13	0,56	0,13	0,56	77%

$$Desvio = (DOC_{i\ max} - DOC_{i\ min}) / DOC_{i\ max}$$

Comparando os valores máximos e mínimos de DOC_i adotados, penúltima e antepenúltima colunas a direita da Tabela 3.6, nota-se um desvio entre 62% a 87%, o que representa a incerteza associada à determinação do valor de DOC_i , podendo ser fruto dos diferentes métodos de obtenção desse valor ou da diversidade de material que faz parte de um componente do RSU.

Para comparar os resultados obtidos com os valores de potencial de geração de metano – L_0 que são apresentados na literatura, foram convertidos os valores de DOC_i em L_0 com o uso da Equação (2.16).

Tabela 3.7 – Valores de L_{0i} obtidos, em $Nm^3 CH_4$ / ton de RSU

Componente do RSU	$L_{0i\ min}^1$	$L_{0i\ max}^1$	$FR_i \times L_{0i\ min}$	$FR_i \times L_{0i\ max}$
Papel/papelão	70.82	255.24	8.2	29.7
Têxtil	72.11	191.29	2.8	7.4
Resíduo alimentar	37.19	281.31	21.3	161.1
Madeira	59.01	258.32	0.3	1.2
Total	-	-	32.6	199.3

¹ os valores de L_0 obtidos para essa tabela consideraram $MCF=1$, $MW_{Ratio}=16/12$, $DOC_f=0,5$, $F_{CH_4}=0,5$ e $\rho_{CH_4}=0,717\ kg/Nm^3$

As duas colunas à esquerda na Tabela 3.7 apresentam os valores de DOC_i convertidos em L_{0i} , e os valores das duas colunas da direita apresentam o produto entre L_{0i} de cada componente do RSU e seu respectivo valor de FR_i . Somando os resultados desses produtos são obtidos os valores de $L_{0\ max}$ e $L_{0\ min}$, apresentados na última linha das duas colunas a direita da Tabela 3.7.

Os valores de $L_{0\ max}$ e $L_{0\ min}$ encontrados apresentam uma expressiva variação (32,6 e 199,2), que está de acordo com resultados encontrados na literatura, e.g., 65,9 para Machado et al. 2009 e 123,9 para Maciel e Jucá, 2011. Amini et al., 2012 recolheram valores de L_0 da literatura que variaram entre 13 a 170 Nm^3 / ton de RSU.

Então é possível afirmar que nenhum dos valores totais de L_0 representa o potencial de geração de metano exato do RSU depositado no aterro, mas, é razoável crer que o valor provável está compreendido dentro da faixa proposta.

Os valores de $k_{i \max}$ e $k_{i \min}$ são obtidos da faixa de valores recomendados por IPCC, 2006, Tabela 2.8, considerando a classificação da zona climática a que está submetida o aterro sanitário. Para definir a zona climática do aterro sanitário de Guajuviras empregou-se a Tabela 2.7 em conjunto com as informações meteorológicas disponíveis para o município de Porto Alegre apresentadas em INMET, 2013, uma vez que não há coleta de dados meteorológicos no sítio do aterro.

O valor da temperatura média anual – TMA obtida é de 20°C, sendo a razão entre precipitação média anual – PMA e evapotranspiração potencial média anual – EPTMA superior a 1, o que resultou na utilização dos valores de $k_{i \max}$ e $k_{i \min}$ sugeridos para a zona climática temperada úmida, apresentados Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Valores de k_i adotados para zona climática temperada úmida, anos⁻¹ [IPCC, 2006]

Componente do RSU	Papel/papelão	Resíduo alimentar	Madeira	Têxtil
$k_{i \min}$	0,05	0,1	0,02	0,05
$k_{i \max}$	0,07	0,2	0,04	0,07

Resultados dos cenários de produção de biogás

Conhecidos todos os valores dos dados de entrada necessários para montar as curvas de geração dos cenários, aplicaram-se os cálculos apresentados no fluxograma da Figura B.1 e Figura B.2 gerando os resultados apresentados a seguir.

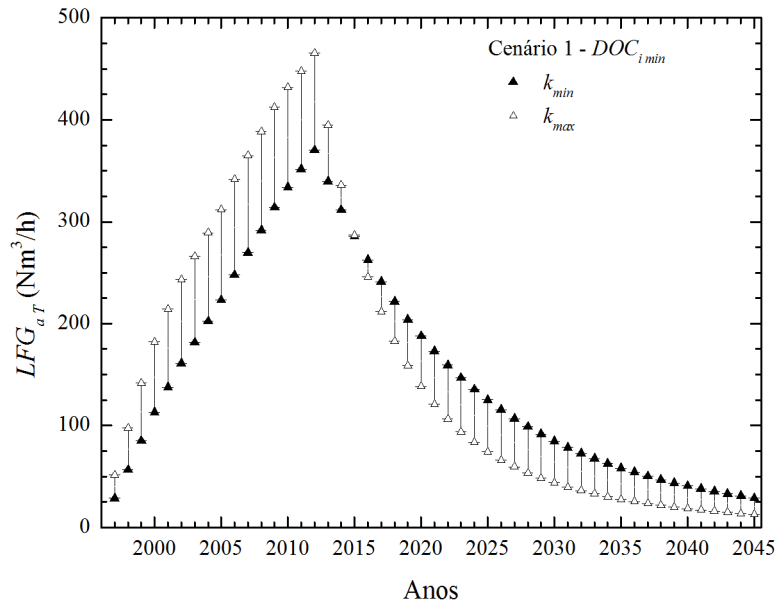


Figura 3.6 – Valores de LFG_{aT} estimados para o Cenário 1

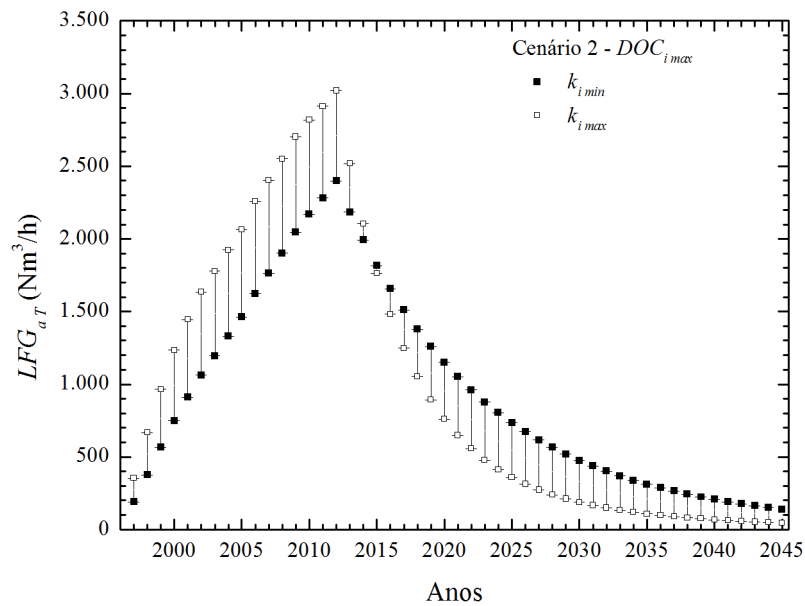


Figura 3.7 – Valores de LFG_{aT} estimados para o Cenário 2

Comparando-se os resultados dos 2 cenários de geração, nota-se que o valor de DOC_i desempenha papel preponderante. O pico de geração para o Cenário 2, com o valor $DOC_{i\ max}$, Figura 3.7, é aproximadamente 6 vezes superior ao do Cenário 1, Figura 3.6.

Em ambos os cenários a geração de biogás inicia-se um ano após o começo das atividades de armazenamento, 1997, e aumenta na medida em que houve armazenamento de RSU, estendendo-se até um ano após o encerramento das atividades. Nesse mesmo período, é observada uma inflexão na geração de biogás, resultado da cessão do incremento da quantidade de carbono orgânico disponível no aterro sanitário para decomposição.

Para situações em que DOC_i se mantém constante e valores maiores de k_i são observados, a geração de biogás dá-se de forma mais intensa nos primeiros anos, ocasionando a inertização mais rápida da massa de matéria orgânica, em função da proporção direta entre os dois fenômenos.

Como decorrência dessa degradação acelerada, é possível observar uma diminuição mais abrupta dos valores de LFG_{aT} em situações que apresentam k_i mais elevado. Ao passo que, valores de LFG_{aT} para menores k_i apresentam queda mais moderada. O resultado dessa diferença de comportamento é observado na inversão das magnitudes de LFG_{aT} no período entre 3 a 5 anos após o pico de produção.

A geração de biogás acumulada, expressa em Nm^3 , é apresentada na próxima figura:

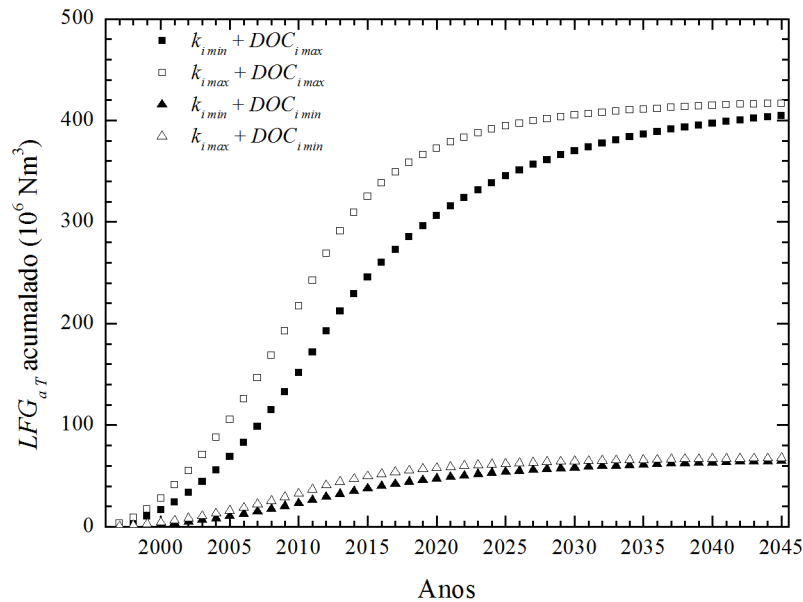


Figura 3.8 – Valores da produção acumulada de LFG_{aT} para ambos os cenários de geração

Para ambos os cenários, suas curvas de LFG_{aT} acumulado tendem a um valor assintótico, caracterizando o máximo volume produzido pelo aterro sanitário em cada cenário, cerca de $68 \times 10^6 Nm^3$ para o Cenário 1 e $418 \times 10^6 Nm^3$ para o Cenário 2.

Nota-se que para um mesmo DOC_i e para distintos valores de k_i , há uma diferença entre os volumes de biogás produzido, representada pela área entre as curvas mostradas na Figura 3.8, indicando um desvio entre 13 a 15% nos valores de biogás gerado.

Salienta-se que, em todas as simulações, os valores de LFG_{aT} referem-se a uma fração volumétrica do CH_4 no biogás – F_{CH_4} – igual a 0,5, mas outros casos foram realizados pelo autor para a faixa de 0,4 e 0,6 dessa fração, resultando em uma diferença relativa em torno de 0,05%

ao considerar que o restante do biogás produzido é CO_2 . Embora essa diferença seja pequena quando expressa em volume de gás gerado, ela pode se tornar significativa para o caso de conversão energética.

3.2.2 Geração de lixiviado

A capacidade de geração de lixiviado pelo aterro sanitário de Guajuviras é estimada através do uso do método do balanço hídrico – MBH – apresentado no Capítulo 2, e representada na forma do volume anual de lixiviado estimado – L_{est} , em Litros/ano, e da vazão média de lixiviado – $L_{est;h}$, em litros por hora.

No presente trabalho, o potencial de geração de lixiviado foi estimado através da análise dos valores de L_{est} e $L_{est;h}$ para os dados meteorológicos disponíveis de precipitação – P – e evapotranspiração potencial – PET – dos últimos 6 anos (2007 a 2012). Com eles, foram selecionados os valores máximos e mínimos de L_{est} e $L_{est;h}$.

Cálculo do MBH

O cálculo do MBH foi realizado tomando seu fluxograma apresentado na Figura C.1, APÊNDICE C. Os valores de P e PET dos anos analisados foram obtidos de INMET, 2013. Cada ano foi calculado de maneira independente, considerando o valor do conteúdo de umidade – W_s no início do primeiro mês igual ao máximo valor de água disponível – $W_a \text{ max}$.

As propriedades de umidade foram obtidas para uma barreira mineral de natureza argilosa de espessura e igual a 0,6 m, conforme detalhe da Figura II.2 do ANEXO II, mostradas a seguir.

Tabela 3.9 – Propriedades de umidade da camada de cobertura do aterro sanitário de Guajuviras.

Propriedade (mm H_2O)	FC	WP	$W_a \text{ max} = FC - WP$
Solo argiloso	225	75	150

A próxima tabela apresenta os valores do volume anual de lixiviado estimado – L_{est} – e da vazão média de lixiviado – $L_{est;h}$ – para 6 anos analisados. Os resultados dos cálculos intermediários são apresentados no APÊNDICE E.

Tabela 3.10 – Resultado para o volume anual de lixiviado estimado – L_{est} , da vazão média de lixiviado – $L_{est;h}$, e da a quantidade de percolado anual $PERC_a$ para 6 anos analisados, para uma área de 8,1 ha

	2007	2008	2009	2010	2011	2012
L_{est} (L/ano)	$35,4 \times 10^6$	$38,2 \times 10^6$	$42,1 \times 10^6$	$29,7 \times 10^6$	$27,6 \times 10^6$	$19,9 \times 10^6$
$L_{est;h}$ (L/h)	4.041	4.360	4.811	3.393	3.151	2.279
$PERC_a$ (mm H ₂ O)	442	477	527	371	345	249

Observando os resultados de L_{est} e $L_{est;h}$ obtidos, é possível notar que os valores de P e PET para o ano de 2009 e para o ano de 2012, geraram o maior e menor volume de lixiviado, respectivamente. É possível afirmar que para um ano com os valores de P e PET medianos, a estimativa do volume produzido aplicando o MBH encontrar-se-á dentro da faixa limitada pelos valores de 2009 e 2012.

A próxima tabela apresenta os desvios entre os valores de L_{est} calculados para os anos de 2012 e 2011 com os valores registrados do volume de lixiviado recuperado – L_{rec} , Tabela 3.3.

Tabela 3.11 – Comparação entre os valores estimados pelo MBH e valores coletados

Ano	L_{est} (10^6 L/ano)	L_{rec} (10^6 L/ano)	Desvio ¹ (%)
2012	20	23,39	14,6%
2011	27,6	35,21	21,6%

$$^1\text{Desvio} = (L_{rec} - L_{est})/L_{rec}$$

Observou-se um desvio entre 14,6 a 21,6 % em relação aos valores coletados, sendo que os resultados obtidos pelo MBH foram inferiores aos valores coletados.

Para representar a capacidade de produção de lixiviado, foi estimada a vazão volumétrica máxima de lixiviado – $L_{est;h}^{Max}$, em L/h, conforme,

$$L_{est;h}^{Max} = \frac{L_{est;h}^{2009}}{(1 - Dev)} \quad (3.1)$$

onde $L_{est;h}^{2009}$ é o valor de $L_{est;h}$ para o ano de 2009, Tabela 3.10, e Dev é a média dos desvios encontrados na Tabela 3.11.

E para a vazão volumétrica estimada mínima de lixiviado produzido – $L_{est;h}^{Min}$, em L/h,

$$L_{est;h}^{Min} = \frac{L_{est;h}^{2012}}{(1 - Dev)} \quad (3.2)$$

onde $L_{est;h}^{2012}$ é o valor de $L_{est;h}$ para o ano de 2012, Tabela 3.10.

Os valores de $L_{est;h}^{Max}$ e $L_{est;h}^{Min}$ obtidos aplicando as Equações (3.1) e (3.2), respectivamente, são apresentados na tabela a seguir.

Tabela 3.12 – Valores de $L_{est;h}^{Max}$ e $L_{est;h}^{Min}$ calculados, considerando $Dev = 18,1\%$

$L_{est;h}^{Max}$ (L/h)	$L_{est;h}^{Min}$ (L/h)
5.874	2.782

3.3 Conclusões parciais

A aplicação do modelo do IPCC, 2006, representado pelo seu fluxograma de cálculo, Figura B.1e Figura B.2, levou a montagem de 2 cenários de produção de biogás: Cenário 1, combinando $DOC_{i\ min}$ com valores de $k_{i\ max}$ e $k_{i\ min}$, e Cenário 2, combinando $DOC_{i\ max}$ e valores $k_{i\ max}$ e $k_{i\ min}$.

O efeito causado pela variação do DOC mostrou desempenhar papel chave na previsão de produção do biogás, ocasionando uma diferença de ordem de 6 vezes nos resultados de simulações em que apenas ele variou. Ao passo que a variação de k entre seus valores extremos e mantendo DOC constante, além do resultado esperado de maior velocidade de degradação para os casos com valores máximos de k , apresentou um variação na produção de biogás em torno de 15%, valor inferior em relação à influência da alteração de DOC .

O cenário mais otimista de produção de biogás foi o de número 2, com $k_{i\ max}$, e o mais conservador foi o Cenário 1 com $k_{i\ min}$. A diferença dos volumes acumulados dos cenários, ao longo do período de 49 anos de avaliação, manteve-se entre 6 a 7 vezes superior para o cenário 2.

A estimativa de geração anual de lixiviado obtida pelo WBM, comparada aos valores registrados em 2 anos de medição no aterro de Guajuviras, apresentou um desvio na faixa de 14 a 21%. Embora o período de comparação não tenha sido extenso, o resultado se mostra satisfatório, visto a simplicidade do modelo empregado. O que permite o seu emprego na estimativa dos valores limites de geração anual de lixiviado para o aterro de Guajuviras

4 VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA EM ATERRO SANITÁRIO

A procura por alternativas para a valorização energética do biogás gerado pelo aterro sanitário tem se tornado cada vez mais comum nas últimas décadas no cenário global. Devido ao seu potencial energético apreciável e ao fato de ser um subproduto do modo de vida atual, o biogás apresenta-se como uma fonte de energia renovável. Segundo dados da USEPA, 2013, para cada milhão de toneladas de RSU estima-se que é possível gerar cerca de 0,78 MW de potência elétrica ou prover 2,64 MWh por hora na forma de energia térmica.

No Brasil, estudos realizados com o objetivo de estimar a produção e utilização de biogás em âmbito nacional [PNUD, 2010; ABRELPE, 2012], mostram como promissora a alternativa de recuperação energética a partir do biogás, Figura 4.1. Para citar como exemplo, PNUD, 2010, indica que o biogás gerado por 56 localidades estudadas seria capaz de abastecer uma população de 5,6 milhões de habitantes. Apesar disso, seu aproveitamento energético em território brasileiro ainda é incipiente.

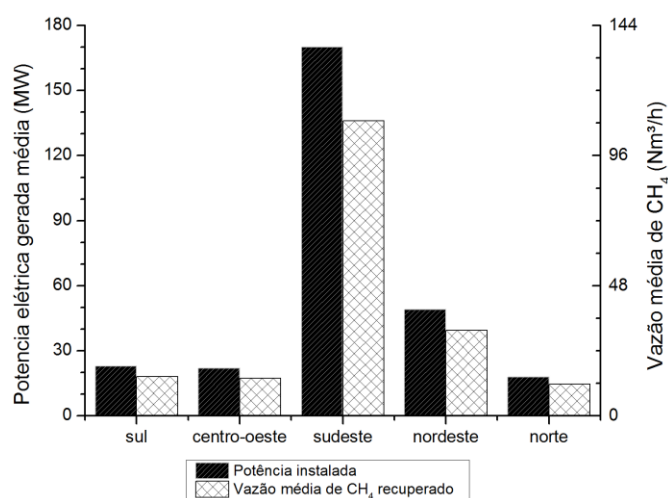


Figura 4.1 – Previsão da vazão média de CH₄ recuperado e potência elétrica gerada média por região do Brasil para um período de 30 anos em cenário conservador [Adaptado de: ABRELPE, 2012]

É possível encontrar na literatura diversas propostas de rotas tecnológicas para o aproveitamento energético do biogás. Bove e Lunghi, 2006, listam as alternativas de geração de energia térmica através da combustão direta em aquecedores ou caldeiras, armazenamento químico, (conversão em biodiesel, metanol, etc.), concentração da fração com poder calorífico (CH₄), reinjeção na rede de gás e geração elétrica. INiG, 2010, apresenta um diagrama das rotas de processos envolvidos na recuperação energética do biogás.

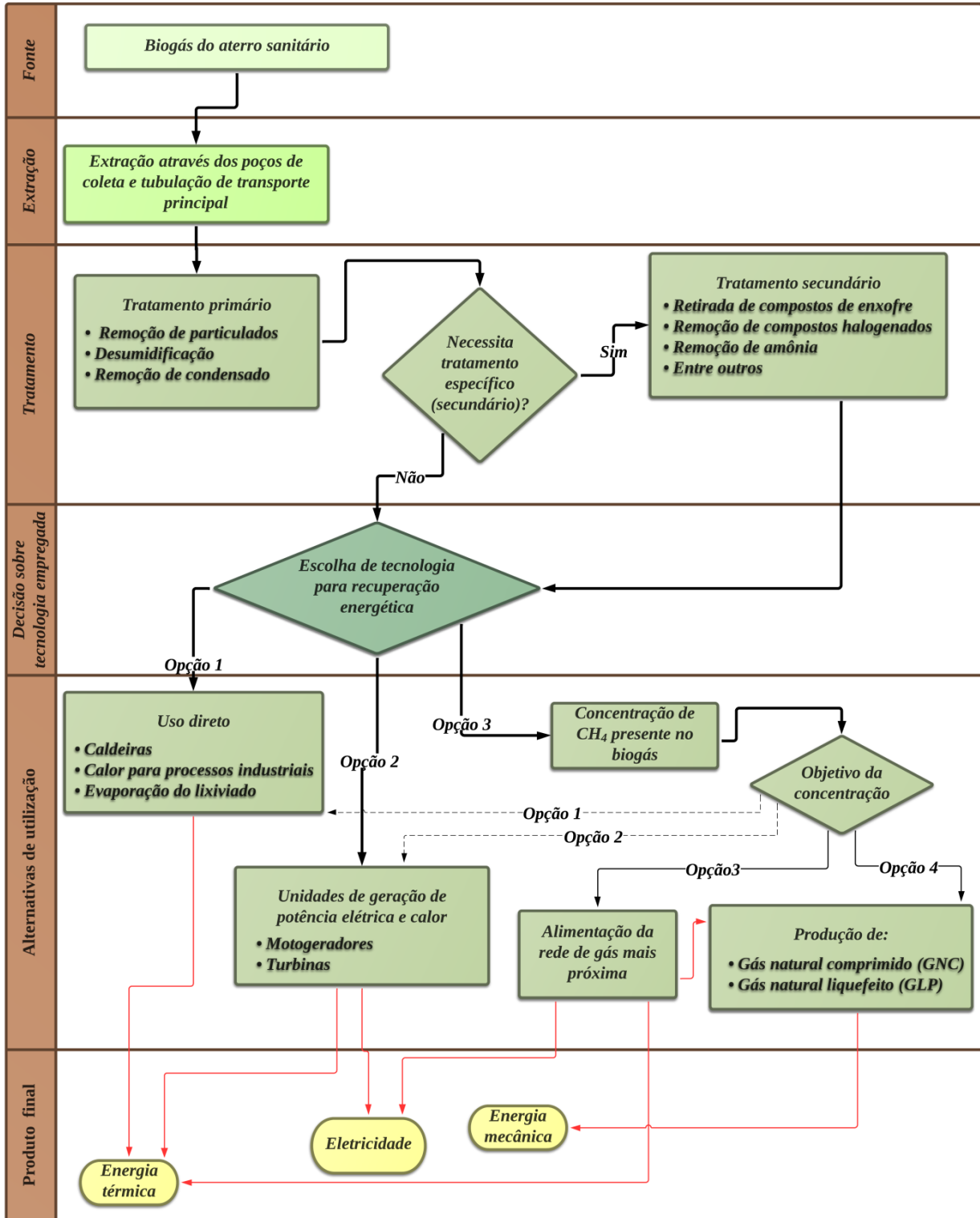


Figura 4.2 – Rotas do aproveitamento energético do biogás [Adaptado de: INiG, 2010]

De acordo com USEPA, 2013, os projetos de recuperação energética em aterros sanitários basicamente podem ser divididos em dois principais sistemas: sistema de coleta e tratamento do biogás; e o sistema de conversão energética propriamente dito. A seguir são detalhados ambos os sistemas e algumas de suas características.

4.1 Sistema de coleta e de tratamento de biogás

Na figura abaixo é apresentado de forma esquemática as características que compõe o sistema.

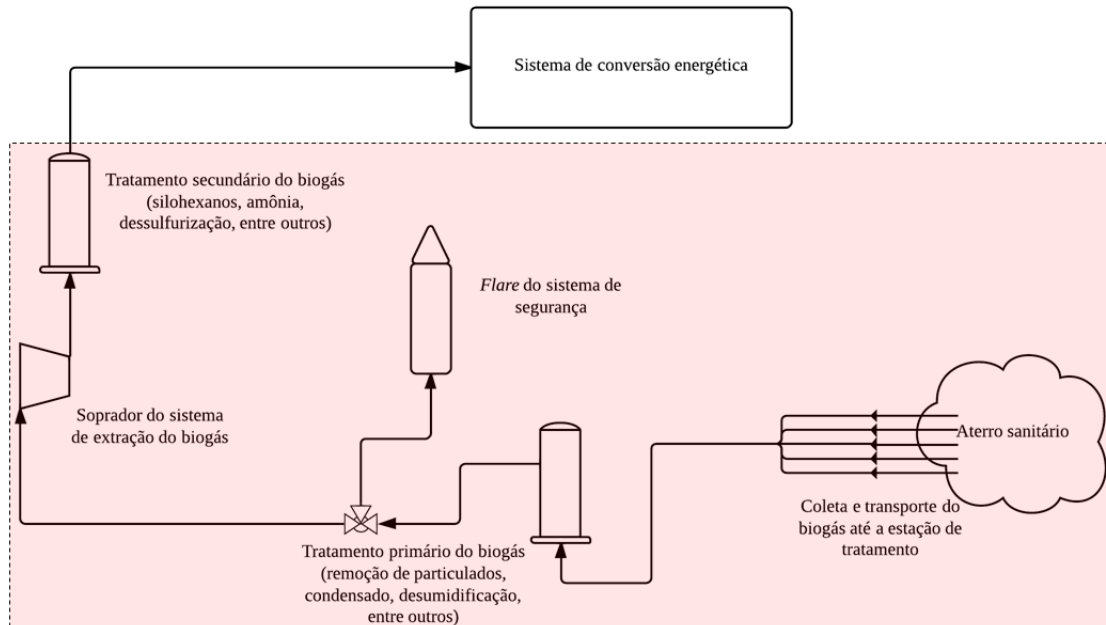


Figura 4.3 – Sistema de coleta, tratamento e de conversão energética em aterro sanitário

A região hachurada na Figura 4.3 representa o conjunto de equipamentos que somados definem um típico sistema de coleta e tratamento de biogás, sendo eles: tubulações de captação e transporte do biogás; sistema de segurança baseado em *flares*; sistema de tratamento de biogás, primário e secundário; e soprador(es) para extração do biogás do interior do aterro sanitário.

Tubulação de extração de biogás: segundo Tchobanoglous e Kreith, 2002, a instalação de tubulações para extração de biogás é feita logo após o encerramento de uma célula de armazenamento do aterro sanitário ou então após o encerramento das atividades de armazenamento de RSU. O sistema de coleta utilizado no aterro sanitário pode conter tanto tubulações em configuração vertical quanto configuração horizontal, e inclusive pode empregar ambas as configurações simultaneamente. Segundo USEPA, 2013, a configuração de tubulação escolhida é função das condições do sítio de instalação e do período da vida do aterro sanitário em que essa instalação irá ocorrer. A utilização de sistemas verticais e horizontais é ilustrada a seguir.

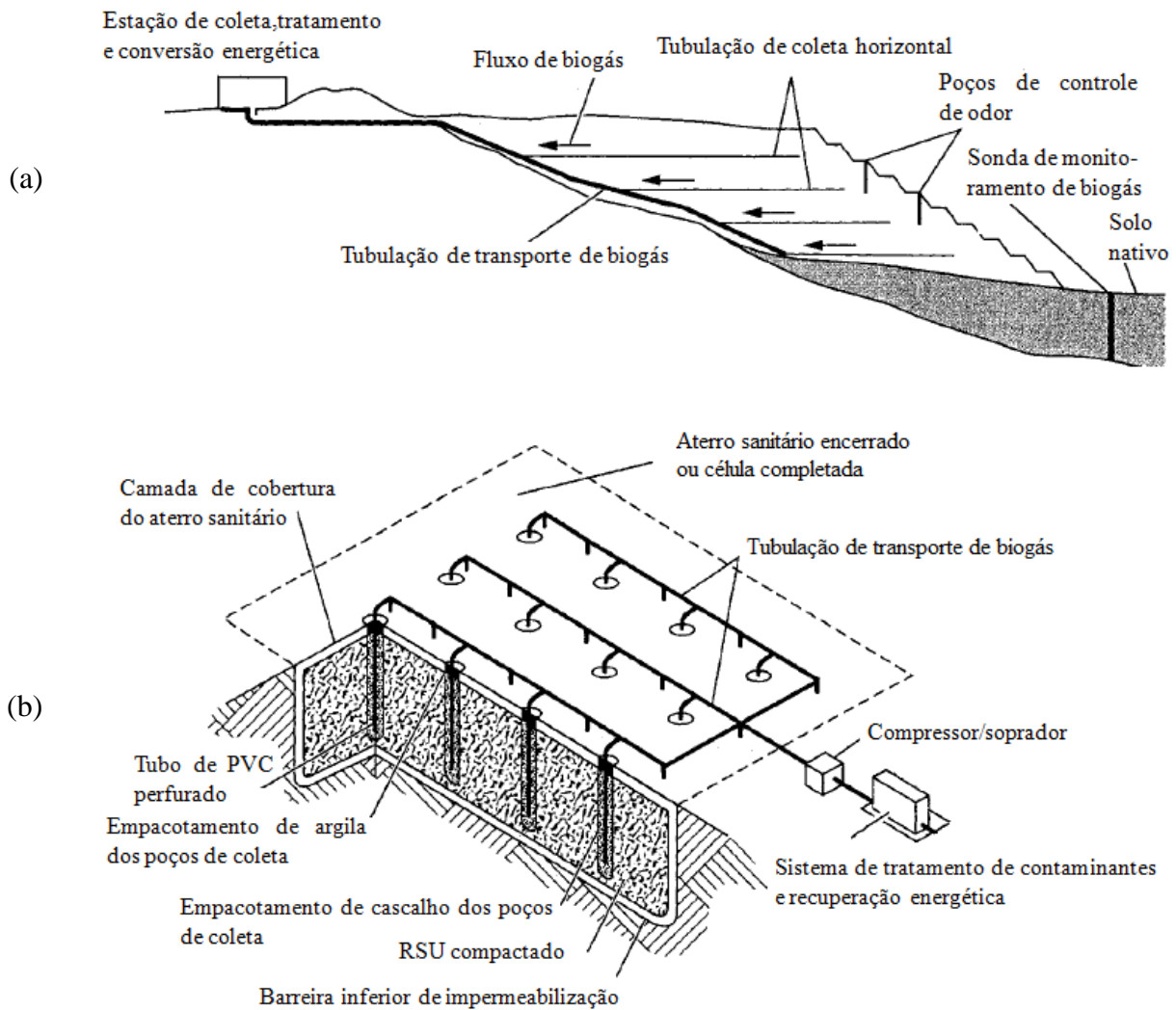


Figura 4.4 – Ilustração de sistemas de coleta de diferentes configurações quanto a tubulação:
 (a) sistema de coleta com tubulações horizontais; (b) sistema de coleta com tubulações verticais
 [Adaptado de: Tchobanoglous e Kreith, 2002]

Sistema de tratamento do biogás: Segundo USEPA, 2013, o tipo de tecnologia empregada no sistema de tratamento do biogás, seus custos e complexidade é função direta do uso final do biogás tratado. A literatura [Maciel, 2009; INiG, 2010; USEPA, 2013] resume a remoção dos contaminantes do biogás em duas etapas:

Tratamento primário: consiste na remoção de particulados, líquidos (comumente tratado por condensado) e desumidificação do biogás. Comumente a remoção de particulados é realizada aplicando filtros, o condensado é extraído através de aparelhos conhecidos como *knockout devices*, e a retirada do conteúdo de umidade do biogás é obtida através de sua compressão e

resfriamento. Segundo INiG, 2010, as técnicas e equipamentos utilizados para a remoção dos contaminantes no tratamento primário são de fácil aplicação e bem conhecidas pela indústria.

Tratamento secundário: tratamento avançado, que pode consistir na retirada de H₂S, de compostos sílico-orgânicos e na remoção de outros contaminantes como hidrocarbonetos, compostos halogenados e amônia. Segundo INiG, 2010, geralmente, os empreendimentos que utilizam o biogás como combustível apresentam apenas tratamentos primários sendo que os tratamentos secundários somente são utilizados caso as características do biogás proveniente do aterro e/ou o sistema de conversão em energia exijam tais tratamentos.

- Sulfetos – A retirada de H₂S é necessária uma vez que esse elemento é extremamente tóxico e prejudicial a operação da planta, por exemplo, sob a ação de alta temperatura pode formar ácido sulfúrico. Pode ser removido através de absorção com água ou solventes.
- Silohexano – É um componente orgânico que contém silício, oxigênio e grupos metílicos. Em reações de combustão o silohexano presente no biogás é convertido em dióxido de silício (SiO₂), o qual pode se depositar em partes do equipamento e causar desgaste físico. Pode ser removido através do uso de carbono ativo, lavagem com água, entre outros.
- Compostos halogenados – Contribuem diretamente na formação de gases ácidos que por sua vez são responsáveis por corrosões em tubulações e outros equipamentos. Podem ser tratados por absorção com água ou solventes, separação por membrana, entre outros.
- Outros contaminantes – Apesar de poderem estar presentes no biogás, segundo INiG, 2010, geralmente suas concentrações permanecem abaixo do detectável não sendo necessário tratá-los.

Flares: utilizado como sistema de segurança, é um aparelho que permite a oxidação do biogás. Segundo USEPA, 2013, em instalações de recuperação energética, esse tipo de equipamento se faz necessário para controlar as emissões de biogás em condições de início e fim de produção, assim como no controle em paradas de manutenção ou em situações de produção acima do consumido/utilizado pelo sistema de conversão energética.

Soprador: em instalações de recuperação energética utiliza-se esse tipo de equipamento para realizar a retirada e transporte de biogás, este é encaminhado até as unidades de tratamento e conversão energética em vazões requeridas para seus funcionamentos. Segundo, USEPA, 2013, o tipo, tamanho e número de sopradores necessários para realizar a tarefa de extração de biogás é função da vazão de biogás que é desejada e da distância entre o aterro sanitário e os processos a

jusante, sendo que a diferença de pressão aplicada pelo soprador normalmente varia entre 68,9 a 689 kPa.

4.2 Sistema de conversão energética

USEPA, 2013, apresentou informações sobre os tipos de tecnologias empregadas na conversão energética em aterros sanitários até o período de janeiro de 2010 nos EUA, classificando-os em projetos que têm por fim a produção de eletricidade e os que aplicam o uso direto do biogás (geralmente como fonte de energia térmica em processos).

Tabela 4.1 – Tipos de tecnologias e quantidades de projetos de recuperação energética em aterros sanitários dos EUA até janeiro de 2010 [Adaptada de: USEPA, 2013]

Recuperação para geração de eletricidade		Projetos de uso direto do biogás	
Tecnologia para geração elétrica	Nº de Projetos	Tecnologia para uso direto	Nº de Projetos
Motogerador	279	Caldeiras	54
Turbina a gás	28	Aquecimento/secagem	42
Cogeração	26	Concentração para produzir combustível de alto poder calorífico	22
Turbina a vapor	14	Evaporação de lixiviado	16
Microturbinas	13	Aquecimento de estufas	6
Ciclos combinados	6	Combustível alternativo	3
Motor Stirling	2	Injeção na rede como combustível de médio poder calorífico	1

De acordo com USEPA, 2013, a escolha da tecnologia deve levar em consideração: a existência de um mercado de energia, custos de projetos, receitas potenciais da aplicação da tecnologia e outras considerações técnicas.

As alternativas tecnológicas selecionadas para estudo no presente trabalho são apresentadas a seguir:

Tabela 4.2 – Sistemas de recuperação energética propostos e suas características

Alternativa tecnológica	Benefício ambiental	Subproduto com valor agregado
Motogerador	Abatimento do biogás	Geração de energia elétrica
Motogerador em regime de cogeração com trocador de calor	Abatimento do biogás e do lixiviado	Geração de energia elétrica
Sistema de evaporação de lixiviado (LES)	Abatimento do biogás e do lixiviado	_____

Os modelos e conceitos utilizados para avaliar o funcionamento de cada um dos sistemas estudados são apresentados a seguir.

4.2.1 Sistemas de geração de eletricidade com motogeradores

Um motogerador é definido pela associação entre um motor de combustão interna MCI e um gerador elétrico. Seu uso com biogás em empreendimentos de recuperação energética pode apresentar eficiências de conversão na ordem de 25 a 35%, ou até maiores caso utilizado em regime de cogeração [Bove e Lunghi, 2006; Hao et al., 2008; Gewald et al., 2012; Carolino e Ferreira, 2013, USEPA, 2013]. Nas figuras abaixo são apresentados motogeradores utilizados em projetos de recuperação energética do biogás.



Figura 4.5 –Motogeradores para uso de biogás em aterros sanitários: (a) aterro sanitário de Barycz, Cracóvia – Polônia; (b) Aterro sanitário de Luohe – China [INiG, 2010; UPM, 2013]

A utilização desse sistema apresenta-se como vantajosa por ser uma tecnologia consolidada, com baixo risco econômico quando comparada a outras tecnologias. Sua viabilidade econômica é atrativa, uma vez que os motogeradores se adaptam às quantidades de biogás produzidas pelo aterro e a magnitude da potência gerada nesses empreendimentos, geralmente entre 1 MW a 3 MW, compensam o investimento inicial e custos de operação e manutenção [Bove e Lunghi, 2006; USEPA, 2013].

Uma conveniência de seu uso reside no fato do sistema poder ser transportado de maneira prática à outra localidade em situações em que o biogás é exaurido, para tanto, sua instalação pode ser feita em containers, Figura 4.5. Salienta-se que essa opção pode ser encontrada em potências maiores, inclusive superiores a 10 MW [Gewald et al., 2012; USEPA, 2013].

Segundo USEPA, 2013, a maioria dos motogeradores geralmente requerem o mínimo de tratamento para o biogás, e.g., desumidificação, remoção de particulados e compressão do biogás. No entanto, em função de determinadas características do aterro sanitário e dos resíduos dispostos nele, o biogás pode apresentar componentes prejudiciais ao desempenho do motor, exigindo tratamento específico para alguns desses contaminantes.

O biogás pode conter até 60% de gases inertes (CO_2 e N_2), o que contribui para a perda de eficiência dos motogeradores. Vários trabalhos buscaram identificar esse comportamento utilizando misturas de gases que se assemelhavam a composição volumétrica do biogás gerado por aterros sanitários. Um breve resumo dos resultados de alguns desses trabalhos é apresentado a seguir.

Jawurek et al., 1987, Bari, 1996, e Porpatham et al., 2008, variaram a concentração de CO_2 no biogás, de 0% até 60%, mantendo o restante como CH_4 , em misturas ar-combustível levemente pobres, verificando, assim, uma redução razoável de até 12% na potência entregue pelo eixo do motor. No entanto, em outros trabalhos [Huang e Crookes, 1998; Guo et al., 2010] encontraram-se valores bem menores, no entorno de 1%.

Nota-se a complexidade envolvida nessa avaliação, que pode ser dependente direta e indiretamente de vários parâmetros de controle do processo de combustão e do desempenho de MCI, tais como ângulo de ignição, taxa de compressão, vazão de alimentação, entre outros. Os trabalhos citados acima se detiveram na análise do comportamento do MCI, em que diversas características do mesmo foram observadas (emissões, torque, potência, consumo específico de combustível, etc.), porém sem o objetivo direto de conversão do biogás em energia elétrica.

Na literatura também foram encontrados trabalhos em que há a utilização do biogás de aterro diretamente em motogeradores [Hao et al., 2008; Gewald et al., 2012; Carolino e Ferreira, 2013]. Na Tabela 4.3, são apresentados valores de parâmetros de motogeradores obtidos por Gewald et al., 2012.

Tabela 4.3 – Parâmetros dos motogeradores utilizados em Gewald et al., 2012

Parâmetros dos motogeradores	Fabricante dos equipamentos	
	Deutz ¹	Jenbacher ¹
Potência elétrica nominal	1.255 kW	2.433 kW
Eficiência elétrica nominal	40,2% ^a /38,5% ^b	43,0% ^a /39,7% ^b
Carga média em operação	1.008 kW	1.944 kW
Eficiência elétrica média em operação (medida)	32,30%	32,20%

^a para operação com gás natural, segundo fabricante.

^b para operação com biogás, segundo fabricante.

Observa-se que há um decréscimo na eficiência de conversão elétrica quando utilizado o biogás extraído do aterro, uma vez que o seu poder calorífico é inferior ao do gás natural. Comportamento semelhante ao identificado e relatado por outros autores [Bove e Lunghi, 2006; Hao et al., 2008].

Na tabela seguinte são apresentadas informações sobre exigências de qualidade do biogás e do sistema de alimentação do combustível.

Tabela 4.4 – Características do biogás requisitados para o funcionamento de motogeradores de diferentes fabricantes [Fonte: Maciel, 2009, *apud* Environmental Agency, 2004]

Parâmetros	Fabricantes			
	Jenbacher	Deutz	Caterpillar	Waukesha
Poder calorífico ou variação	Variação máxima < CH ₄ em 30s	14,4 MJ/Nm ³	15,5 – 23,6 MJ/Nm ³	>15,73 MJ/Nm ³
CH ₄	-	40%	CH ₄ /CO ₂ entre 1,1 – 1,2	-
H ₂ S	1.500 a 2.000 mg/Nm ³ CH ₄	< 0,15 v/v	2.140 mg/ Nm ³ CH ₄	-
Amônia	<55 mg/Nm ³ CH ₄	-	<105 mg/Nm ³ CH ₄	-
Teor de umidade	<80% c/ ausência de condensado	<60 – 80%	<80%	Ausência de água
Material particulado	<50 mg/Nm ³ CH ₄ (partículas < 3 µm)	<10 mg/Nm ³ CH ₄ (partículas 3-10 µm)	<30 mg/Nm ³ CH ₄ (partículas < 1 µm)	Remoção partículas > 0,3
Pressão na entrada	80 – 2.000 mbar	Até 2.000 bar	-	-
Temperatura do gás na entrada	< 40°C	10 – 50°C	-	Entre -29°C e 60°C

A composição volumétrica completa do biogás utilizado como combustível em Gewald et al., 2012 é apresentada na próxima tabela.

4.2.2 Cogeração

Cogeração é a conversão simultânea e de forma seqüenciada de duas ou mais formas de energia a partir de um único combustível. O combustível empregado na instalação libera sua energia em um dispositivo acionador (turbinas a gás e motores alternativos, por exemplo) ou em um gerador de vapor, e a partir daí seguem diversas conversões dessa energia em eletricidade e calor.

A concepção do sistema pode privilegiar a eletricidade como produto principal, e conseqüentemente procurar um emprego para os rejeitos térmicos como correntes de energia residual ou de forma inversa.

Correntes residuais de motogeradores

No caso de motogeradores, simultaneamente à geração de eletricidade, produzem-se duas outras correntes térmicas residuais com alguma disponibilidade energética: os gases de exaustão e a água aquecida no sistema de arrefecimento do MCI.

Os gases de exaustão possuem o maior potencial de aproveitamento devido a sua maior temperatura, entre 400 e 500 °C [Hao et al., 2008]. Para avaliar seu potencial de aproveitamento, é necessário conhecer sua composição volumétrica, temperatura e pressão. Os valores obtidos por Gewald et al., 2012, são apresentados a seguir.

Tabela 4.5 – Parâmetros dos gases de exaustão dos motogeradores utilizados em Gewald et al., 2012

	Composição volumétrica (%)				Temperatura (°C)	Vazão mássica dos gases de exaustão – \dot{m}_{GEx} (kg/s)
	CO ₂	H ₂ O	O ₂	N ₂		
Deutz	7,73%	12,48%	6,75%	73,04%	443,1	1,775
Jenbacher	6,86%	11,08%	8,35%	73,71%	479	3,433

Outro rejeito térmico vem da água de arrefecimento, que pode chegar a temperaturas em torno de 90 °C. Hao et al., 2008, recomendam o seu uso para o aquecimento de ambientes, em função da sua baixa disponibilidade termodinâmica. Seu uso é mais complexo, visto que é uma corrente que retorna ao sistema principal, devendo ser observadas temperaturas e vazões recomendadas para o bom funcionamento do sistema de arrefecimento do MCI.

A recuperação da energia das correntes residuais é feita por trocadores de calor. No presente trabalho, foi empregado um trocador de calor contra corrente ilustrado na figura seguinte.

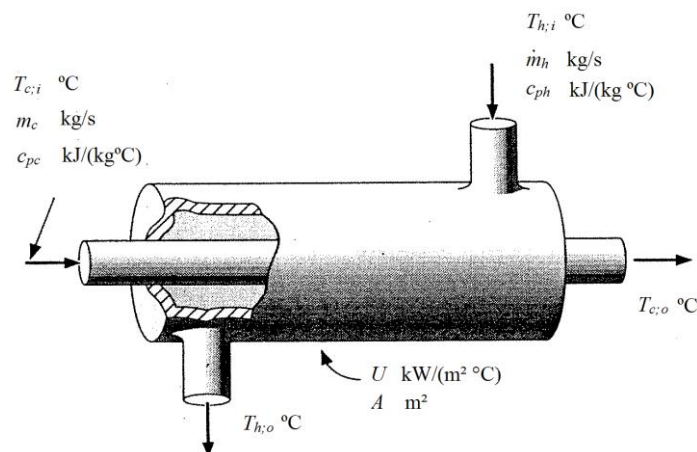


Figura 4.6 – Ilustração de um trocador de calor contra corrente [Adaptado de: Stoecker, 1989]

Nele dois fluidos entram por extremidades opostas e a troca de calor ocorre através de uma interface do dispositivo, sem mistura das correntes. A taxa de transferência de calor no trocador de calor \dot{q} , em kW, representa o balanço de energia individual de cada uma das correntes, fria e quente, dada por:

$$\dot{q} = \dot{m}_c c_{pc} (T_{c,out} - T_{c,in}) \quad (4.1)$$

$$\dot{q} = \dot{m}_h c_{ph} (T_{h,in} - T_{h,out}) \quad (4.2)$$

onde, \dot{m} é a vazão mássica do fluido frio, em kg/s, c_p é o calor específico do fluido, em kJ/(kg °C), T é a temperatura do fluido, em °C. Os subíndices c e h representam as correntes fria e quente, e in e out representam a entrada e saída do fluido.

Como o calor trocado nas duas últimas equações é o mesmo, desconsiderando-se as perdas para o ambiente, pode-se modelar o trocador por suas propriedades de transferência entre correntes, com o auxílio da diferença de temperatura média logarítmica ΔT_{ML} ,

$$\dot{q} = UA(\Delta T_{ML}) = UA \frac{(T_{c,in} - T_{h,out}) - (T_{c,out} - T_{h,in})}{\ln \left[\frac{(T_{c,in} - T_{h,out})}{(T_{c,out} - T_{h,in})} \right]} \quad (4.3)$$

onde U é coeficiente global de transferência de calor, em kW/(m² °C) e A é a área de transferência de calor, em m². Na Tabela III.1 do ANEXO III são apresentados alguns valores comuns para U .

Para a troca de calor latente Stoecker, 1989, reescreve a Equação (4.3) considerando um processo de evaporação sem superaquecimento,

$$\dot{q} = UA \frac{(T_{n,in} - T_{cr}) - (T_{n,out} - T_{cr})}{\ln \left[\frac{(T_{n,in} - T_{cr})}{(T_{n,out} - T_{cr})} \right]} \quad (4.4)$$

onde T_{cr} é a temperatura de troca de fase do fluido que será evaporado/condensado, em °C, T_n é a temperatura do fluido que não troca de fase, em °C. Os subíndices in e out representam a entrada e saída do fluido. O balanço de energia para o fluido que não troca de fase é obtido de maneira idêntica a realizada nas Equações (4.1) e (4.2).

A análise de trocadores de calor é comumente feita pelo método da efetividade – número transferência unitária de calor ($\varepsilon - NTU$) [Incropera et al., 2011], que permite obter parâmetros de operação e construção de trocadores de calor sem que haja necessidade de processos iterativos. A efetividade de trocadores de calor ε é descrita por,

$$\varepsilon = \frac{\dot{q}_a}{\dot{q}_{max}} \quad (4.5)$$

onde \dot{q}_a é a taxa de transferência calor realmente trocada no trocador de calor, em kW, e \dot{q}_{max} é a máxima taxa de transferência de calor em condições limites dadas por:

$$\dot{q}_{max} = C_{min}(T_{h,in} - T_{c,in}) \quad (4.6)$$

onde C_{min} é o menor produto entre c_p e \dot{m} dos dois fluidos que trocam calor, em kW/°C.

O número de transferência unitária NTU , adimensional, é definido como,

$$NTU = \frac{U A}{C_{min}} \quad (4.7)$$

Na tabela seguinte apresentam-se relações entre ε e NTU retiradas de Incropera et al., 2011.

Tabela 4.6 – Relações de efetividade para trocadores de calor [Adaptado de: Incropera et al., 2011]

Tipo do escoamento	Relação	Condição
Contra corrente	$\varepsilon = \frac{1 - \exp[-NTU(1 - C_R)]}{1 - C_R \exp[-NTU(1 - C_R)]}$	$C_R < 1$
	$\varepsilon = \frac{NTU}{1 + NTU}$	$C_R = 1$
Todos trocadores de calor	$\varepsilon = 1 - \exp[-NTU]$	$C_R = 0$

Na Tabela 4.6 as relações de efetividade são função do tipo de arranjo do escoamento, e da razão entre C_{min} e C_{max} dado pelo valor de C_R , adimensional,

$$C_R = \frac{C_{min}}{C_{max}} \quad (4.8)$$

onde C_{max} o maior produto entre c_p e \dot{m} dos dois fluidos que trocam calor, em kW/°C. Destaca-se que o caso em que C_R é igual a zero indica que a troca de calor é latente.

4.2.3 Sistema de evaporação de lixiviado (SEL)

Segundo USEPA, 2013, sistema de evaporação de lixiviado (SEL) é empregado em aterros sanitários quando se deseja a redução do volume do efluente coletado que deve ser submetido a tratamento. Tal alternativa torna-se atrativa para aterros sanitários onde o encaminhamento do volume gerado para estações de tratamento não está disponível ou apresenta custos elevados.

Basicamente a concentração do lixiviado é obtida através da evaporação de seus componentes voláteis (e.g., água, compostos orgânicos voláteis, entre outros), podendo ser reduzido até 5% de seu volume original, de acordo com INiG, 2010.

Segundo Birchler et al., 1994, tradicionalmente o tratamento de lixiviado é realizado através de processos biológicos, no entanto, devido a exigências cada vez mais rígidas de normas regulamentadoras, a evaporação de lixiviado apresenta-se como uma tecnologia alternativa que pode tratar o lixiviado efetivamente através de uma principal operação unitária.

O princípio de funcionamento de um SEL consiste na utilização direta do biogás coletado no aterro como fonte energética para evaporar a água e queimar os compostos orgânicos voláteis contidos no lixiviado, permitindo o uso integrado e abatimento dos riscos potenciais dos subprodutos do aterro sanitário [Birchler et al., 1994; INiG, 2010].

Rehman, 2003, classificou os diversos tipos de SEL conforme:

Tabela 4.7 – Tipos de evaporadores e suas descrições [Adaptado de: Rehman, 2003]

Tipo do evaporador	Descrição
Evaporadores de filme	O líquido escoia na forma de uma fina camada sob uma superfície aquecida sendo então vaporizado.
Evaporadores de ebulição	Baseia-se no fenômeno de ebulição nucleada sobre uma superfície sólida aquecida.
Evaporadores de <i>flash</i>	O líquido é submetido a uma queda de pressão até atingir o valor de sua pressão de saturação, ocorrendo então sua vaporização.
Evaporadores de contato direto	Gases aquecidos são bombeados em um recipiente contendo o líquido que deve ser vaporizado. O calor é transferido de um fluido para o outro através da interface líquido/vapor.

Modelo termodinâmico para evaporação de lixiviado

De acordo com Rehman, 2003, a análise preliminar do processo de evaporação de lixiviado pode ser conduzida através do balanço de energia necessário para evaporação da água, uma vez que é o principal componente volátil do lixiviado.

Partindo dessa simplificação, a análise energética da evaporação do lixiviado é feita através do balanço de massa e energia, considerando a energia necessária para evaporação da água.

Para determinar a taxa de energia térmica de vaporização \dot{q}_{VP} , em kW, escreve-se,

$$\dot{q}_{VP} = \dot{m}_{H_2O} (h_{out} - h_{in}) \quad (4.9)$$

onde \dot{m}_{H_2O} é a vazão mássica da água evaporada, kg/s, h_i e h_o são as entalpias específicas da água na entrada e saída do evaporador, em kJ/kg.

A determinação da quantidade de energia necessária para evaporar certo volume de lixiviado é obtida da quantificação da taxa de energia térmica fornecida pela combustão \dot{q}_{comb} , em kW, escreve-se,

$$\eta_{SEL} = \frac{\dot{q}_{VP}}{\dot{q}_{comb}} = \frac{\dot{q}_{VP}}{\dot{m}_f LHV} \quad (4.10)$$

onde \dot{m}_f é a vazão mássica de combustível, em kg/s, LHV seu poder calorífico inferior, em kJ/kg, e η_{SEL} é a eficiência do SEL, igual a 85%.

4.3 Resultados da avaliação de aproveitamento energético do aterro de Guajuviras

Na avaliação de aproveitamento energético no presente trabalho, definiu-se o potencial energético disponível baseado nos resultados obtidos para as vazões de biogás apresentadas no Capítulo 3. Posteriormente, para cada um dos sistemas de conversão propostos, foram avaliados seus desempenhos submetidos ao potencial energético disponível.

4.3.1 Potencial energético disponível

O potencial energético disponível do aterro sanitário de Guajuviras é representado pela grandeza denominada de taxa média anual de disponibilidade térmica do biogás – ψ – em kW e definida por,

$$\psi = \frac{\rho_{CNTP}}{3600} LFG_{aT}^R LHV D \quad (4.11)$$

onde ρ_{CNTP} é a massa específica do biogás nas CNTP (0°C e 1 atm), kg/Nm³, LFG_{aT}^R é a vazão volumétrica média anual de biogás coletado no ano T , Equação (2.13), em Nm³/h, LHV é o poder calorífico inferior do biogás (kJ/kg), D é a fator de capacidade do sistema, adimensional e de valor igual a 85%.

A composição volumétrica do biogás produzido foi tomada como 50% de CH₄ e 50% de CO₂, resultando em valores de ρ_{CNTP} e do LHV iguais a 1,633 kg/m³ e 13.361 kJ/kg.

Reescrevendo a Equação (4.11) com o auxílio da Equação (2.13), é possível explicitar ψ em função da eficiência do sistema de extração – η_c :

$$\psi = \frac{\rho_{CNTP}}{3600} \left(LFG_{aT} \eta_c \right) LHV D \quad (4.12)$$

onde LFG_{aT} é a vazão volumétrica média anual de biogás produzido no ano T , Nm³/h.

Os valores de ψ foram calculados aplicando a Equação (4.12) com valores de LFG_{aT} obtidos para os cenários estudados no capítulo 3 (Figura 3.6 e Figura 3.7), e valores extremos de η_c retirados da Tabela 2.3 ($\eta_{c\max}$ é igual 79,75% e $\eta_{c\min}$ igual a 20%), produzindo dois cenários de potencial energético disponível ψ , apresentados a seguir:

- | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| 1) $\psi_{k_{\min}}^{DOC_{i\min} + \eta_{c\min}} \rightarrow \eta_{c\min} + LFG_{aT}$ com $k_{i\min}$ e $DOC_{i\min}$ | } Cenário de mínimo potencial energético disponível |
| 2) $\psi_{k_{\max}}^{DOC_{i\min} + \eta_{c\min}} \rightarrow \eta_{c\min} + LFG_{aT}$ com $k_{i\max}$ e $DOC_{i\min}$ | |
| 3) $\psi_{k_{\min}}^{DOC_{i\max} + \eta_{c\max}} \rightarrow \eta_{c\max} + LFG_{aT}$ com $k_{i\min}$ e $DOC_{i\max}$ | } Cenário de máximo potencial energético disponível |
| 4) $\psi_{k_{\max}}^{DOC_{i\max} + \eta_{c\max}} \rightarrow \eta_{c\max} + LFG_{aT}$ com $k_{i\max}$ e $DOC_{i\max}$ | |

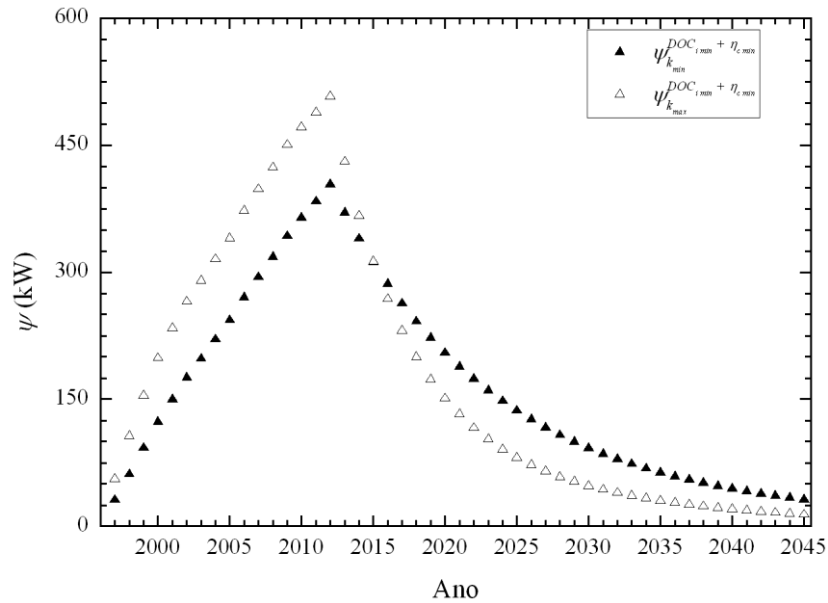


Figura 4.7 – Valores de ψ para o cenário de mínimo potencial energético disponível –

$$\psi_{k_{min}}^{DOC_i^{min} + \eta_c^{min}} \text{ e } \psi_{k_{max}}^{DOC_i^{min} + \eta_c^{min}}$$

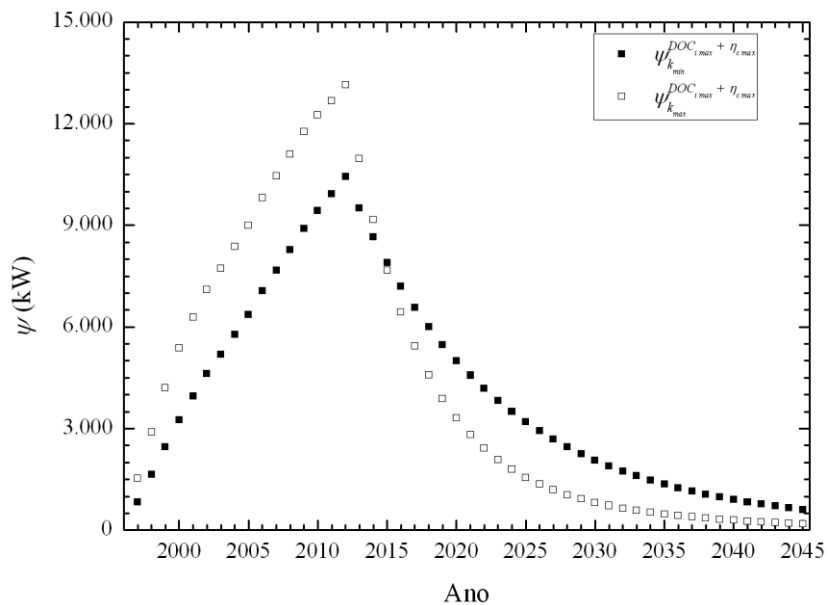


Figura 4.8 – Valores de ψ para o cenário de máximo potencial energético disponível –

$$\psi_{k_{min}}^{DOC_i^{max} + \eta_c^{max}} \text{ e } \psi_{k_{max}}^{DOC_i^{max} + \eta_c^{max}}$$

Comparando os resultados de ψ obtidos, nota-se que os valores de $\psi_{k_{min}}^{DOC_i^{max} + \eta_c^{max}}$ e $\psi_{k_{max}}^{DOC_i^{max} + \eta_c^{max}}$ se apresentam cerca de 30 vezes superiores aos valores de $\psi_{k_{min}}^{DOC_i^{min} + \eta_c^{min}}$ e $\psi_{k_{max}}^{DOC_i^{min} + \eta_c^{min}}$. Essa diferença na magnitude é resultado da combinação dos valores extremos dos parâmetros – k_i , DOC_i e η_c .

4.3.2 Produção de energia elétrica por motogeradores

Definido o parâmetro ψ (Equação 4.12), que fornece a taxa média de disponibilidade térmica anual do gás de aterro, a avaliação da utilização de motogeradores para conversão energética é realizada através da comparação entre esse potencial disponível, dado em kW, e da taxa térmica requisitada para funcionamento dos motogeradores φ , também em kW, e definida por

$$\varphi = \frac{W_{MG}}{\eta_{MG}} \quad (4.13)$$

onde W_{MG} e η_{MG} são valores conhecidos da potência elétrica, em kW, e a eficiência de conversão de um dado motogerador, em kW, respectivamente.

No presente trabalho a análise de aproveitamento energético do biogás foi particularizada para dois equipamentos, apresentados na próxima tabela.

Tabela 4.8 –Taxa térmica requisitada para funcionamento dos motogeradores φ , em kW, para 2 motogeradores

	W_{MG}^1 (kW)	η_{MG}^2 (%)	φ (kW)
Motogerador 1 – MG ₁	25		77,5
Motogerador 2 – MG ₂	700	32,25	2.170,5

¹ Valores pré-estabelecidos

² Média dos valores das eficiências de conversão elétrica em operação (medida) relatadas por Gewald et al., 2012, Tabela 4.3

Optou-se por considerar uma eficiência média de conversão elétrica baseada nos dados de Gewald et al., 2012, apresentados na Tabela 4.3. Já a utilização de motogeradores com W_{MG} distintas justifica-se pelo fato que ψ apresentar uma faixa grande de valores.

A seguir são mostrados os resultados obtidos para a geração elétrica para cada cenário de potencial energético disponível, em que a taxa de energia térmica necessária para o funcionamento dos motogeradores instalados é expressa pela área hachurada abaixo das curvas de ψ . Nesses mesmos resultados, são apresentados também a quantidade de motogeradores em operação (segundo eixo a direita – N° de motogeradores) e a potência elétrica produzida (primeiro eixo a direita – W_{MG}).

Geração elétrica para o cenário de mínimo potencial energético disponível

Caso 1: nesse caso foi avaliada a utilização do MG_1 para conversão energética do potencial disponível descrito pela curva $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$ da Figura 4.7.

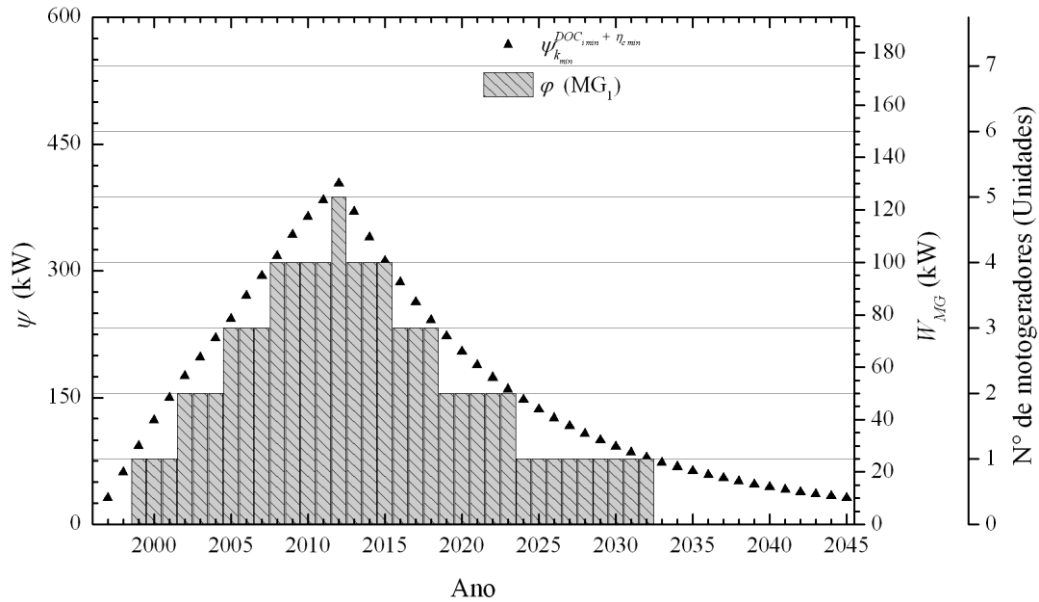


Figura 4.9 – Estimativa de geração elétrica empregando MG_1 ($\varphi = 77,5$ kW) para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$

Caso 2: nesse caso foi avaliada a utilização do MG_1 para conversão energética do potencial disponível descrito pela curva $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$ da Figura 4.7.

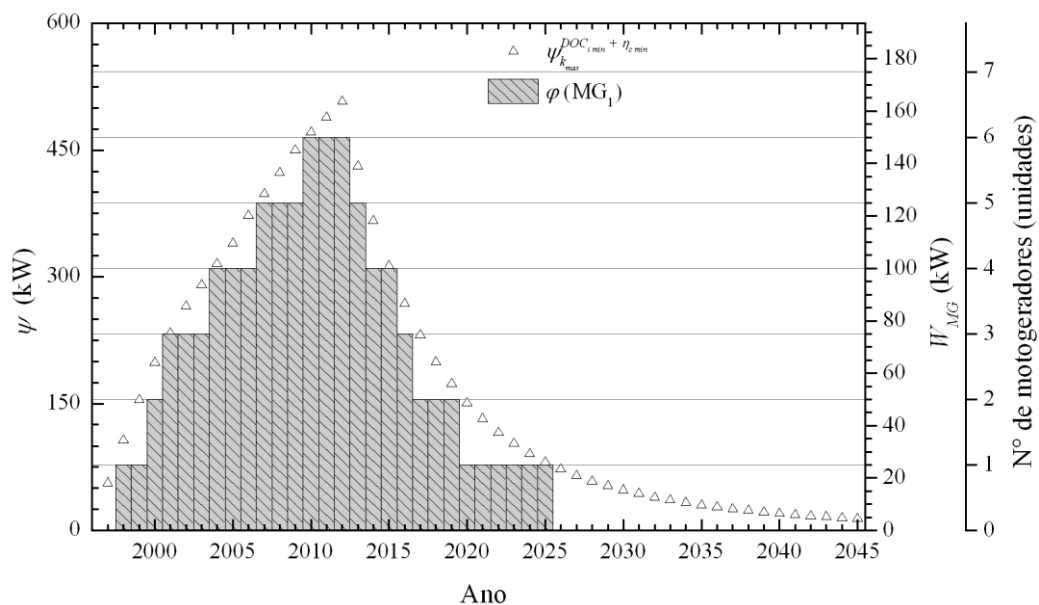


Figura 4.10 – Estimativa de geração elétrica empregando MG_1 ($\varphi = 77,5$ kW) para $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$

Comparando os resultados mostrados nas figuras anteriores, nota-se que no Caso 1 é possível instalar até cinco MG_1 , que em conjunto produzem 125 kW durante apenas um ano, enquanto no Caso 2 seis unidades podem operar simultaneamente gerando 150 kW em um período de três anos.

Destaca-se também que o período de tempo em que é possível a operação de no mínimo uma unidade do MG_1 é superior para o Caso 1, estendendo-se por 7 anos a mais que no Caso 2.

Geração elétrica para o cenário de máximo potencial energético disponível

Caso 1: nesse caso foi avaliada a utilização do MG_2 para conversão energética do potencial disponível descrito pela curva $\psi_{k_{\min}}^{DOC_{i_{\max}} + \eta_{c_{\max}}}$ da Figura 4.8.

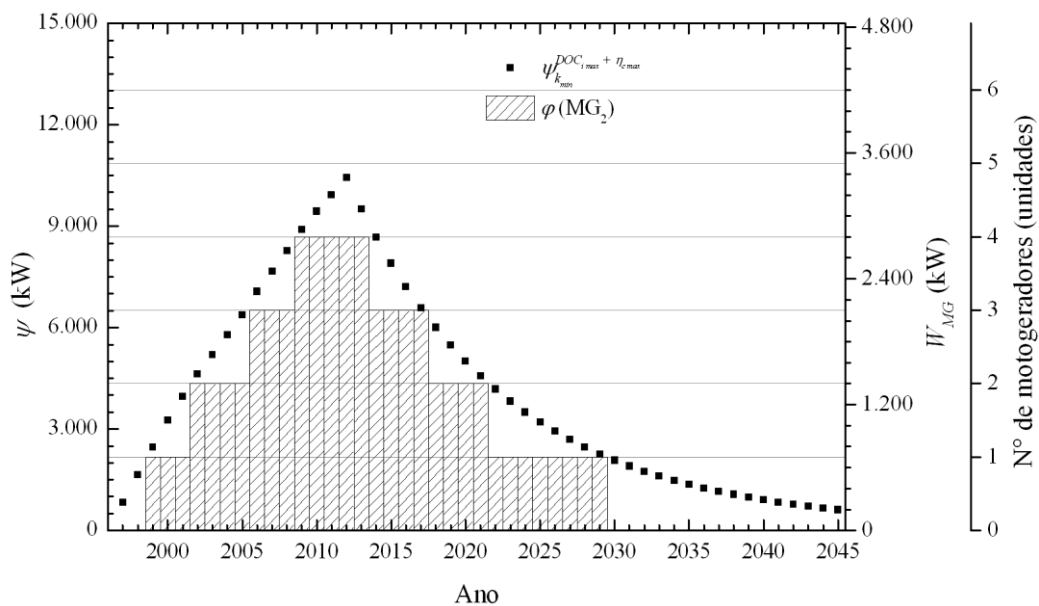


Figura 4.11 – Estimativa de geração elétrica empregando MG_2 ($\varphi = 2170,5$ kW) para

$$\psi_{k_{\min}}^{DOC_{i_{\max}} + \eta_{c_{\max}}}$$

Caso 2: nesse caso foi avaliada a utilização do MG_2 para conversão energética do potencial disponível descrito pela curva $\psi_{k_{\max}}^{DOC_{i_{\max}} + \eta_{c_{\max}}}$ da Figura 4.8.

Os resultados de potência elétrica gerada obtidos para o cenário de máximo potencial energético disponível, apresentam pico de produção se estendendo entre 1 a 4 anos com potência instalada na faixa de 2.800 a 4.200 kW. O funcionamento de no mínimo uma unidade do MG_2 mostra-se 7 anos superior para o Caso 2.

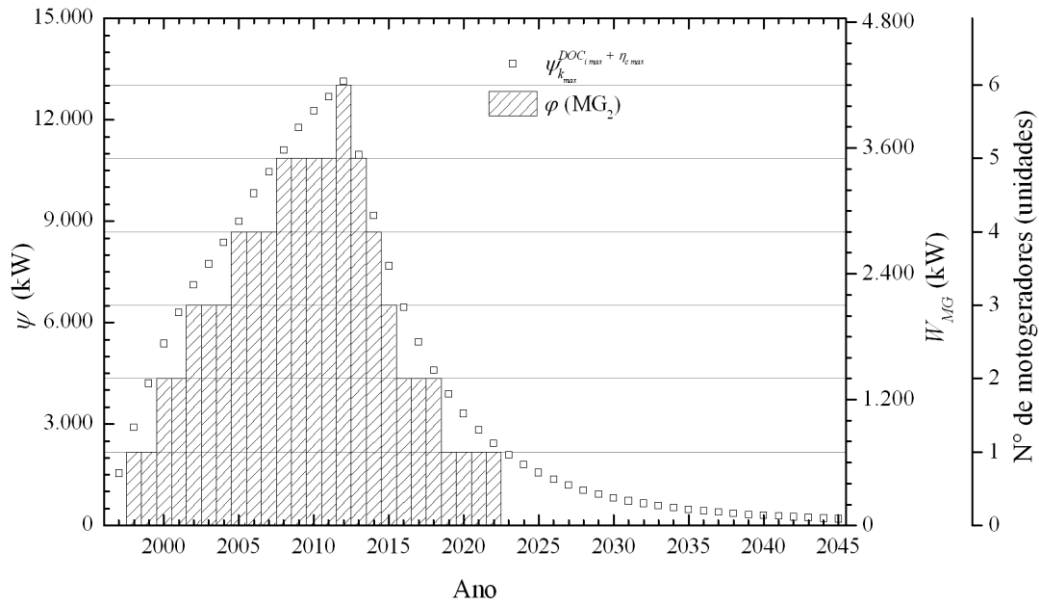


Figura 4.12 – Estimativa de geração elétrica empregando MG_2 ($\varphi = 2170,5$ kW) para

$$\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$$

Para comparar a capacidade de produção elétrica dos casos simulados, considerou-se a produção acumulada em quadriênios conforme apresentada a seguir:

Tabela 4.9 – Energia elétrica gerada por quadriênio, MWh, para os cenários de potencial energético disponível no aterro sanitário de Guajuviras

Quadriênio	Mínimo potencial energético disponível			Máximo potencial energético disponível		
	Caso 1 $\psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	Caso 2 $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	Desvio ¹	Caso 1 $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$	Caso 2 $\psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{max}} + \eta_{c_{max}}}$	Desvio ¹
1996-1999	372	745	50,0%	10.424	20.849	50,0%
2000-2003	1.303	2.420	46,2%	36.485	57.334	36,4%
2004-2007	2.420	3.351	27,8%	57.334	88.607	35,3%
2008-2011	3.165	4.281	26,1%	83.395	109.456	23,8%
2012-2015	2.792	2.978	6,3%	67.759	72.971	7,1%
2016-2019	1.862	1.303	30,0%	46.910	31.273	33,3%
2020-2023	1.303	745	42,9%	26.061	10.424	60,0%
2024-2027	745	186	75,0%	20.849	-	-
2028-2031	745	-	-	5.212	-	-
2032-2035	-	-	-	-	-	-
2036-2039	-	-	-	-	-	-
2040-2043	-	-	-	-	-	-
2044-2045 ²	-	-	-	-	-	-
Total	14.706	16.009	8,1%	354.430	390.915	9,3%

¹Desvio = (Máximo-Mínimo)/Máximo

Tomando os resultados apresentados na Tabela 4.9, nota-se a incerteza a respeito da geração de energia elétrica realizada, que, com exceção do quadriênio de 2012-2015, apresentou

desvios entre 24 a 75%. Ainda, observou-se que o acumulado de energia elétrica para os casos com $\psi_{k_{max}}^{DOC_i min + \eta_c min}$ e $\psi_{k_{max}}^{DOC_i max + \eta_c max}$ foi cerca de 8 a 9% superior quando comparado aos resultados obtidos para os casos com $\psi_{k_{min}}^{DOC_i min + \eta_c min}$ e $\psi_{k_{max}}^{DOC_i max + \eta_c max}$.

Considerando cada um dos casos de produção elétrica apresentados anteriormente e comparando seus valores acumulados de ψ e φ , é possível determinar o aproveitamento da energia contida no biogás pelos motogeradores empregados (MG_1 e MG_2).

Tabela 4.10 –Aproveitamento de ψ pelo sistema com motogeradores apenas

	ψ Acumulado total (kW)	φ Acumulado total (kW)	φ/ψ
Caso1 - $\psi_{k_{min}}^{DOC_i min + \eta_c min}$	8.074	6.124	75,8%
Caso2 - $\psi_{k_{max}}^{DOC_i max + \eta_c max}$	8.406	6.667	79,3%
Caso1 - $\psi_{k_{max}}^{DOC_i min + \eta_c min}$	200.842	147.597	73,5%
Caso2 - $\psi_{k_{max}}^{DOC_i max + \eta_c max}$	207.082	162.791	78,6%

Com os valores da razão φ/ψ apresentada na Tabela 4.10, determina-se que os motogeradores empregados (MG_1 e MG_2) aproveitam entre 73% a 79% da energia contida no biogás, sendo que a fração de energia restante não é recuperada para aproveitamento energético.

4.3.3 Evaporação de lixiviado em regime de cogeração

Apenas os gases de exaustão foram considerados como fonte de energia térmica para cogeração, devido ao seu maior potencial térmico e simplicidade de utilização quando comparada com a corrente de água e óleo de arrefecimento. Na figura seguinte é ilustrado um desenho esquemático do sistema de conversão em regime de cogeração.

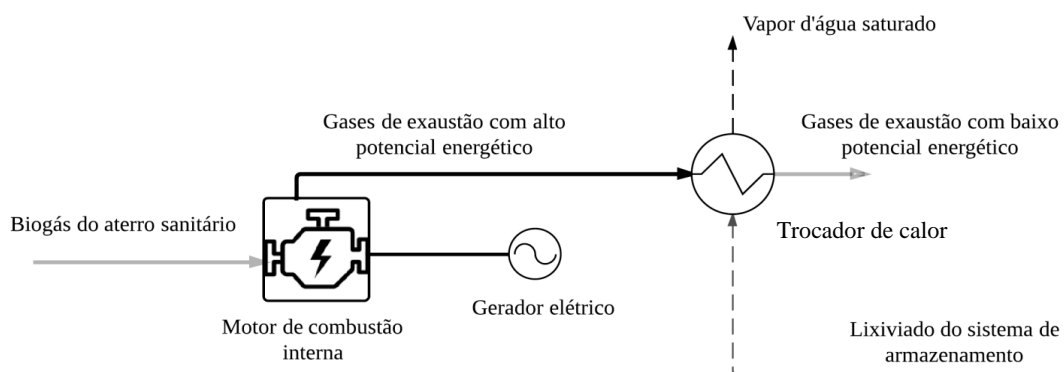


Figura 4.13 – Desenho esquemático do sistema de conversão energética em regime de cogeração

Para determinar o volume de lixiviado que os gases de exaustão podem evaporar é necessário determinar sua composição volumétrica, temperatura, pressão e vazão. Os três primeiros parâmetros para os gases de exaustão dos motogeradores MG₁ e MG₂ são apresentados na tabela seguinte, sendo adotadas a composição volumétrica e temperatura de Gewald et al., 2012, Tabela 4.3.

Tabela 4.11 – Composição volumétrica, temperatura e pressão dos gases de exaustão para o MG₁ e MG₂

Composição volumétrica (%)				Temperatura (°C)	Pressão (kPa)
CO ₂	H ₂ O	O ₂	N ₂		
7,295	11,78	7,55	73,375	461,05	101,325

A vazão mássica dos gases de exaustão \dot{m}_{GEx} , em kg/s, é obtida através de:

$$\dot{m}_{GEx} = W_{MG} \gamma_{GEx} \quad (4.14)$$

onde γ_{GEx} é o parâmetro definido como a vazão específica dos gases de exaustão em kg/(s·kW) e W_{MG} é a potência elétrica do motogerador, em kW.

Uma vez que os valores de W_{MG} para o MG₁ e MG₂ já são conhecidos (Tabela 4.8) utilizou-se o valor médio da vazão específica dos gases de exaustão – $\bar{\gamma}_{GEx}$ – apresentado na Tabela 4.13, e aplicando a Equação (4.14) obteve-se o valor de \dot{m}_{GEx} para cada um dos motogeradores empregados.

Tabela 4.12 – Valores de \dot{m}_{GEx} obtidos para os motogeradores MG₁ e MG₂ com

$$\bar{\gamma}_{GEx} = 1,763 \times 10^{-3} \text{ kg/(s kW)}$$

	W_{MG} (kW)	\dot{m}_{GEx} (kg/s)
MG ₁	25	$4,4086 \times 10^{-2}$
MG ₂	700	1,2344

O valor médio da vazão específica dos gases de exaustão – $\bar{\gamma}_{GEx}$ – foi obtido aplicando a Equação (4.14) e usando os valores de W_{MG} e \dot{m}_{GEx} apresentados retirados da literatura e que estão apresentados a seguir.

Tabela 4.13 – Determinação do valor de $\bar{\gamma}_{GEx}$

Fabricante	\dot{m}_{GEx}^1 (kg/s)	W_{MG}^2 (kW)	γ_{GEx}^3 (kg/(s kW))	$\bar{\gamma}_{GEx}$ (kg/(s kW))
Deutz	1,775	1.008	$1,761 \times 10^{-3}$	$1,763 \times 10^{-3}$
Jenbacher	3,433	1.944	$1,766 \times 10^{-3}$	

¹ Retirado da Tabela 4.5² Retirado da Tabela 4.3³ Obtido utilizando a Equação (4.14)

Com o conjunto de equações para trocador de calor contra corrente, compreendidas entre (4.1) a (4.8) e conhecendo o valor da vazão mássica dos gases de exaustão – \dot{m}_{GEx} – para cada motogerador (MG₁ e MG₂), calculou-se a vazão mássica evaporável de lixiviado pelo trocador de calor – \dot{m}_{vp}^{TC} – em kg/s. Os dados de entrada, algumas variáveis intermediárias e as variáveis de saída obtidas são apresentados na Tabela F.1 e Tabela F.2, do APÊNDICE F.

O valor da vazão volumétrica média anual de lixiviado evaporável pelo trocador de calor contra corrente – L_{vp}^{TC} , em L/h, é obtido a partir dos valores de \dot{m}_{vp}^{TC} calculados e a utilização da seguinte equação,

$$L_{vp}^{TC} = \frac{\dot{m}_{vp}^{TC}}{\rho_{H_2O}} 3,6 \times 10^6 \quad (4.15)$$

onde ρ_{H_2O} é a massa específica da água igual 997,1 kg/m³.

Tabela 4.14 – Valores de \dot{m}_{GEx} e L_{vp}^{TC} para cada motogerador (MG₁ e MG₂)

	\dot{m}_{GEx} (kg/s)	L_{vp}^{TC} (L/h)
MG ₁	$4,4086 \times 10^{-2}$	21,11
MG ₂	1,2344	637,5

Com os valores de L_{vp}^{TC} de cada unidade dos motogeradores, Tabela 4.14, em conjunto com as informações de tempo de operação e número de motogeradores em funcionamento, Figura 4.9 até Figura 4.12, é possível estimar vazões de lixiviado evaporado em cada caso dos cenários, resultados para essa estimativa de evaporação são apresentados a seguir.

Evaporação de lixiviado para cenário de mínimo potencial energético disponível

Caso 1: nesse caso foi avaliado o uso do trocador de calor para evaporar lixiviado a partir do conjunto de motogeradores operando conforme apresentado na Figura 4.9.

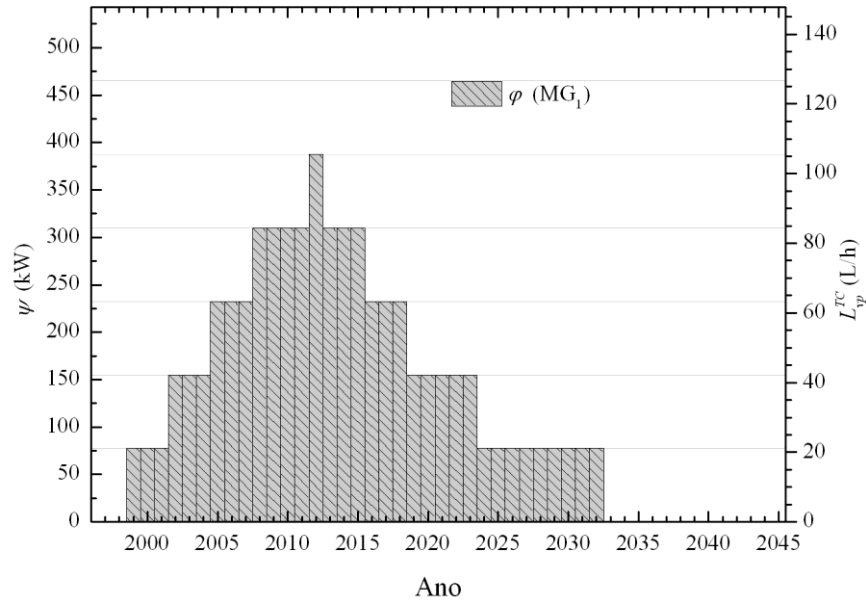


Figura 4.14 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG_1 para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{min} + \eta_{c_{min}}}$

Caso 2: nesse caso foi avaliado o uso do trocador de calor para evaporar lixiviado a partir do conjunto de motogeradores operando conforme apresentado na Figura 4.10.

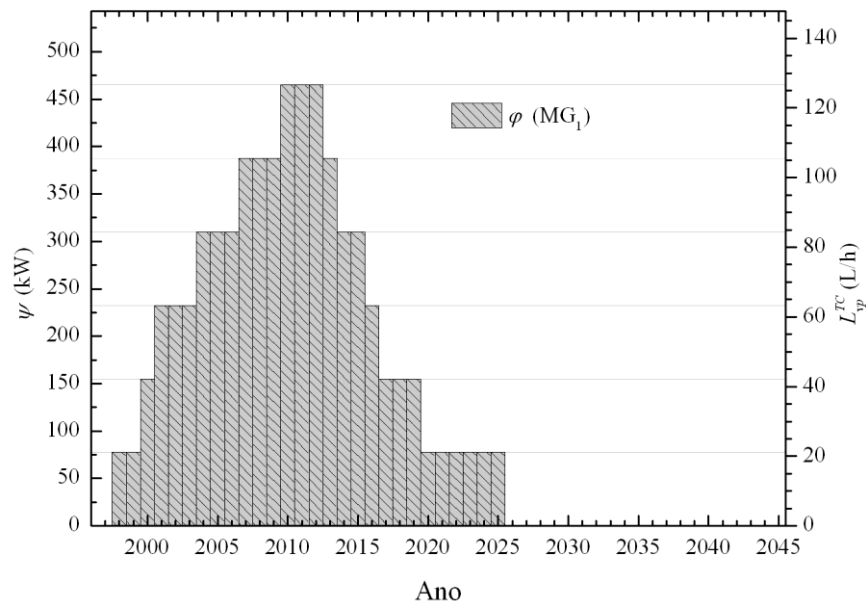


Figura 4.15 – Estimativa da vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG_1 para $\psi_{k_{max}}^{DOC_{min} + \eta_{c_{min}}}$

O regime de cogeração para esse cenário permitiu evaporar um volume total de lixiviado entre $14,6$ a $15,9 \times 10^6$ litros, sendo que os valores de pico de L_{vp}^{TC} atingidos mostraram-se entre $105,6$ a $126,7$ L/h.

Comparando a média dos valores de L_{vp}^{TC} obtidos para o cenário de mínimo potencial energético disponível com os valores máximo e mínimo de vazão volumétrica de lixiviado estimada, $L_{est,h}^{Max}$ e $L_{est,h}^{Min}$ constantes na Tabela 3.12, a melhor situação de evaporação de lixiviado não ultrapassa 1% do volume gerado anualmente.

Evaporação de lixiviado para cenário de máximo potencial energético disponível

Caso 1: nesse caso foi avaliado o uso do trocador de calor para evaporar lixiviado a partir do conjunto de motogeradores operando conforme apresentado na Figura 4.11.

O regime de cogeração para o cenário de máximo potencial energético disponível permitiu evaporar entre 380 a 419 x 10⁶ Litros. Com os valores máximos de L_{vp}^{TC} permanecendo entre 2.550 a 3.825 L/h, Figura 4.16 e Figura 4.17.

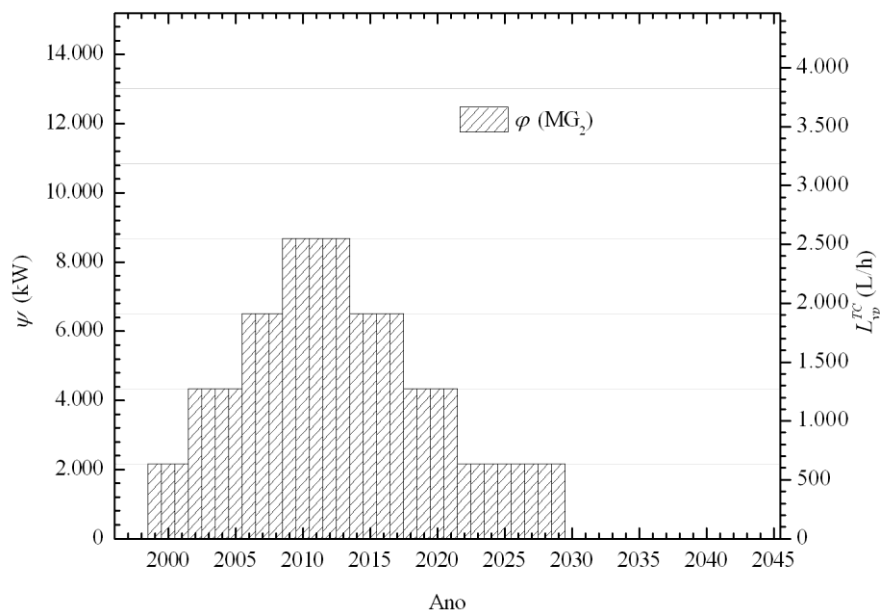


Figura 4.16 – Estimativa da vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG₂ para $\psi_{k_{min}}^{DOC_{max} + \eta_{c_{max}}}$

Comparando a média dos valores de L_{vp}^{TC} obtidos para esse cenário com os valores máximo e mínimo de vazão volumétrica de lixiviado estimada, $L_{est,h}^{Max}$ e $L_{est,h}^{Min}$, Tabela 3.12, a capacidade de evaporação de lixiviado varia entre 35 a 70% da vazão de lixiviado gerado pelo aterro sanitário.

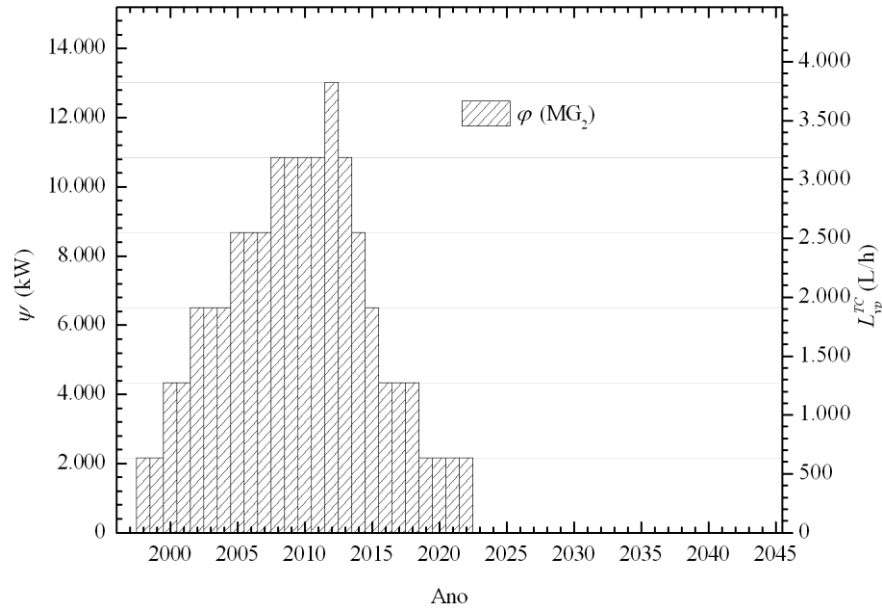


Figura 4.17 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo trocador de calor contra corrente em média anual L_{vp}^{TC} por cogeração com MG_2 para $\psi_{k_{max}}^{DOC_{max} + \eta_{c_{max}}}$

4.3.4 Evaporação de lixiviado em SEL

A determinação da máxima vazão volumétrica de lixiviado evaporável em média anual L_{vp}^{SEL} – em L/h, com o emprego do SEL é obtido com a combinação das equações (4.9) e (4.10), de tal forma que:

$$L_{vp}^{SEL} = \left(\frac{3,6 \times 10^6}{\rho_{H_2O}} \right) \left(\frac{\eta_{SEL} \psi}{(h_{out} - h_{in})} \right) \quad (4.16)$$

onde ρ_{H_2O} é a massa específica da água igual $997,1 \text{ kg/m}^3$ e os valores de h_{in} e h_{out} referem-se às entalpias dos estados de entrada e saída do lixiviado, com temperatura de entrada igual a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ e temperatura de saída correspondente a de vapor saturado, sempre a pressão de $1,5 \text{ bar}$. No caso em estudo, os valores de ψ nessa equação são obtidos da Figura 4.7 e Figura 4.8.

Nas próximas figuras são apresentadas as estimativas de vazão volumétrica de lixiviado evaporável L_{vp}^{SEL} em média anual pelo SEL, plotadas tendo como base os blocos de taxa térmica requisitadas φ que representam os motogeradores estudados.

Evaporação de lixiviado para cenário de mínimo potencial energético disponível

Caso 1: nesse caso foi avaliado o uso do SEL para evaporar lixiviado considerando os valores de φ mostrados na Figura 4.9.

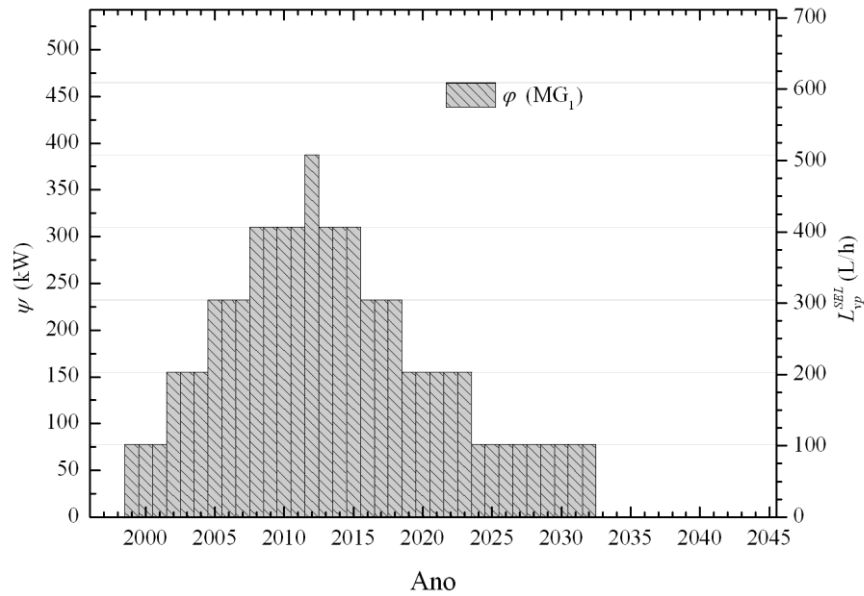


Figura 4.18 – Estimativa da vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual

$$L_{vp}^{SEL} \text{ para } \varphi \text{ correspondente a curva } \psi_{k_{min}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$$

Caso 2: nesse caso foi avaliado o uso do SEL para evaporar lixiviado considerando os valores de φ mostrados na Figura 4.10.

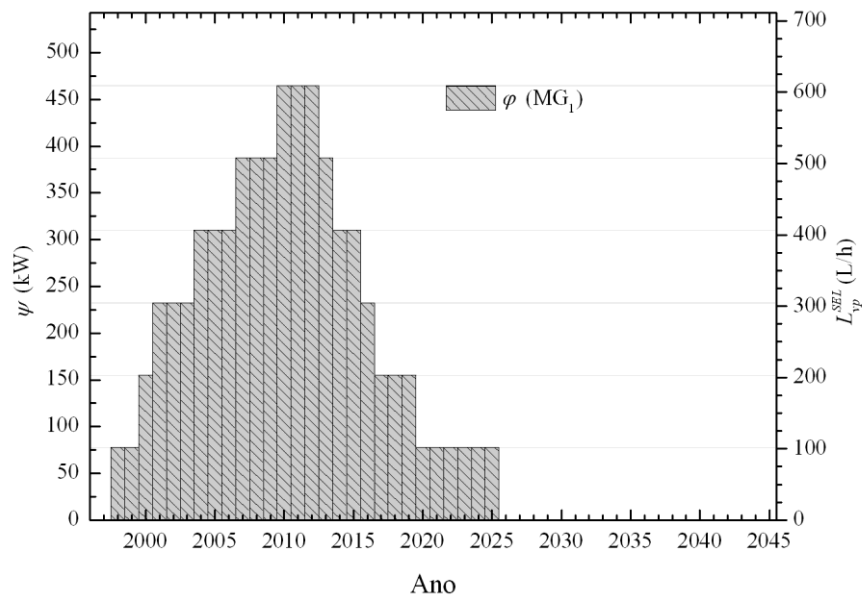


Figura 4.19 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual

$$L_{vp}^{SEL} \text{ para } \varphi \text{ correspondente a curva } \psi_{k_{max}}^{DOC_{i_{min}} + \eta_{c_{min}}}$$

Para o cenário de mínimo potencial energético disponível, apresentado acima (Figura 4.18 e Figura 4.19), nota-se que os valores médios de L_{vp}^{SEL} encontram-se entre 150 a 250 L/h de lixiviado evaporado, valores que permitem o tratamento de apenas pequenas quantidades do efluente líquido, uma vez que atingem valores de 10 a 20% comparados aos valores máximo e mínimo de vazão volumétrica de lixiviado estimada, $L_{est:h}^{Max}$ e $L_{est:h}^{Min}$ mostrados na Tabela 3.12.

Analisando os valores de L_{vp}^{SEL} obtidos para o cenário de mínimo potencial energético disponível (Figura 4.18 e Figura 4.19) com os resultados de L_{vp}^{TC} obtidos considerando mesma taxa térmica requisitada para funcionamento dos motogeradores φ (Figura 4.14 e Figura 4.15) nota-se que o SEL pode evaporar um volume de lixiviado em torno de 5 vezes superior.

Evaporação de lixiviado para cenário de máximo potencial energético disponível

Caso 1: nesse caso foi avaliado o uso do SEL para evaporar lixiviado considerando os valores de φ mostrados na Figura 4.11.

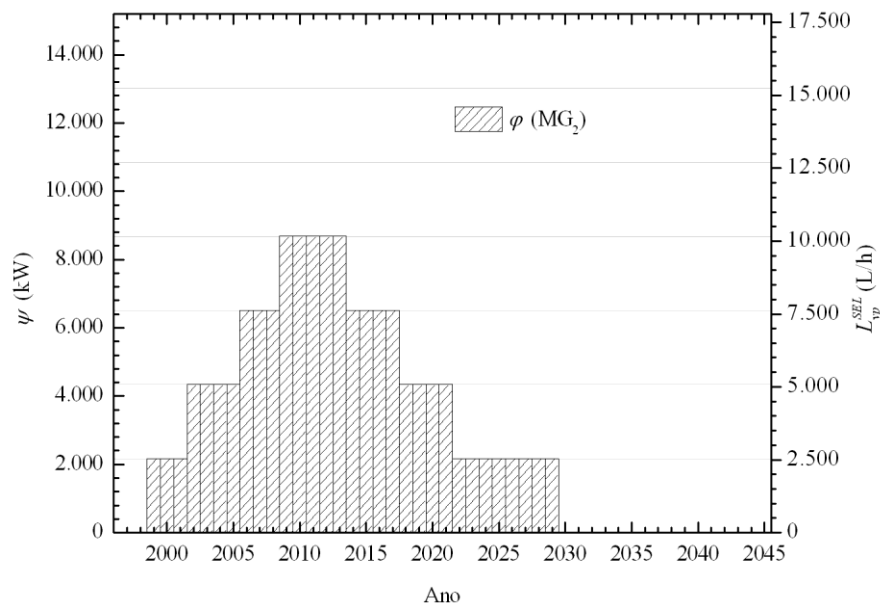


Figura 4.20 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual

$$L_{vp}^{SEL} \text{ para } \varphi \text{ correspondente a curva } \psi_{k_{min}}^{DOC_{max} + \eta_{c_{max}}}$$

Caso 2: nesse caso foi avaliado o uso do SEL para evaporar lixiviado considerando os valores de φ mostrados na Figura 4.12.

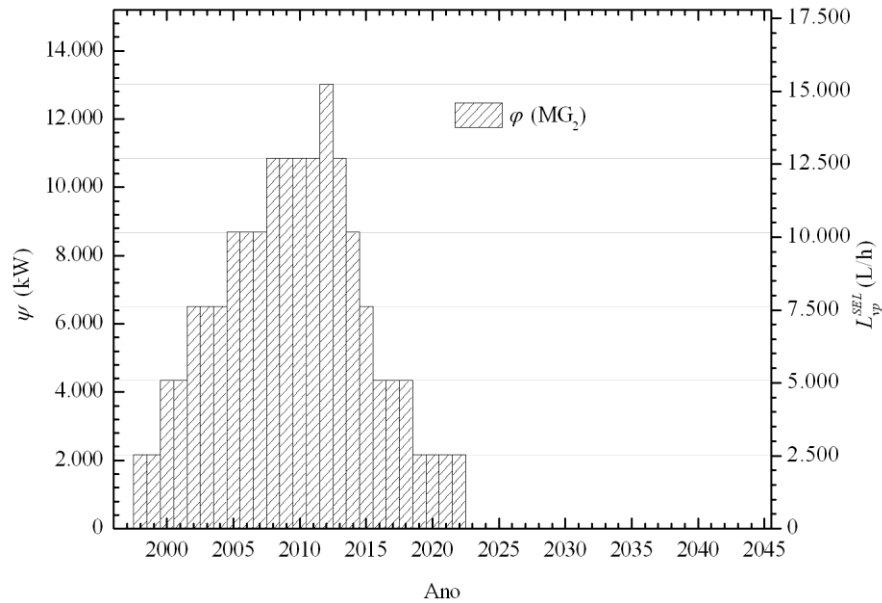


Figura 4.21 – Estimativa vazão volumétrica de lixiviado evaporada pelo SEL em média anual

$$L_{vp}^{SEL} \text{ para } \varphi \text{ correspondente a curva } \psi_{k_{max}}^{DOC_i \max + \eta_c \max}$$

Para o cenário de máximo potencial energético disponível, apresentado na Figura 4.20 e Figura 4.21, os valores de L_{vp}^{SEL} ultrapassam os valores máximo e mínimo de vazão volumétrica de lixiviado estimada $L_{est,h}^{Max}$ e $L_{est,h}^{Min}$ mostrados na Tabela 3.12, indicando que para esse cenário o uso de LES permite a evaporação do volume total de lixiviado produzido durante até 18 anos.

Comparando os valores de L_{vp}^{SEL} obtidos para o cenário de máximo potencial energético disponível (Figura 4.20 e Figura 4.21) com os resultados de L_{vp}^{TC} obtidos considerando mesma taxa térmica requisitada para funcionamento dos motogeradores φ (Figura 4.16 e Figura 4.17) nota-se que o SEL pode evaporar um volume de lixiviado em torno de 4 vezes superior .

4.4 Conclusões parciais

Aplicando os valores de η_c extremos ($\eta_{c \max}$ e $\eta_{c \min}$) nos resultados dos cenários de previsão de geração de biogás do Capítulo 3, foram determinados cenários correspondentes, um conservador e outro otimista, do potencial energético disponível do aterro sanitário de Guajuviras.

A recuperação energética empregando motogeradores permitiu o aproveitamento entre 73 a 80% do potencial energético disponível no biogás gerado no aterro sanitário, indicando que há uma fração de energia não utilizada que pode ser destinada a outro processo de recuperação

energética. Para o cenário mais conservador em relação a disponibilidade energética, foi possível gerar entre 14.706 a 16.009 MWh durante um período entre 28 a 34 anos, enquanto que, para o cenário de mais otimista, a produção elétrica é possível durante um período entre 25 a 31 anos que produzem valores de energia elétrica entre 354.430 e 390.915 MWh.

Comparando os valores de lixiviado evaporado pelo o uso do sistema em regime de cogeração ou do SEL com os valores estimados de máxima e mínima geração de lixiviado, apresentados no Capítulo 3, foi possível examinar o desempenho desses dois sistemas, e discernir a respeito de seu emprego em função dos cenários de potencial energético disponível.

Para a o potencial energético disponível conservador, o regime de cogeração mostrou capacidade de evaporação não ultrapassa 1% do volume de lixiviado gerado anualmente, valor insuficiente para justificar sua instalação. No entanto, o abatimento do lixiviado em regime de cogeração para o cenário otimista, mostra-se uma opção viável, visto que atingiu a evaporação de volume de lixiviado na ordem entre 35 a 70% do máximo volume de lixiviado produzido por ano, o que justificaria uma análise mais detalhada de seu emprego.

O uso direto de biogás em SEL mostrou baixo desempenho para o cenário de mínimo potencial energético disponível, apresentando, em média, valores anuais de lixiviado evaporado entre 10 a 20% do volume máximo gerado anualmente. Ao passo que, o SEL para o cenário de máxima potencial energético permite o abatimento total do lixiviado por até 18 anos, havendo inclusive potencial energético excedente, que pode ser destinado a outra aplicação.

Comparando os dois sistemas propostos para evaporação do lixiviado, as vazões volumétricas de lixiviado evaporado pelo uso de SEL se apresentam entre 4 a 6 vezes superiores às vazões evaporadas em regime de cogeração.

5 CONCLUSÕES

Convencionalmente, em situações em que a análise experimental não é possível, a previsão de geração do biogás é realizada empregando modelos apresentados na literatura com valores de parâmetros recomendados. Esses modelos se baseiam em hipóteses, que podem não condizer com as condições reais do sítio, podendo resultar em avaliações equivocadas em casos em que não forem bem analisadas.

A avaliação realizada nesse estudo permitiu identificar a importância da determinação dos parâmetros utilizados na estimativa do potencial de biogás produzido por aterro sanitário, o que é determinante para a tomada de decisões em projetos de recuperação energética.

No presente trabalho, avaliou-se a geração de biogás através da utilização do modelo proposto em IPCC, 2006, realizando uma análise de sensibilidade sobre a variação dos parâmetros DOC , k e η_c , identificando o DOC como parâmetro que desempenha papel preponderante na estimativa de produção de biogás.

Os resultados obtidos por MBH foram comparados com valores registrados em 2 anos de medição no aterro de Guajuviras, apresentando desvio aceitável, o que permitiu seu uso para estimativa da capacidade de geração de lixiviado.

A recuperação energética empregando motogeradores permitiu o aproveitamento entre 73 a 80% do potencial energético disponível no aterro sanitário, produzindo valores de geração elétrica entre 14.706 a 16.009 MWh para o cenário de mínima potencial energético disponível, durante um período entre 28 a 34 anos. A produção elétrica, considerando o caso mais otimista de potencial energético disponível, é realizada durante 25 a 31 anos, gerando valores entre 354.430 e 390.915 MWh, indicando a viabilidade energética para o uso de motogeradores em ambos os cenários.

O regime de cogeração por evaporação apresentou capacidade de evaporação de 1% do volume gerado anualmente, considerando o cenário conservador de potencial energético disponível, ao passo que, o abatimento do lixiviado para o cenário de máximo potencial mostra atingir volumes de lixiviado evaporado na ordem de 70% do volume de lixiviado produzido por ano.

A aplicação do SEL mostrou baixo desempenho para o cenário de mínimo potencial energético disponível, apresentando, em média, valores anuais de lixiviado evaporado inferiores a 10% do volume máximo produzido anualmente. Ao passo que, no cenário de máximo potencial energético disponível é possível o abatimento total do lixiviado por até 18 anos.

Comparativamente, a evaporação por SEL atinge vazões entre 4 a 6 vezes superiores que a evaporação por trocadores de calor em regime de cogeração.

Trabalhos futuros devem ser realizados com o objetivo de reduzir as incertezas associadas aos resultados obtidos para geração de biogás, tendo atenção especial na determinação dos valores de *DOC*. Em relação à estimativa de lixiviado gerado, faz-se necessário realizar a análise dos resultados de lixiviado gerado obtidos pelo MBH e os valores registrados de medição para uma maior amostra de dados, o que permitiria uma análise estatística sobre a precisão e limitações do uso do MBH no aterro sanitário de Guajuviras.

No que concerne à avaliação de conversão energética, o próximo passo é avaliar o desempenho dos sistemas analisados através do uso de indicadores ambientais e financeiros, além de incluir a análise de utilização conjunta de motogeradores e SEL, ou outras propostas de combinação de sistemas, uma vez que para ambos apresentam-se situações em que há potencial energético não aproveitado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. “NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação”. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, Rio de Janeiro, p.71, 2004.

ABNT. “NBR 15849 - Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento”. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, Rio de Janeiro, p. 24, 2010.

ABRELPE “Atlas Brasileiro de Emissões de Gases de Efeito Estufa e Potencial Energético na Destinação Final de Resíduos Sólidos”. **Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais**, Brasil, 2012.

Amini, H.R., Reinhart, D.R. “Regional prediction of long-term landfill gas to energy potential”. **Waste Management**, Vol. 31, p. 2020 – 2026, 2011.

Amini, H.R., Reinhart, D.R., Mackie, K.R. “Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties”. **Waste Management**, Vol. 32, p. 305 – 316, 2012.

Bari, S. “EFFECT OF CARBON DIOXIDE ON THE PERFORMANCE OF BIOGAS/DIESEL DUEL-FUEL ENGINE”. **World Renewable Energy Congress**, 1996.

Barlaz, M.A., Milke, M.W., Ham, R.K. “Gas Production Parameters in Sanitary Landfill Simulators”. **Waste Management and Research**, Vol. 5, p. 27 – 39, 1987.

Birchler, D.R., Milke, M.W., Marks, A.L., Luthy, R.G. “Landfill Leachate Treatment by Evaporation”. **Journal of Environment Engineering**, Vol. 120, p. 1109 – 1131, 1994.

Berger, K. “Validation of the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model for simulating the water balance of cover systems”. **Environmental Geology**. Vol. 39, p. 1261-1274, 2000.

Berger, K. “Potential and Limitations of Applying HELP Model for Surface Covers”. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management**, Vol. 6, pp. 192-203, 2002.

Borba, S.M.P. **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso. Dissertação de Mestrado**, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2006.

Bove, R., Lunghi, P. “Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies”. **Energy Conversion & Management**, Vol. 47, p. 1391-1401, 2006.

Campani, D.B., Schneider, P.S., Xavier, F.M. Determinação do Poder Calorífico do Biogás Gerado em Aterros Sanitários”. 3º Congresso Interamericano de Resíduos Sólidos de AIDIS, Buenos Aires, Argentina, 2009.

Carolino, C.G., Ferreira, J.P.M. “First and second law analyses to an energetic valorization process of biogas”. **Renewable Energy**, Vol. 59, p. 58-64, 2013.

Castilhos, A.B.J. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para município de pequeno porte**. PROSAB. Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico, Florianópolis, SC, 2003.

Cho, H.S., Moon, H.S, Kim, J.Y. “Effect of quantity and composition of waste on the prediction of annual methane potential from landfills”. **Bioresource Technology**, Vol. 109, p. 86-92, 2006.

Cooney, C.L., Wise, D.L. “Thermophilic Anaerobic Digestion of Solid Waste for Fuel Gas Production”. **Biothecnology and Bioengineering**, Vol. 17, p. 1119 –1135, 1975.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O. “A Numerical Model for Methane Production in Sanitary Landfills”. **Waste Management and Research**, Vol. 7, p. 31 – 42, 1989.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O. “Numerical Modeling of Generation and Transport of Gas and Heat in Landfills I. Model Formulation”. **Waste Management and Research**, Vol. 14, p. 483 – 504, 1996a.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O. “Numerical Modeling of Generation and Transport of Gas and Heat in Landfills II. Model Application”. **Waste Management and Research**, Vol. 14, p. 537 – 551, 1996b.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O. “Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling”. **Journal of Environmental Management**. Vol. 50, p. 1-25, 1997.

El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B. “Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content”. **Waste Management**, Vol. 22, p. 269-282, 2002.

Ensinas, A. V. **Estudo da Geração de Biogás no Aterro Sanitário Delta em Campinas – SP**. Dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas/SP, 2003.

Environmental Agency. **Guidance on monitoring landfill gas surface emissions**, Landfill Directive vol. 07, Bristol, UK. Setembro, 2004.

Farquhar, G.J., Rovers, F.A. “Gas Production During Refuse Decomposition”. **Water, Air and Soil Pollution**, p. 483-495, 1973.

Fenn, D. G., Hanley, K.I., Degeare, T. V. **Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites**. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 530/SW-168, p. 1–10, 1975.

Findikakis, A.N., Papelis, C., Halvadakis, C.P., Leckie, J.O. “Modelling Gas Production in Sanitary Landfills”. **Waste Management and Research**, Vol. 6, p. 115 – 123, 1988.

Gewald, D., Konstantinos, S., Karellas, S., Spliethoff, H. “Waste heat recovery from a landfill gas-fired power plant”. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 16, p. 1779-1789, 2012.

Gomes, T.L. **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria – RS**. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

Guo, J., Qin, C., Schmitz, G. “Numerical Investigation on the Performance of park Ignition Engine Used for Electricity Production Fuelled by Natural Gas/Liquefied Petroleum Gas-Biogas Blends with Modelica”. **Proceedings of the 2nd International Conference on Computer Engineering and Technology**, Vol. 6, p. 682-687, 2010.

Haith, D.A. “Materials Balance for Municipal Solid-Waste Management”. **Journal of Environmental Engineering**, Vol. 124, pp 67-75, 1998.

Halvadakis, C.P., Findikakis, A.N., Papelis, C., Leckie, J.O. “The Mountain View Controlled Landfill Project Field Experiment”. **Waste Management and Research**, Vol. 6, p. 103 – 114, 1988.

Hao, X., Yang, H., Zhang, G. “Trigeneration: A new way for landfill gas utilization and its feasibility in Honk Kong”. **Energy Policy**, Vol. 36, p. 3662-3673, 2008.

Harries, C.R., Cross, C.J., Smith, R. “Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples”. In: **Proc. Sardinia 2001. Eight International Waste Management and Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, p. 579–588, 2001.

Huang, J. D.; Crookes, R. J. “Assessment of simulated biogas as a fuel for the spark ignition engine”, **Fuel**, Vol. 77, p. 1793-1801, 1998.

Incropera, F.P., Dewitt, D.P., Lavine, A., Bergman, T.L. **Fundamental of Heat and Mass Transfer**. John Wiley & Sons, 7th Edition, 2011.

INiG. **Landfill Gas Energy Technologies**. Instytut Nafty I Gazu – Instituto de óleo e gás, Cracóvia, Polônia, 2010.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados climatológicos do município de Porto Alegre**, Dezembro, 2013. <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Intergovernmental Panel on Climate Change**. Vol. 5, Waste, IGES, Japan, 2006.

Jawurek, H.H., Lane, N.W., Rallis, C.J. “Biogas/Petroi Dual Fuelling of SI Engine for Rural Third”. **Biomass**. Vol. 13, p. 87-103, 1987.

Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. “Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review”. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Vol. 32, p. 297-336, 2002.

Lombardi, L., Carnevale, E., Corti, A. “Greenhouse effect reduction and energy recovery from waste landfill”. **Energy**, Vol. 31, p. 3208 – 3219, 2006.

Lobo, A.G.C. **Moduelo 2: A tool to be used to evaluate municipal solid waste landfills contamination**. Tese de doutorado, Universidade de Cantabria, Espanha, 2003.

Lobo, A.G.C., Monzón, I.T. “MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills”. **Environmental Modelling & Software**, Vol. 22, p. 59-72, 2007a.

Lobo, A.G.C., Monzón, I.T. “Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: An example”. **Waste Management**, Vol. 27, p. 691-703, 2007b.

Machado, S.L., Carvalho, M. F., Gourc, J. P., Vilar, O.M., Nascimento, J. C. F. “Methane generation potential in tropical landfills: simplified methods and field results”. **Waste Management**, Vol. 29, p. 153 – 161, 2009.

Maciel, F.J. **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

Maciel, F.J., Jucá, J.F.T. “Evaluation of landgill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil”. **Waste Management**, VOL. 31, p. 966-977, 2011.

MMA. **Política Nacional de Resíduos Sólidos” Ministério do Meio Ambiente** Junho, 2013a <www.mma.gov.br/política-de-resíduos-sólidos>.

MMA. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos” Ministério do Meio Ambiente** Junho, 2013b <<http://www.sinir.gov.br/web/guest/plano-nacional-de-residuos-solidos>>.

Oonk, H., Boom, T. “Validation of landfill gas formation models”. **Climate Change Research: Evaluation and Policy Implications**, p; 597 – 602, 1995.

Pecora, V. **Implantadaç o de uma unidade demonstrativa de geração elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto residencial da USP – Estudo de caso**. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Programa Interunidades de Pós –Graduação em Energia, São Paulo, 2006.

Penteado, R., Cavalli, M., Magnano, E., Chiampo, F. “Application of the IPCC model to a Brazilian landfill: First results”. **Energy Policy**, Vol. 42, p. 551-556, 2012.

Pierobon, L.R.P. **Sistema de geração de energia de baixo custo utilizando biogás proveniente de aterro sanitário**. Tese de doutorado, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

PMCGS. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Prefeitura Municipal de Campinha Grande do Sul, Abril, 2013, 2013.

PMPA. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Porto Alegre**. Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Outubro, 2012.

PMS. **Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Urbanos, no Município de Salvador**. Prefeitura Municipal de Salvador, 2010.

PNUD. “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”. **Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento**, São Paulo, 2010.

Pohland, F.G., Harper, S. R., 1986, “Critical review and summary of leachate and gas production from landfills”. **U.S. Environmental Protection Agency**, Cincinnati, OH, U.S.A.

Porpatham, E., Ramesh, A., Nagalingam, B. “Investigation on the effect of concentration of methane in biogas when used as a fuel for a spark ignition engine”. **Fuel**, Vol. p. 1651-1659, 2008.

Qasim, S.R., Chiang, W. **Sanitary landfill leachate: Generation, control, and treatment**. Technomic Pub. Co., Lancaster, 1994.

Rehman, A. **Landfill Leachate Treatment Using Evaporation Technology**. Tese de doutorado, Carleton University, Civil and Environmental Engineering Department, 2003.

Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. “Landfill leachate treatment: Review and opportunity”. **Journal of Hazardous Materials**, Vol.150, p. 468-493, 2008.

Salminen, E., Rintala, J. “Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review”. **Bioresource Technology**. Vol. 83, p. 13-26, 2002.

Scharff, H., Martha, A., van Rijn, D.M.M., Hensen, A., v.d. Bulk, W.C.M., Flechard, C., Oonk H., Vroon, R., de Visscher, A., Boeckx, P. **A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions**. Relatório técnico por Afvalzorg Deponie B.V., Haarlem, the Netherlands, 2003.

Schroeder P.R., Dozier T.S., Zappi P.A., McEnroe B.M., Sjostrom J.W., Peyton R.L. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model**. Engineering documentation for version 3. EPA/600/R-94/168b, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1994.

Senior, E. **Microbiology of Landfill Sites**. CRC Press, Boca Raton, 2nd Edition, 1995.

SMMA Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Canoas relatório, **Relatório Técnico e Fotográfico Bimestral de Monitoramento do Aterro de Guajuviras**. Janeiro-Fevereiro, 2013^a.

SMMA. Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Canoas relatório, **Desenhos Técnicos do Aterro de Guajuviras**, 2013b.

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., Hebe, I. “Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?”. **Waste Management**, Vol. 26, p. 516 – 525, 2006.

Stegmann, R. “New Aspects on Enhancing Biological Processes in Sanitary Landfill”. **Waste Management and Research**, Vol. 1, p. 201 – 211, 1983.

Stoecker, W.F. **Design of Thermal Systems**. McGraw-Hill, New York, 3rd edition, 1989.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. **Integrated Solid Waste Management**. McGraw-Hill, New York, USA, 1993.

Tchobanoglous, G., Kreith, F. **Handbook of Solid Waste Management**. McGraw-Hill, New York, 2nd edition, 2002.

TET. The Engineering Toolbox, **Overall heat transfer coefficients for some common fluid and heat exchanger surfaces**. Fevereiro, 2013. <http://www.engineeringtoolbox.com/overall-heat-transfer-coefficients-d_284.html>

Themelis, N.J., Ulloa P.A. “Methane generation in landfills”. **Renewable Energy**. Vol. 32, pp 1243 – 1257, 2007.

UNSTATS. United Nations Statistics Division – Municipal Waste Treatment, **Environmental Indicators**. Novembro, 2013. <<http://unstats.un.org/unsd/environment/wastetreatment.htm>>.

UPM. **Umwelt-Projekt-Management, Luohe Landfill Gas CDM Project**. Fevereiro, 2013. <<http://www.upm-cdm.eu/carbon-offset-projects/luohe-landfill-gas-cdm-project/>>

USEPA. **Landfill gas emissions model (LandGem) version 3.02 User’s Guide**. United States Environmental Protection Agency, EPA-600/R05/047, Maio, 2005.

USEPA. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2010**. United States Environmental Protection Agency, EPA-530-F-11-005, Dezembro, 2011.

USEPA. **LFG Energy Project Development Handbook**. United States Environmental Protection Agency, Novembro, 2013. <<http://www.epa.gov/lmop/publications-tools/handbook.html>>.

ANEXO II – Plantas de detalhamento técnico do aterro de Guajuviras

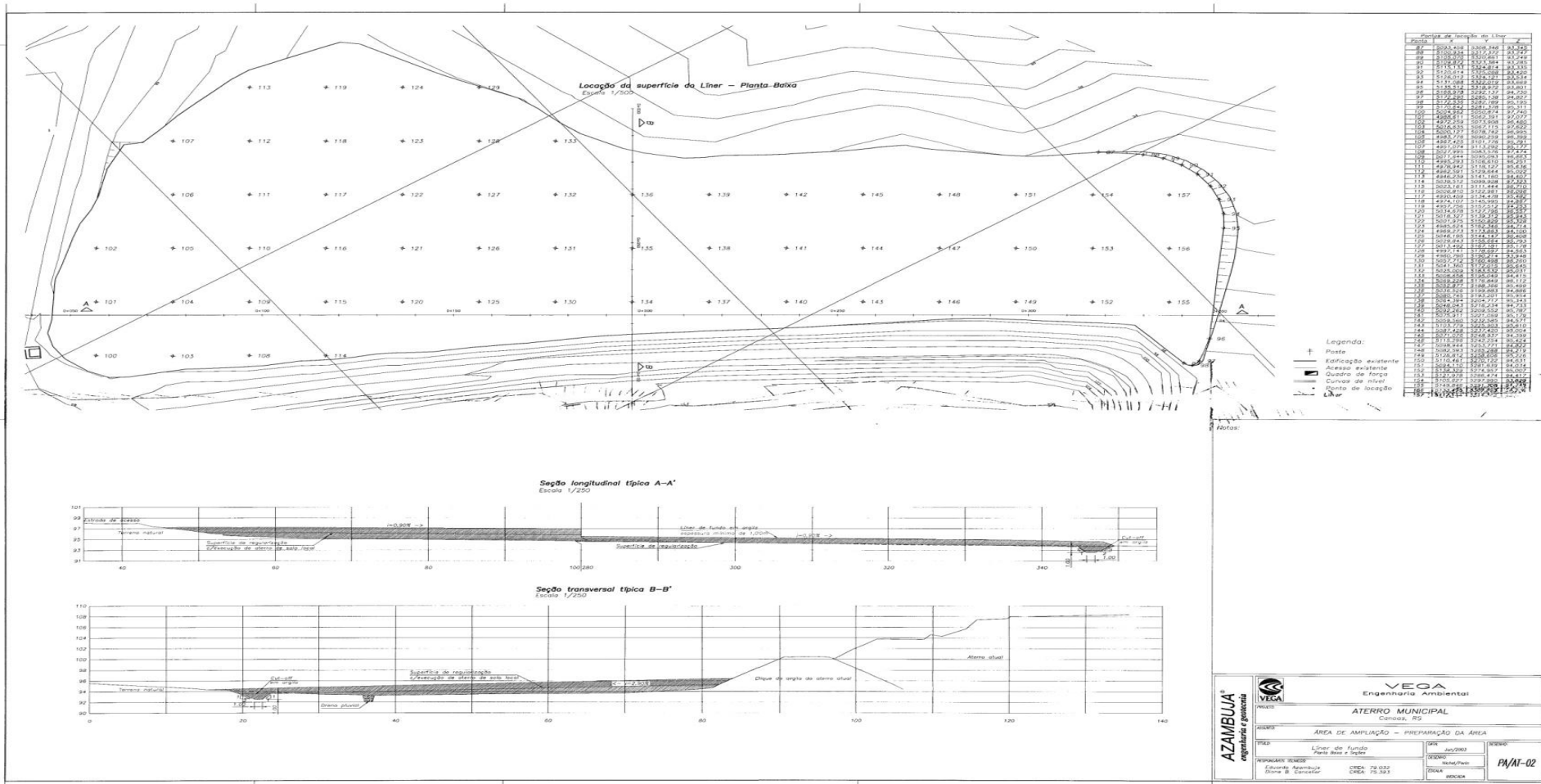


Figura II.1 – Desenho de detalhes técnicos do liner de fundo [SMMA, 2013b]

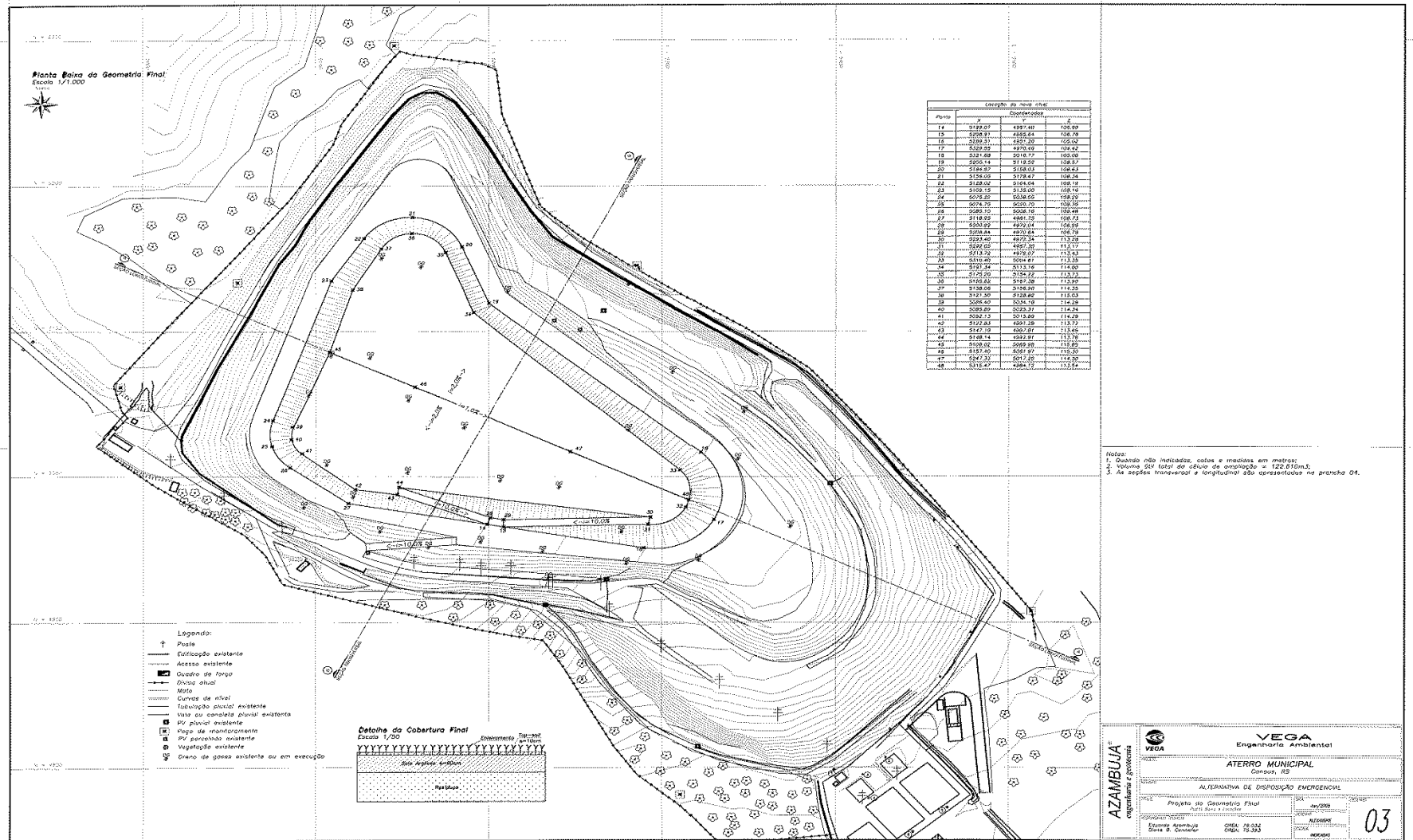


Figura II.2 – Desenho de detalhes vista superior do aterro de Guajuviras técnicos [SMMA, 2013b]

ANEXO III – Tabela de retenção de umidade para o cálculo do WBM

Tabela III.1 – Valores representativos de U para fluidos e superfícies de transferência de calor comumente utilizados [Adaptado de: TET, 2013]

Fluido	Superfície de transmissão de calor	Fluido	U (W/m ² °C)
Água	Ferro fundido	Ar ou gás	7,9
Água	Aço carbono	Ar ou gás	11,3
Água	Cobre	Ar ou gás	13,1
Água	Ferro fundido	Água	230 - 280
Água	Aço carbono	Água	340 - 400
Água	Cobre	Água	340 - 455
Ar	Ferro fundido	Ar	5,7
Ar	Aço carbono	Ar	7,9
Vapor d'água	Ferro fundido	Ar	11,3
Vapor d'água	Aço carbono	Ar	14,2
Vapor d'água	Cobre	Ar	17
Vapor d'água	Ferro fundido	Água	910
Vapor d'água	Aço carbono	Água	1050
Vapor d'água	Cobre	Água	1160
Vapor d'água	Aço inoxidável	Água	680

APÊNDICE A – Termos e definições a respeito de disposição final de resíduos sólidos

Disposição final

Define-se como disposição final o conjunto de procedimentos que possibilitam a adequada disposição e o confinamento dos resíduos sólidos urbanos e de seus efluentes contaminantes em um ambiente restrito, sob controle técnico e monitoramento permanente [PNSB, 2008].

Resíduos sólidos e rejeitos

“Resíduos Sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” [MMA, 2013b].

“Rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” [MMA, 2013b].

Classificação dos resíduos sólidos

De acordo com a ABNT, 2004 a classificação de RS passa pela identificação do processo ou produto que lhe deu origem, assim como das características de seus constituintes em razão de sua periculosidade,

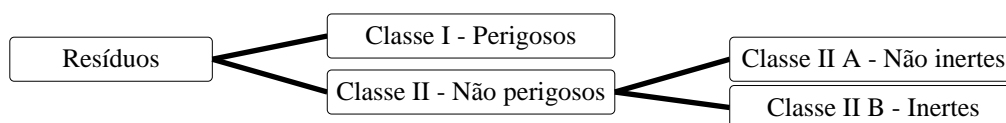


Figura A.1 – Classificação dos resíduos sólidos conforme ABNT, 2004

Resíduos sólidos urbanos (RSU)

Classifica-se como RSU: “Resíduos que, em conformidade com o estabelecido na Resolução CONAMA nº 404/2008, sejam provenientes de domicílios, serviços de limpeza urbana, pequenos estabelecimentos comerciais, industriais e de prestação de serviços, que estejam incluídos no serviço de coleta regular de resíduos e, que tenham características similares aos resíduos sólidos domiciliares” [ABNT, 2010].

Frequentemente caracteriza-se o RSU em função da sua composição gravimétrica, através de uma amostra selecionada identificam-se elementos ou compostos de elementos que, posteriormente, são transformados em uma forma pura, estável e de estequiometria definida, cuja massa é utilizada para determinar sua fração em relação à massa da amostra original.

Na Tabela A.1 são apresentadas valores de composição gravimétrica de RSU para três cidades brasileiras e valores médios para os EUA.

Tabela A.1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em base úmida [Fontes: PMCGS, 2013; PMPA, 2012; PMS, 2010 e USEPA, 2011]

	Campina Grande do Sul (2012)	Porto Alegre (2010)	Salvador (2010)	EUA (2010)
Papel e papelão	8%	11,61%	5,79%	28,54%
Metais	2,5%	1,45%	2,87%	8,97%
Plásticos	14%	11,22%	24,41%	12,42%
Vidros	3%	2,56%	2,42%	4,61%
Texteis e borracha	4%	3,86%	5,41%	8,36%
Madeiras	0,1%	0,45%	0,31%	6,36%
Rejeitos e outros	28,4%	11,55%	12,82%	3,45%
Matéria orgânica	40%	57,92%	45,96%	27,28%

Comparando os valores da composição gravimétrica das cidades brasileiras com a média norte-americana nota-se que a participação da matéria orgânica, em geral definida como a soma de resíduo alimentar, galho, folha e terra, atinge valor superior nas cidades brasileiras. Comportamento distinto ao apresentado pela média dos EUA, que apresenta aproximadamente a metade do valor dos resíduos classificados como matéria orgânica. Diferenciando-se assim as políticas de gestão e gerenciamento dos resíduos nos dois países e a necessidade de compreendê-las para identificar corretamente o potencial de recuperação energética dos RSU.

Aterros sanitários

Segundo Tchobanoglous e Kreith, 2002, a definição atual de aterro sanitário aplica-se às instalações projetadas para a disposição final de RSU e operadas de maneira a reduzir impactos ao ambiente e a saúde pública. Definição semelhante à apresentada em ABNT, 2010: “Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.”

Apesar dos avanços obtidos nos últimos anos com a implementação de políticas para gestão e gerenciamento dos RSU, na realidade brasileira ainda se faz presente a disposição em instalações não regulamentadas como aterros controlados e vazadouros a céu aberto, Figura 1.1, onde RSU são armazenados em áreas sem nenhuma ou insuficientes medidas para evitar danos ao ambiente e impacto à saúde pública.

APÊNDICE B – EXEMPLO HIPOTÉTICO DO MODELO DECAIMENTO DE PRIMEIRA ORDEM DO IPCC, 2006

Para o cálculo da geração de biogás é possível adotar o seguinte fluxograma:

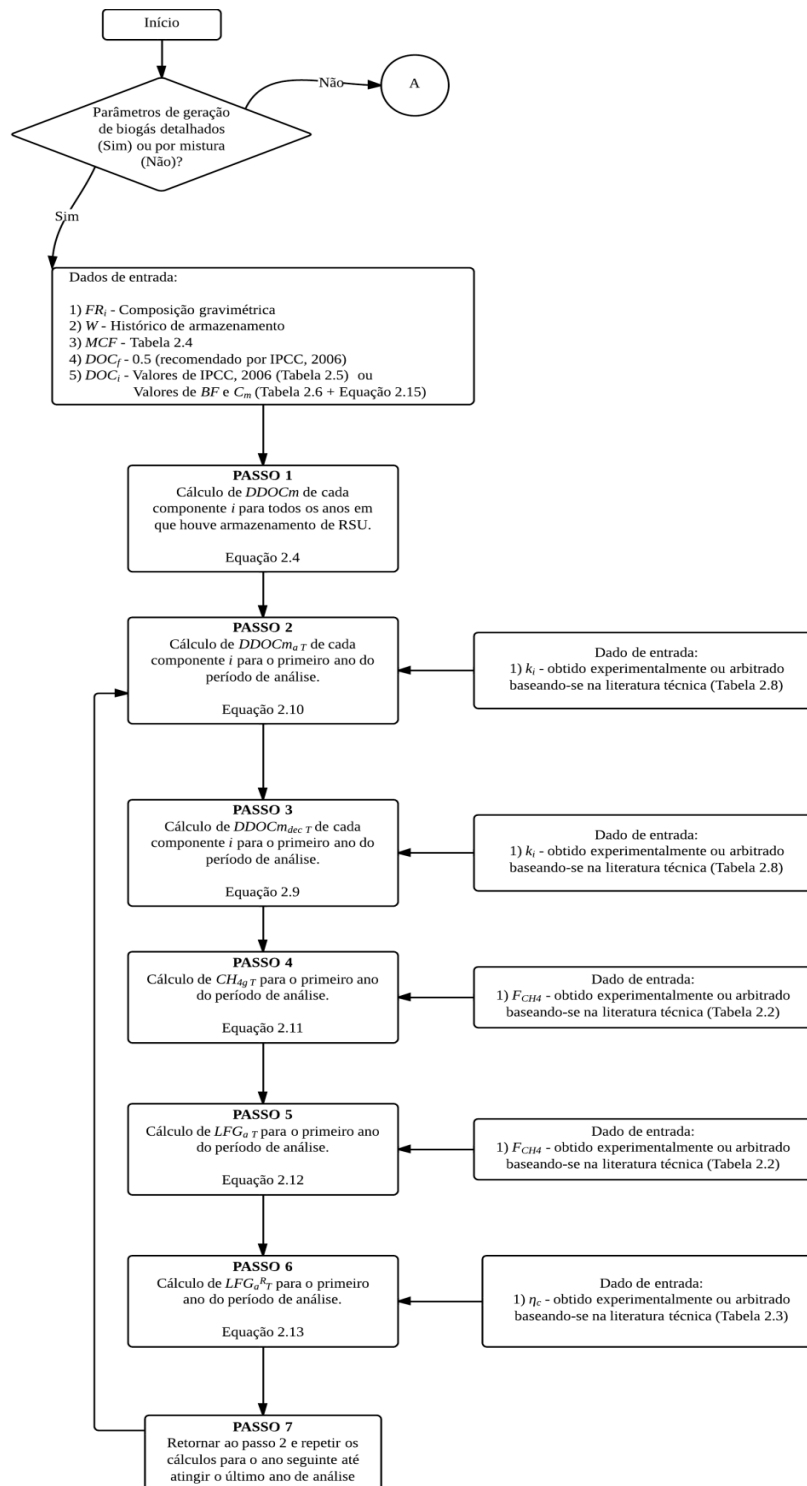


Figura B.1 – Fluxograma de cálculo de produção de biogás do modelo do IPCC

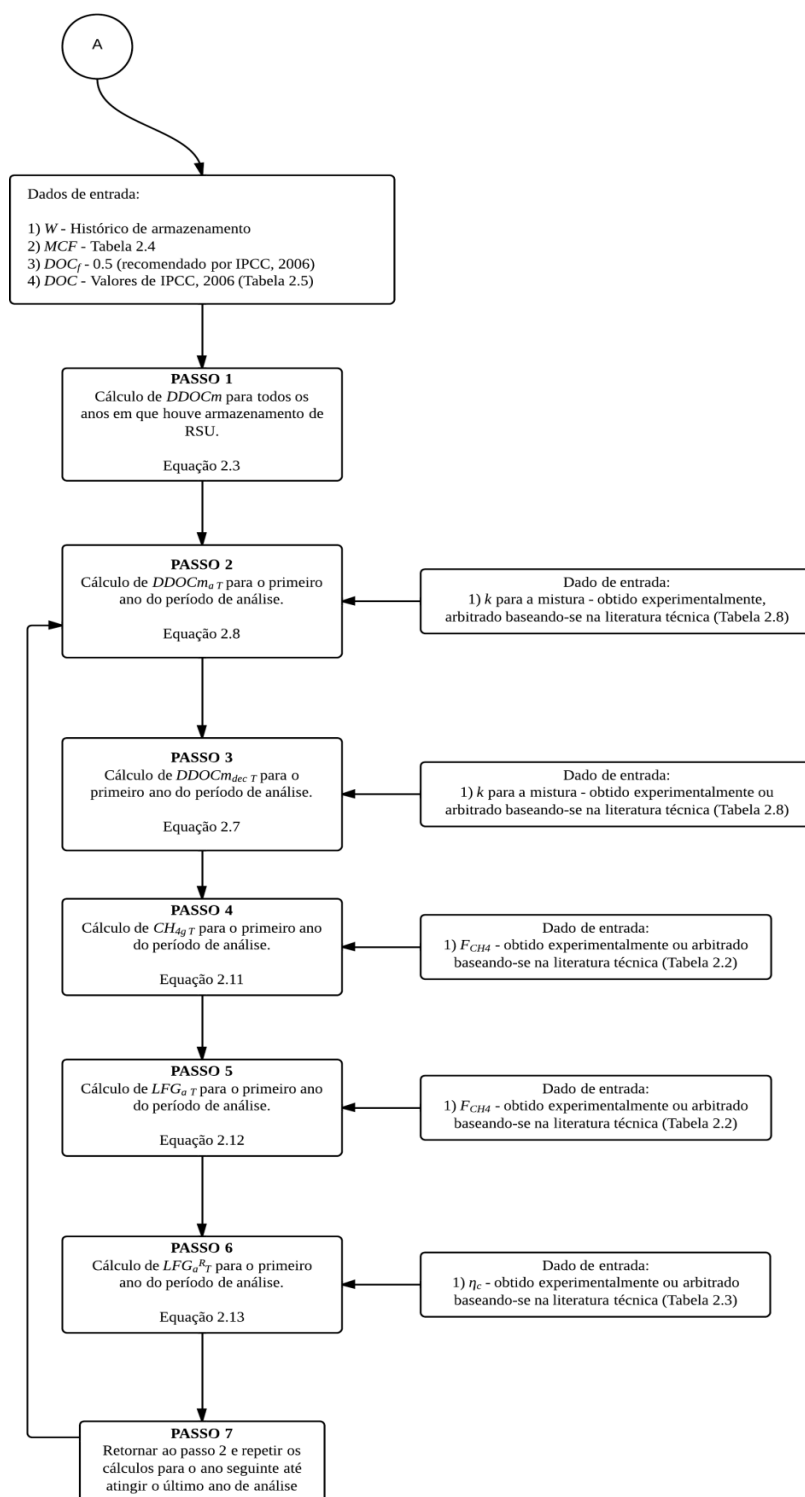


Figura B.2 – Fluxograma de cálculo de produção de biogás do modelo do IPCC – parte A

Um exemplo de aplicação dessa metodologia é apresentado a seguir com o intuito de detalhar seu procedimento. No exemplo são calculados os valores de $LFG_{a,T}$ a partir do fluxograma apresentado na Figura B.1 e Figura B.2, e, posteriormente, serão determinados os valores de biogás acumulado por ano e de $LFG_{a,T}^R$.

No presente exemplo foram considerados parâmetros de biogás detalhados e a avaliação de produção de biogás para um período de 4 anos, dentre os quais apenas nos 3 primeiros houve armazenamento de resíduos. Uma vez estabelecidos o tipo de abordagem dos parâmetros de geração de biogás e o período de análise, determina-se os valores dos dados de entrada do cálculo, que para esse exemplo são apresentados a seguir.

Tabela B.1– Dados de entrada do exemplo de aplicação do modelo de IPCC, 2006

Ano	W	η_c	FR^1	FR^2	MCF	DOC_f	DOC^1	DOC^2	F_{CH_4}	k^1	k^2
	(Gg de RSU)	(%)	(%)	(%)	(adm.)		(Gg de carbono orgânico/ Gg de RSU úmido)		(%)	(ano ⁻¹)	
1	10	50	50	50	1	0,5	0,20	0,56	0,50	0,06	0,02
2	5	50	50	50	1	0,5	0,20	0,56	0,50	0,06	0,02
3	2	50	50	50	1	0,5	0,20	0,56	0,50	0,06	0,02
4	0	50	50	50	1	0,5	0,20	0,56	0,50	0,06	0,02

¹restos alimentares
²madeira

Os valores de W são obtidos das informações a respeito das atividades de armazenamento de resíduos. O RSU analisado é composto por 50% de restos alimentares (FR^1) e 50% de madeira (FR^2). O valor de MCF foi tomado igual a 1, para aterros bem operados, Tabela 2.4, o valor de DOC_f igual a 0,5, recomendado por IPCC, 2006, e para F_{CH_4} arbitrou-se o valor de 0,5.

O valor de DOC^1 , para a fração de restos alimentares, foi obtido do valor máximo recomendado por IPCC, 2006, Tabela 2.5. Já o valor de DOC^2 , para a fração de madeira, foi obtido com o cálculo da Equação (2.15) juntamente com os valores de BF e C_m máximos, Tabela 2.6, e conteúdo de umidade w de 15%. Por fim, os valores de k foram obtidos da Tabela 2.8 considerando os valores padrão para um clima temperado seco.

Passo 1 – Cálculo do valor de $DDOCm$ para todos os anos em que houve armazenamento de RSU, Equação (2.4).

Tabela B.2 – Valores de $DDOCm$ para o exemplo de aplicação

Ano	$DDOCm^1$	$DDOCm^2$
	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)
1	0,560	1,5558
2	0,272	0,7543
3	0,094	0,2598
4	0,000	0,0000

¹restos alimentares
²madeira

Passo 2, ano 1 – Determinação de $DDOCm_{aT}$ de cada componente para o primeiro ano do período de análise, Equação (2.10).

Tabela B.3 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 1

Ano	$DDOCm^1$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm^2$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT}^1$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT}^2$ (Gg carbono orgânico)
1	0,560	1,5558	0,5274	1,5250
2	0,272	0,7543	-	-
3	0,094	0,2598	-	-
4	0,000	0,0000	-	-

¹ restos alimentares

² madeira

O valor de $DDOCm_T^1$ é igual a 0,560 e de $DDOCm_T^2$ é 1,558, $DDOCm_{(T-1)}^1$ e $DDOCm_{(T-1)}^2$ são iguais a zero, uma vez que não existiram atividades de armazenamento anteriores ao ano 1. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 3, ano 1 – Cálculo do valor de $DDOCm_{decT}$ de cada componente para o primeiro ano do período de análise, Equação (2.9).

Tabela B.4 – Valores de $DDOCm_{decT}$ para o exemplo de aplicação, ano 1

Ano	$DDOCm_{aT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT2}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT2}$ (Gg carbono orgânico)
1	0,5274	1,5250	0	0
2	-	-	-	-
3	-	-	-	-
4	-	-	-	-

¹ restos alimentares

² madeira

Para esse passo os valores de $DDOCm_{(T-1)}^1$ e $DDOCm_{(T-1)}^2$ são nulos devido a inexistência de atividade de armazenamento de RSU no ano anterior ao ano 1. Tanto $DDOCm_a^1$ quanto $DDOCm_a^2$ também são nulos por não existirem atividades de armazenamento anteriores ao ano $T - 1$, o que determina não haver decomposição durante o ano 1. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 4, ano 1 – Cálculo de CH_{4gT} , Equação (2.11).

Por não ocorrer degradação do carbono orgânico presente no RSU durante o ano 1, também não houve produção de CH_4 .

Tabela B.5 – Valores de CH_{4gT} para o exemplo de aplicação, ano 1, com $F_{CH4} = 0,5$

Ano	$DDOCm_{decT}^1$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT}^2$ (Gg carbono orgânico)	CH_{4gT} (Gg metano)
1	0	0	0
2	-	-	-
3	-	-	-
4	-	-	-

¹ restos alimentares
² madeira

Passo 5, ano 1 – Cálculo de LFG_{aT} , Equação (2.12).

Por não haver degradação do carbono orgânico presente no RSU durante o ano 1, também não houve produção de biogás.

Tabela B.6 – Valores de LFG_{aT} para o exemplo de aplicação, ano 1, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2

Ano	$DDOCm_{decT}^1$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT}^2$ (Gg carbono orgânico)	CH_{4gT} (Gg metano)	LFG_{aT} (Nm ³ /h)
1	0	0	0	0
2	-	-	-	-
3	-	-	-	-
4	-	-	-	-

¹ restos alimentares
² madeira

Passo 6, ano 1 – Cálculo de LFG_{aT}^R , Equação (2.13).Tabela B.7 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 1, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2 e η_c igual a 50%

Ano	CH_{4gT} (Gg metano)	LFG_{aT} (Nm ³ /h)	LFG_{aT}^R (Nm ³ /h)
1	0	0	0
2	-	-	-
3	-	-	-
4	-	-	-

Passo 7, ano 1 – Retornar ao passo 2 para calcular os parâmetros do ano seguinte, ano 2.

Passo 2, ano 2 – Determinação de $DDOCm_{aT}$ de cada componente para o segundo ano do período de análise, Equação (2.10).

Tabela B.8 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 2

Ano	$DDOCm_1$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_2$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT2}$ (Gg carbono orgânico)
1	0,560	1,5558	0,5274	1,5250
2	0,272	0,7543	0,7524	2,2342
3	0,094	0,2598	-	-
4	0,000	0,0000	-	-

¹ restos alimentares² madeira

Para este passo o valor de $DDOCm_T^1$ é igual a 0,272 e de $DDOCm_T^2$ é 0,7543, já $DDOCm_{(T-1)}^1$ é 0,560 e $DDOCm_{(T-1)}^2$ é 1,558. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 3, ano 2 – Cálculo do valor de $DDOCm_{decT}$ de cada componente para o segundo ano do período de análise, Equação (2.9).

Tabela B.9 – Valores de $DDOCm_{decT}$ para o exemplo de aplicação, ano 2

Ano	$DDOCm_{aT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT2}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT2}$ (Gg carbono orgânico)
1	0,5274	1,5250	0	0
2	0,7524	2,2342	0,03261	0,03081
3	-	-	-	-
4	-	-	-	-

¹ restos alimentares² madeira

Para esse passo os valores de $DDOCm_{(T-1)}^1$ é 0,560 e $DDOCm_{(T-1)}^2$ igual a 1,558. No entanto, os valores de $DDOCm_a^1$ e $DDOCm_a^2$ são nulos, uma vez que não houve atividades anteriores ao ano $T-1$, Tabela B.9. Portanto, a decomposição do carbono orgânico no ano 2 é referente a massa depositada no ano 1. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 4, ano 2 – Cálculo de CH_{4gT} , Equação (2.11).

Tabela B.10 – Valores de CH_{4gT} para o exemplo de aplicação, ano 2, com $F_{CH4} = 0,5$

Ano	$DDOCm_{decT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{decT2}$ (Gg carbono orgânico)	CH_{4gT} (Gg metano)
1	0	0	0
2	0,03261	0,03081	0,04228
3	-	-	-
4	-	-	-

¹ restos alimentares² madeira

Passo 5, ano 2 – Cálculo de LFG_{aT} , Equação (2.12).

Tabela B.11 – Valores de LFG_{aT} para o exemplo de aplicação, ano 2, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2

Ano	$DDOCm_{dec T1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{dec T2}$ (Gg carbono orgânico)	CH_{4gT} (Gg metano)	LFG_{aT} (Nm ³ /h)
1	0	0	0	0
2	0,03261	0,03081	0,04228	9,99
3	-	-	-	-
4	-	-	-	-

¹restos alimentares

²madeira

Passo 6, ano 2 – Cálculo de LFG_{aT}^R , Equação (2.13).

Tabela B.12 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 2, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2 e η_c igual a 50%

Ano	CH_{4gT} (Gg metano)	LFG_{aT} (Nm ³ /h)	LFG_{aT}^R (Nm ³ /h)
1	0	0	0
2	-	9,99	4,99
3	-	-	-
4	-	-	-

Passo 7, ano 2 – Retornar ao passo 2 para calcular os parâmetros do ano seguinte, ano 3.

Passo 2, ano 3 – Determinação de $DDOCm_{aT}$ para o terceiro ano do período de análise, Equação (2.10).

Tabela B.13 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 3

Ano	$DDOCm_1$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_2$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{aT2}$ (Gg carbono orgânico)
1	0,560	1,5558	0,5274	1,5250
2	0,272	0,7543	0,7524	2,2342
3	0,094	0,2598	0,7966	2,4446
4	0,000	0,0000	-	-

¹restos alimentares

²madeira

No ano 3 o valor de $DDOCm_{T1}$ é igual a 0,094 e de $DDOCm_{T2}$ é 0,2598, já $DDOCm_{(T-1)}$ é 0,272 e $DDOCm_{(T-1)}$ é 0,7543. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 3, ano 3 – Cálculo do valor de $DDOCm_{dec T}$ para o terceiro ano do período de análise, Equação (2.9).

Tabela B.14 – Valores de $DDOCm_{dec T}$ para o exemplo de aplicação, ano 3

Ano	$DDOCm_{a T 1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{a T 2}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{dec T 1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{dec T 2}$ (Gg carbono orgânico)
1	0,5274	1,5250	0	0
2	0,7524	2,2342	0,03261	0,03081
3	0,7966	2,4446	0,04652	0,04513
4	-	-	-	-

¹ restos alimentares

² madeira

Para o ano 3 os valores de $DDOCm_{(T-1)}^1$ e $DDOCm_{(T-1)}^2$ são 0,272 e 0,7543, respectivamente. Já o valor de $DDOCm_a^1$ é igual a 0,5274 e $DDOCm_a^2$ igual a 1,5250, ambos são obtidos dos valores de $DDOCm_{a T}$ do ano anterior ao ano $T-1$, Tabela B.14. Portanto, a decomposição do carbono orgânico no ano 3 é referente à massa depositada no ano 2 e à fração não degradada da massa depositada no ano 1. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 4, ano 3 – Cálculo de $CH_{4g T}$, Equação (2.11).

Tabela B.15 – Valores de $CH_{4g T}$ para o exemplo de aplicação, ano 3, com $F_{CH4} = 0,5$

Ano	$DDOCm_{dec T 1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{dec T 2}$ (Gg carbono orgânico)	$CH_{4g T}$ (Gg metano)
1	0	0	0
2	0,03261	0,03081	0,04228
3	0,04652	0,04513	0,06110
4	-	-	-

¹ restos alimentares

² madeira

Passo 5, ano 3 – Cálculo de $LFG_{a T}$, Equação (2.12).

Tabela B.16 – Valores de $LFG_{a T}$ para o exemplo de aplicação, ano 3, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2

Ano	$DDOCm_{dec T 1}$ (Gg carbono orgânico)	$DDOCm_{dec T 2}$ (Gg carbono orgânico)	$CH_{4g T}$ (Gg metano)	$LFG_{a T}$ (Nm ³ /h)
1	0	0	0	0
2	0,03261	0,03081	0,04228	9,99
3	0,04652	0,04513	0,06110	14,43
4	-	-	-	-

¹ restos alimentares

² madeira

Passo 6, ano 3 – Cálculo de LFG_{aT}^R , Equação (2.13).

Tabela B.17 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 3, com composição volumétrica de 50% CH₄ e 50% CO₂ e η_c igual a 50%

Ano	CH_{4gT}	LFG_{aT}	LFG_{aT}^R
	(Gg metano)	(Nm ³ /h)	(Nm ³ /h)
1	0	0	0
2	-	9,99	4,99
3	-	14,43	7,21
4	-	-	-

Passo 7, ano 3 – Retornar ao passo 2 para calcular os parâmetros do ano seguinte, ano 4.

Passo 2, ano 4 – Determina-se $DDOCm_{aT}$ para o quarto ano do período de análise através da Equação (2.10).

Tabela B.18 – Valores de $DDOCm_{aT}$ para o exemplo de aplicação, ano 4

Ano	$DDOCm_1$	$DDOCm_2$	$DDOCm_{aT1}$	$DDOCm_{aT2}$
	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)
1	0,560	1,5558	0,5274	1,5250
2	0,272	0,7543	0,7524	2,2342
3	0,094	0,2598	0,7966	2,4446
4	0,000	0,0000	0,7502	2,3962

¹ restos alimentares

² madeira

No ano 4, $DDOCm_T^1$ e $DDOCm_T^2$ são nulos devido ao encerramento das atividades de armazenamento. Já $DDOCm_{(T-1)}^1$ é igual a 0,094 e $DDOCm_{(T-1)}^2$ é 0,2598. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 3, ano 4 – Cálculo do valor de $DDOCm_{decT}$ para o quarto ano do período de análise, Equação (2.9).

Tabela B.19 – Valores de $DDOCm_{decT}$ para o exemplo de aplicação, ano 4

Ano	$DDOCm_{aT1}$	$DDOCm_{aT2}$	$DDOCm_{decT1}$	$DDOCm_{decT2}$
	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)
1	0,5274	1,5250	0	0
2	0,7524	2,2342	0,03261	0,03081
3	0,7966	2,4446	0,04652	0,04513
4	0,7502	2,3962	0,04926	0,04938

¹ restos alimentares

² madeira

Para o quarto ano os valores de $DDOCm_{(T-1)}^1$ e $DDOCm_{(T-1)}^2$ são 0,094 e 0,2598, respectivamente. Já o valor de $DDOCm_a^1$ é igual a 0,7524 e $DDOCm_a^2$ igual a 2,2342, ambos são obtidos dos valores de $DDOCm_{aT}$ do ano anterior ao ano $T-1$, Tabela B.19. Portanto, a decomposição do carbono orgânico no ano 4 é referente à massa depositada no ano 3 e à fração não degradada da massa depositada nos anos 1 e 2. Todas as variáveis são expressas em unidades de Gg de carbono orgânico.

Passo 4, ano 4 – Cálculo de CH_{4gT} , Equação (2.11).

Tabela B.20 – Valores de CH_{4gT} para o exemplo de aplicação, ano 4, com $F_{CH4} = 0,5$

Ano	$DDOCm_{decT1}$	$DDOCm_{decT2}$	CH_{4gT}
	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)	(Gg metano)
1	0	0	0
2	0,03261	0,03081	0,04228
3	0,04652	0,04513	0,06110
4	0,04926	0,04938	0,06576

¹restos alimentares
²madeira

Passo 5, ano 4 – Cálculo de LFG_{aT} , Equação (2.12).

Tabela B.21 – Valores de LFG_{aT} para o exemplo de aplicação, ano 4, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2

Ano	$DDOCm_{decT1}$	$DDOCm_{decT2}$	CH_{4gT}	LFG_{aT}
	(Gg carbono orgânico)	(Gg carbono orgânico)	(Gg metano)	(Nm ³ /h)
1	0	0	0	0
2	0,03261	0,03081	0,04228	9,99
3	0,04652	0,04513	0,06110	14,43
4	0,04926	0,04938	0,06576	15,53

¹restos alimentares
²madeira

Passo 6, ano 4 – Cálculo de LFG_{aT}^R , Equação (2.13).

Tabela B.22 – Valores de LFG_{aT}^R para o exemplo de aplicação, ano 4, com composição volumétrica de 50% CH_4 e 50% CO_2 e η_c igual a 50%

Ano	CH_{4gT}	LFG_{aT}	LFG_{aT}^R
	(Gg metano)	(Nm ³ /h)	(Nm ³ /h)
1	0	0	0
2	-	9,99	4,99
3	-	14,43	7,21
4	-	15,53	7,76

O valor final de LFG_{aT}^R acumulado é obtido ao multiplicar o valor de LFG_{aT}^R por Δh_{year} e somado ao valor do ano anterior, caso exista.

Tabela B.23 – Valores de LFG_{aT} acumulado para o exemplo de aplicação com composição volumétrica de 50% CH₄ e 50% CO₂

Ano	CH_{4gT} (Gg metano)	LFG_{aT} (Nm ³ /h)	LFG_{aT}^R (Nm ³ /h)	LFG_{aT}^R acumulado (Nm ³ x 10 ³)
1	0	0	0	0
2	-	9,99	4,99	43,71
3	-	14,43	7,21	106,87
4	-	15,53	7,76	174,84

Ao longo dos 4 anos analisados o volume recuperado de biogás acumulado foi de aproximadamente 175 x10³ Nm³, com composição volumétrica igual a 50% de CH₄ e 50% de CO₂ e η_c igual a 50%.

APÊNDICE C – EXEMPLO HIPOTÉTICO DO MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICO MBH

O cálculo do MBH é realizado tomando o fluxograma apresentado abaixo.

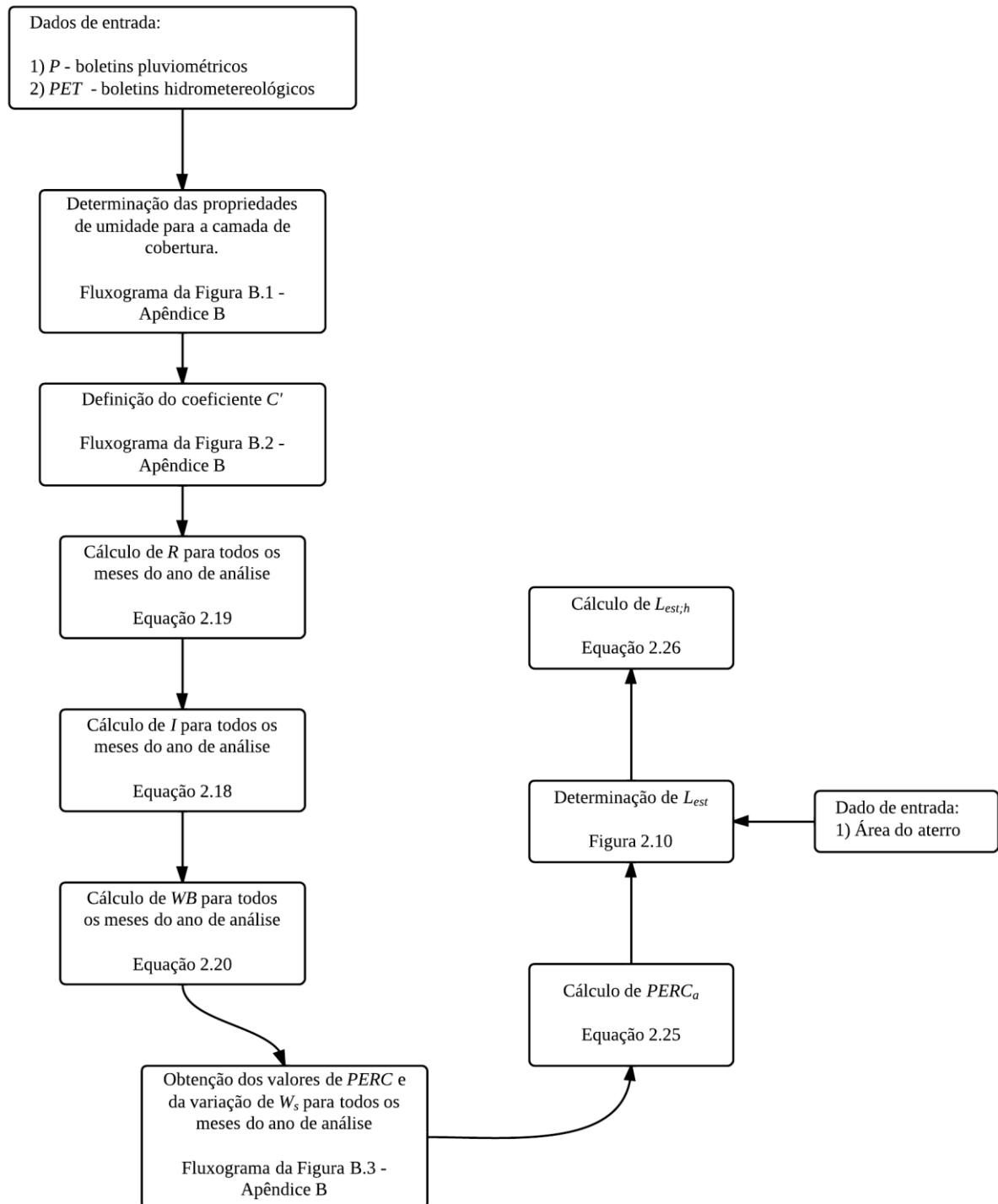


Figura C.1 – Fluxograma para o cálculo do MBH

Obtenção dos dados de entrada P e PET : Ambas as variáveis são retiradas de dados estatísticos de estações meteorológicas, no entanto, seus valores foram arbitrados de maneira que o presente exemplo de aplicação do MBH apresente todas as particularidades de cálculo possíveis na realização desse método.

Tabela C.1 – Dados de P e PET do exemplo de aplicação do MBH, em mm H₂O

	Ano exemplo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P ¹	166	140	123	72	120	205	170	182	53	124	14	52
PET ¹	145	120	126	86	50	35	23	48	53	73	115	129

¹ em mm H₂O

Determinação das propriedades de umidade do solo de revestimento: fluxograma da Figura D.1, APÊNDICE D.

Tabela C.2 – Propriedades de umidade para o solo de revestimento do exemplo de aplicação do MBH, em mm H₂O, para $e = 0,6$ m

Propriedade (mm H ₂ O)	Solo argiloso
FC	225
WP	75
$W_a max = FC - WP$	150

Determinação do coeficiente C' : fluxograma da Figura D.2, APÊNDICE D. Para este exemplo foi considerado que o aterro possui uma inclinação próxima de 2%.

Tabela C.3 – Determinação do coeficiente C' do exemplo de aplicação do MBH, adimensional

	Ano exemplo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P ¹	166	140	123	72	120	205	170	182	53	124	14	52
PET ¹	145	120	126	86	50	35	23	48	60	73	115	129
Estação ²	Úmida	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida	Seca	Seca
C' ³	0,172	0,172	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,172	0,132	0,132

¹ em mm H₂O

² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca

³ calculado para inclinação inferior a 2%

Cálculo de R : Equação (2.19).

Tabela C.4 – Valores de escoamento superficial R do exemplo de aplicação do MBH, mm

		H ₂ O											
		Ano exemplo											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P^1		166	140	123	72	120	205	170	182	53	124	14	52
PET^1		145	120	126	86	50	35	23	48	60	73	115	129
Estação ²		Úmida	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida	Seca	Seca
C^3		0,172	0,172	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,172	0,132	0,132
R^1		29	24	16	9	21	35	29	31	7	21	2	7

¹ em mm H₂O
² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca
³ calculado para inclinação inferior a 2%

Cálculo de I : Equação (2.18).

Tabela C.5 – Valores de infiltração I do exemplo de aplicação do MBH, mm H₂O

		Ano exemplo											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P^1		166	140	123	72	120	205	170	182	53	124	14	52
PET^1		145	120	126	86	50	35	23	48	60	73	115	129
Estação ²		Úmida	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida	Seca	Seca
C^3		0,172	0,172	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,172	0,132	0,132
R^1		29	24	16	9	21	35	29	31	7	21	2	7
I^1		137	116	107	62	99	169	141	151	46	102	12	45

¹ em mm H₂O
² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca
³ calculado para inclinação inferior a 2%

Cálculo de WB : Equação (2.20).

Tabela C.6 – Valores do balanço de água no solo de cobertura WB do exemplo de aplicação do MBH, mm H₂O

		Ano exemplo											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P^1		166	140	123	72	120	205	170	182	53	124	14	52
PET^1		145	120	126	86	50	35	23	48	60	73	115	129
Estação ²		Úmida	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida	Seca	Seca
C^3		0,172	0,172	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,172	0,132	0,132
R^1		29	24	16	9	21	35	29	31	7	21	2	7
I^1		137	116	107	62	99	169	141	151	46	102	12	45
WB^1		-7	-5	-19	-24	49	134	118	103	-14	29	-103	-84

¹ em mm H₂O
² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca
³ calculado para inclinação inferior a 2%

Determinação da variação de W_s e valores de $PERC$: ambas as informações são obtidas através do fluxograma da Figura D.3, APÊNDICE D.

Tabela C.7 – Determinação da variação de W_s e $PERC$ do exemplo de aplicação do MBH, em mm H₂O

	Ano exemplo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P ¹	166	140	123	72	120	205	170	182	53	100	14	52
PET ¹	145	120	126	86	50	35	23	48	60	73	115	129
Estação ²	Úmida	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida	Seca	Seca
C' ³	0,172	0,172	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,172	0,132	0,132
R ¹	29	24	16	9	21	35	29	31	7	17	2	7
I ¹	137	116	107	62	99	169	141	151	46	83	12	45
WB ¹	-7	-5	-19	-24	49	134	118	103	-14	10	-103	-84
$\Sigma NEG(WB)$ ⁴	-7	-12	-31	-55	0	0	0	0	-14	-4	-107	-191
W_s início do mês ¹	150	143	138	122	103	150	150	150	150	136	146	72
W_s fim do mês ¹	143	138	122	103	150	150	150	150	136	146	72	41
$PERC$ ¹	0	0	0	0	2	134	118	103	0	0	0	0

¹ em mm H₂O

² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca

³ calculado para inclinação inferior a 2%

⁴ adimensional

Destaca-se que esta etapa do cálculo deve ser realizada como uma sequência temporal, conforme apresentado no fluxograma para o cálculo do MBH, Figura C.1.

Partindo do fluxograma proposto na Figura D.2, APÊNDICE D, para o primeiro mês do exemplo, janeiro, arbitrou-se que W_s seja igual a $W_a max$, 150 mm H₂O. O valor de WB calculado para janeiro é negativo, sendo assim, é necessário calcular $\Sigma NEG(WB)$ através da Equação (2.21). Com o valor de $\Sigma NEG(WB)$ obtém-se da tabela de retenção de umidade do solo argiloso, Tabela I.1 do ANEXO I, o valor de W_s ao fim do mês igual a 143 mm H₂O, indicando que houve consumo da umidade retida no solo e, portanto, o valor de $PERC$ é nulo.

Calculado o $PERC$ e a variação de W_s no primeiro mês no ano, é possível calcular para o mês seguinte, fevereiro. Onde o valor de WB também é negativo, seguindo o fluxograma para obtenção de W_s e $PERC$, $\Sigma NEG(WB)$ é igual a -12. Da Tabela I.1 do ANEXO I, tem-se que o valor de W_s ao fim do mês é 138 mm H₂O, indicando que ocorreu novo consumo da umidade armazenada no solo de cobertura e, conseqüentemente, a não ocorrência de percolação.

Para o mês de março o valor de WB também é negativo, assim sendo, calcula-se $\Sigma NEG(WB)$, que assume valor igual a -31. Da tabela de retenção de umidade, Tabela I.1 do ANEXO I, o valor de W_s ao fim do mês é 122 mm H₂O, não havendo percolação.

Em abril, novamente o valor de WB é negativo. O valor de $\Sigma NEG(WB)$ é -55, da Tabela I.1 do ANEXO I o valor de W_s ao fim do mês obtido é de 103 mm H_2O . Mais uma vez não há percolação.

Já para o mês de maio WB é positivo. Uma vez que W_s no início do mês não é igual a $W_a max$ e WB é maior que a diferença entre $W_a max$ e W_s no início do mês, no mês de maio há recarga do conteúdo de umidade com percolação. Sendo $PERC$ obtida pela Equação (2.24).

Para os três meses seguintes, junho, julho e agosto, o valor de WB é positivo e W_s no início do mês é igual $W_a max$, indicando a saturação do solo de cobertura. Portanto, houve percolação direta da fração da água que se infiltrou no solo de cobertura e não foi retirada pela evapotranspiração potencial.

Para setembro o valor de WB é negativo, assim sendo, deve-se calcular $\Sigma NEG(WB)$, que assume valor igual a -14, indicando consumo da umidade retida no solo de revestimento e ausência de percolação.

Em outubro WB é positivo e W_s no início do mês não é igual a $W_a max$. De acordo com o fluxograma para obtenção de W_s e $PERC$, é preciso verificar se WB é maior que a diferença entre $W_a max$ e W_s no início do mês, o que é falso. Portanto, em outubro há a recarga do conteúdo de umidade do solo de revestimento sem percolação.

Por fim, os meses de novembro e dezembro apresentam valores de WB negativos. Seguindo o fluxograma deve-se calcular $\Sigma NEG(WB)$ e W_s ao fim de cada mês com o auxílio da Tabela I.1 do ANEXO I. Para ambos os meses não há percolação.

- 1) Cálculo de $PERC_a$, Equação (2.25): $PERC_a$ igual a 357 mm H_2O .
- 2) Determinação de L_{est} : considerando a área do aterro igual a 80.000 m², obtém-se da Figura 2.8 o valor de L_{est} , aproximadamente 28,2 10⁶ Litros/ano.
- 3) Cálculo de $L_{est;h}$, Equação (2.26): $L_{est;h}$ obtido é cerca de 3.225 Litros/h.

APÊNDICE D – Fluxogramas auxiliares para o cálculo do MBH

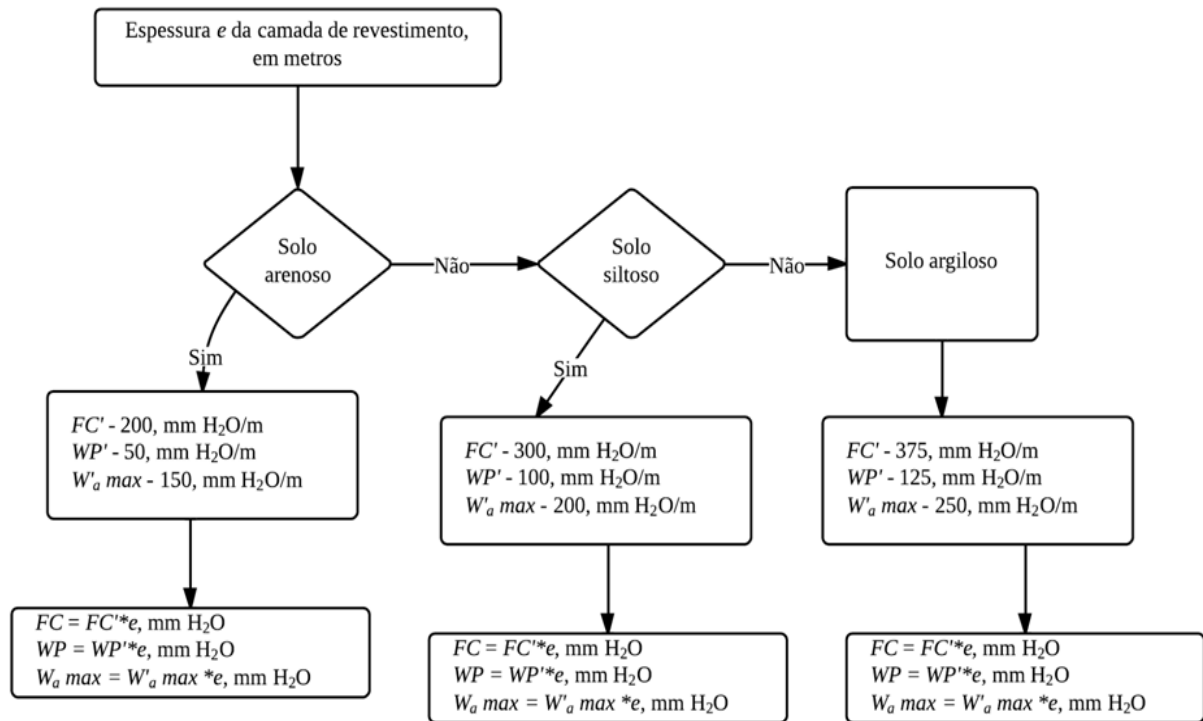


Figura D.1 – Fluxograma para obtenção das propriedades de umidade do solo de revestimento

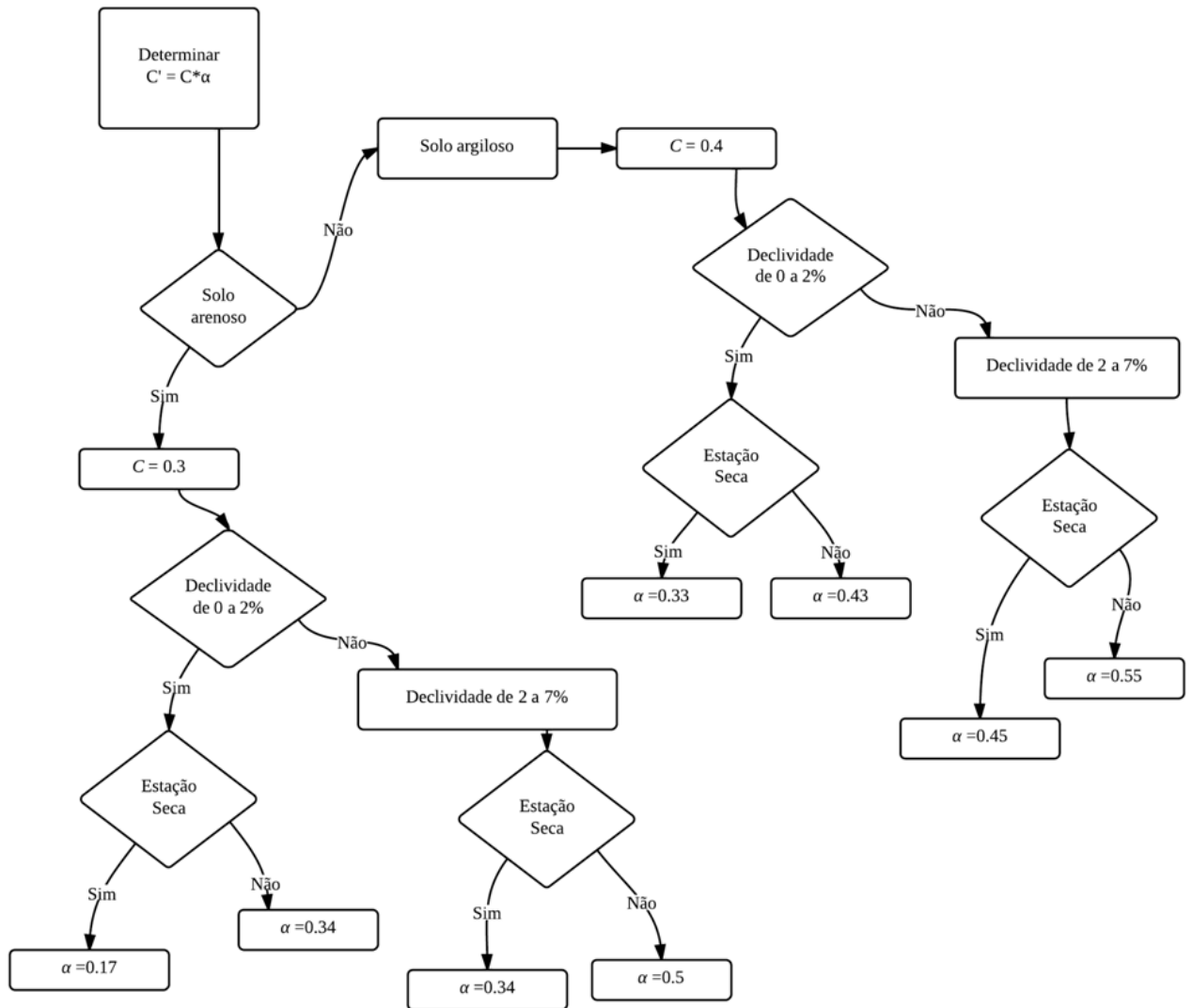


Figura D.2 – Fluxograma para obtenção do coeficiente empírico C'

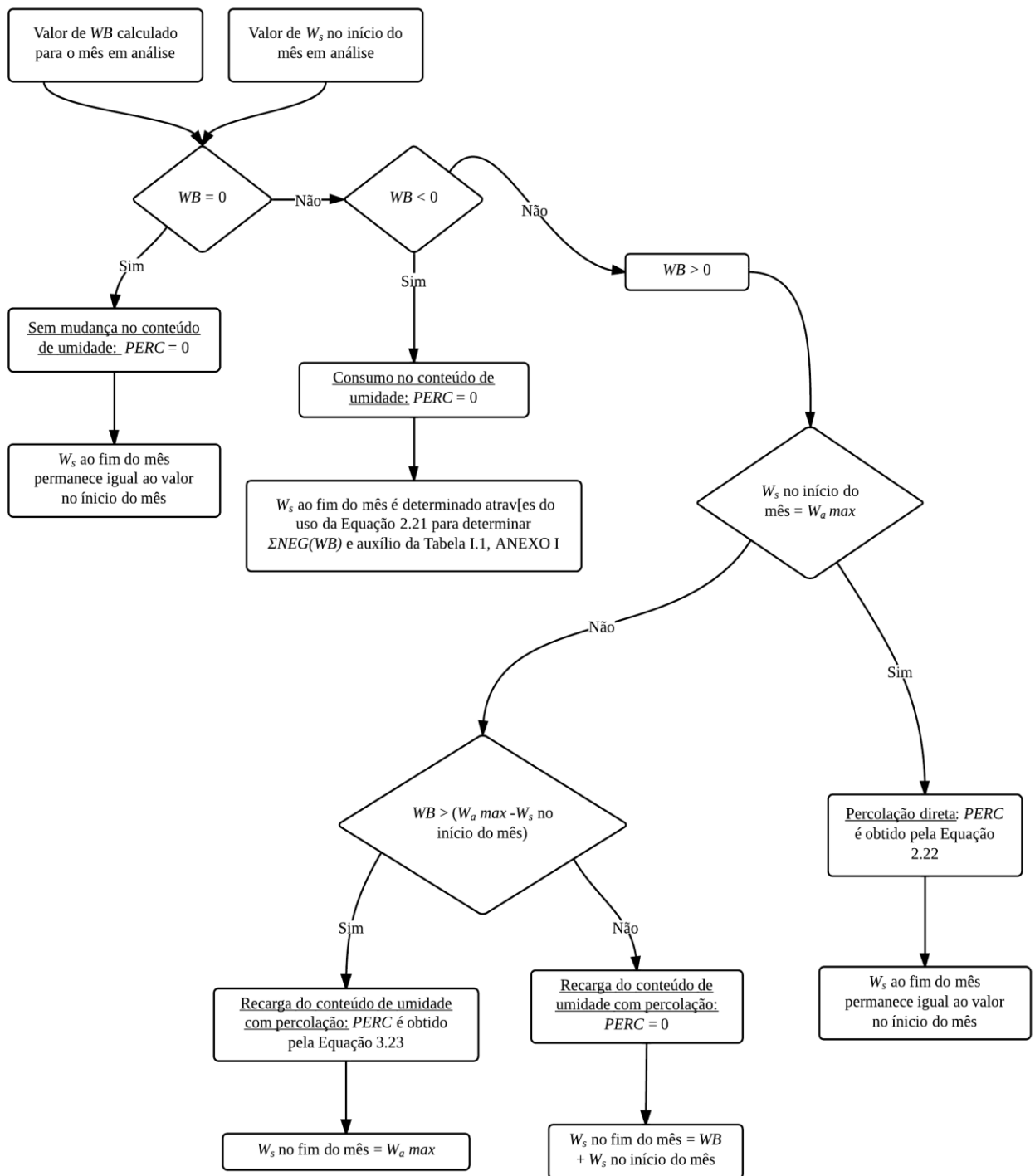


Figura D.3 – Fluxograma para obtenção da variação de W_s e $PERC$

APÊNDICE E – Cálculos do MBH

Tabela E.1 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2012

		Ano de 2012											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
FASE I	P^1	166	140	123	77	36	32	145	94	274	121	26	196
	PET^1	139	143	111	70	58	34	28	64	61	94	107	152
	Estação ²	Úmida	Seca	Úmida	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida
	C'^3	0,172	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132	0,132
	R^1	29	18	16	10	5	4	19	12	36	16	3	26
	I^1	137	121	107	67	31	28	126	81	238	105	23	170
	WB^1	-1	-22	-5	-3	-27	-6	97	17	177	11	-85	19
	$\Sigma NEG(WB)^4$	-1	-23	-28	-30	-57	-63	0	0	0	0	-85	56
	W_s início do mês ¹	150	149	128	124	122	102	97	150	150	150	150	84
	W_s fim do mês ¹	149	128	124	122	102	97	150	150	150	150	84	103
	$PERC^1$	0	0	0	0	0	0	44	17	177	11	0	0
FASE II	$PERC_a^1 = 249$ $L_{est}^5 = 19,9 \times 10^6 \text{ L/ano}$ $L_{est;h}^5 = 2.279 \text{ L/h}$												

¹ em mm H₂O

² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca

³ calculado para inclinação inferior a 2%

⁴ adimensional

⁵ obtido para uma área de 8,1 ha

Tabela E.2 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2011

		Ano de 2011												
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
FASE I	P^1	136	120	83	173	50	110	226	182	53	124	14	52	
	PET^1	156	122	107	74	46	29	28	37	51	81	102	119	
	Estação ²	Seca	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Seca
	C'^3	0,132	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,132	
	R^1	18	16	11	30	9	19	39	31	9	21	2	7	
	I^1	118	104	72	143	41	91	187	151	44	102	12	45	
	WB^1	-38	-19	-34	69	-5	62	159	114	-7	22	-90	-74	
	$\Sigma NEG(WB)^4$	-38	-56	-91	0	-5	0	0	0	-7	0	-90	-164	
	W_s início do mês ¹	150	115	103	81	150	145	150	150	150	143	150	82	
	W_s fim do mês ¹	115	103	81	150	145	150	150	150	143	150	82	50	
	$PERC^1$	0	0	0	0	0	57	159	114	0	15	0	0	
FASE II	$PERC_a^1 = 345$ $L_{est}^5 = 27,6 \times 10^6 \text{ L/ano}$ $L_{est;h}^5 = 3.151 \text{ L/h}$													

¹ em mm H₂O

² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca

³ calculado para inclinação inferior a 2%

⁴ adimensional

⁵ obtido para uma área de 8,1 ha

Tabela E.3 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2010

		Ano de 2010											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
FASE I	P^1	174	111	103	72	120	205	170	96	181	58	72	93
	PET^1	142	136	112	72	50	35	33	36	56	69	96	127
	Estação ²	Úmida	Seca	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Seca	Seca
	C'^3	0,172	0,132	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,132	0,132
	R^1	30	15	14	9	21	35	29	16	31	8	10	12
	I^1	144	96	89	62	99	169	141	79	150	50	63	81
	WB^1	1	-40	-23	-10	49	134	108	43	94	-19	-34	-46
	$\Sigma NEG(WB)^4$	0	-40	-63	-72	-9	0	0	0	0	-19	-53	-99
	W_s início do mês ¹	150	150	114	97	92	141	150	150	150	150	131	105
	W_s fim do mês ¹	150	114	97	92	141	150	150	150	150	131	105	76
	$PERC^1$	1	0	0	0	0	126	108	43	94	0	0	0
FASE II	$PERC_a^1 = 371$												
	$L_{est}^5 = 29,7 \times 10^6$ L/ano												
	$L_{est,h}^5 = 3.393$ L/h												

¹ em mm H₂O² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca³ calculado para inclinação inferior a 2%⁴ adimensional⁵ obtido para uma área de 8,1 ha

Tabela E.4 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2009

		Ano de 2009											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
FASE I	P^1	170	111	73	31	106	57	57	265	294	125	288	144
	PET^1	124	118	111	77	53	27	23	48	53	73	115	129
	Estação ²	Úmida	Seca	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida
	C'^3	0,172	0,132	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172
	R^1	29	15	10	4	18	10	10	45	51	22	49	25
	I^1	140	97	63	27	88	47	47	219	243	104	238	119
	WB^1	16	-22	-48	-50	35	20	25	171	190	31	123	-10
	$\Sigma NEG(WB)^4$	0	-22	-70	-120	-76	-32	-4	0	0	0	0	-10
	W_s início do mês ¹	150	150	129	93	66	101	121	146	150	150	150	150
	W_s fim do mês ¹	150	129	93	66	101	121	146	150	150	150	150	140
	$PERC^1$	16	0	0	0	0	0	0	167	190	31	123	0
FASE II	$PERC_a^1 = 527$												
	$L_{est}^5 = 42,1 \times 10^6$ L/ano												
	$L_{est,h}^5 = 4.811$ L/h												

¹ em mm H₂O² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca³ calculado para inclinação inferior a 2%⁴ adimensional⁵ obtido para uma área de 8,1 ha

Tabela E.5 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2008

		Ano de 2008												
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
FASE I	P^1	105	72	75	125	221	125	138	122	157	220	22	121	
	PET^1	135	115	113	67	46	26	43	41	46	76	102	121	
	Estação ²	Seca	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Seca
	C'^3	0,132	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,132	
	R^1	14	10	10	22	38	21	24	21	27	38	3	16	
	I^1	91	63	65	104	183	103	115	101	130	182	19	105	
	WB^1	-44	-53	-48	36	137	78	72	60	83	105	-83	-17	
	$\Sigma NEG(WB)^4$	-44	-97	-145	-72	0	0	0	0	0	0	-83	-100	
	W_s início do mês ¹	150	111	77	56	92	150	150	150	150	150	150	85	
	W_s fim do mês ¹	111	77	56	92	150	150	150	150	150	150	85	76	
	$PERC^1$	0	0	0	0	79	78	72	60	83	105	0	0	
FASE II	$PERC_a^1 = 477$													
	$L_{est}^5 = 38,2 \times 10^6 \text{ L/ano}$													
	$L_{est,h}^5 = 4.360 \text{ L/h}$													

¹ em mm H₂O² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca³ calculado para inclinação inferior a 2%⁴ adimensional⁵ obtido para uma área de 8,1 ha

Tabela E.6 – Valores utilizados e resultados do cálculo do MBH para o ano de 2007

		Ano de 2007											
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
FASE I	P^1	89	168	109	39	135	236	179	149	175	70	132	89
	PET^1	145	120	126	86	38	32	24	35	67	90	87	133
	Estação ²	Seca	Úmida	Seca	Seca	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Úmida	Seca	Úmida	Seca
	C'^3	0,132	0,172	0,132	0,132	0,172	0,172	0,172	0,172	0,172	0,132	0,172	0,132
	R^1	12	29	14	5	23	41	31	26	30	9	23	12
	I^1	77	139	95	34	112	195	148	123	145	61	110	77
	WB^1	-68	18	-31	-52	74	163	124	89	78	-29	22	-55
	$\Sigma NEG(WB)^4$	-68	-43	-74	-126	-12	0	0	0	0	-29	-5	-60
	W_s início do mês ¹	150	94	112	90	64	138	150	150	150	150	123	145
	W_s fim do mês ¹	94	112	90	64	138	150	150	150	150	123	145	100
	$PERC^1$	0	0	0	0	0	152	124	89	78	0	0	0
FASE II	$PERC_a^1 = 442$												
	$L_{est}^5 = 35,4 \times 10^6 \text{ L/ano}$												
	$L_{est,h}^5 = 4.041 \text{ L/h}$												

¹ em mm H₂O² obtido da análise de P e PET : se $P > PET$ estação é úmida; se $P < PET$ estação é seca³ calculado para inclinação inferior a 2%⁴ adimensional⁵ obtido para uma área de 8,1 ha

APÊNDICE F – Tabelas de cálculo dos trocadores de calor

Tabela F.1 – Variáveis do cálculo do trocador de calor para \dot{m}_{GEx} igual a $4,4086 \times 10^2$ kg/s

Região de troca de calor sensível						
Variável de entrada	Valor	Unidade	Modo de obtenção	Variável de saída	Valor	Unidade
Composição volumétrica	Ver Tabela 4.11	%	Tabela 4.11	\dot{q}	2,114	kW
$T_{c,i}$	25	°C	Temperatura de entrada do lixiviado	$T_{h,o}$	134,3	°C
c_{pc}	4,186	kJ/(kg °C)	Tabela termodinâmica	A	1,83	m ²
c_{ph}	1,1	kJ/(kg °C)	Tabela termodinâmica	ε	0,5526	%
\dot{m}_h	0,04086	kg/s	Tabela 4.12	$T_{h,i}$	181,3	°C
U	0,0131	kW/(m ² °C)	Tabela III.1	NUT	0,9799	adm
$P_{c,i}$	1,5	bar	Pressão de entrada	-	-	-
$T_{h,i}$	181,3	°C	Variável calculada na região latente	-	-	-
$T_{c,o}$	111,4	°C	Temperatura crítica para $P_{c,i}$	-	-	-
\dot{m}_c	0,1766	kg/s	Variável calculada na região latente	-	-	-
Região de troca de calor latente						
Variável de entrada	Valor	Unidade	Modo de obtenção	Variável de saída	Valor	Unidade
Composição volumétrica	Ver Tabela 4.11	%	Tabela 4.11	\dot{q}	13,01	kW
T_{cr}	111,4-	°C	Tabela termodinâmica	\dot{m}_c	0,0058 46	kg/s
c_{ph}	1,138	kJ/(kg °C)	Tabela termodinâmica	$T_{h,o}$	181,3	°C
\dot{m}_h	0,04086	kg/s	Tabela 4.12	A	4,404	m ²
U	0,013	kW/(m ² °C)	Tabela III.1	NUT	1,609	adm
$T_{h,i}$	461,05	°C	Tabela 4.11	-	-	-
ε	0,8	%	Eficiência na determinada para a região de troca de calor latente	-	-	-
$P_{h,i}$	1,01325	bar	Pressão de entrada do gás de exaustão Tabela 4.11	-	-	-

Tabela F.2 – Variáveis do cálculo do trocador de calor para \dot{m}_{GEX} igual a 1,234 kg/s

Região de troca de calor sensível						
Variável de entrada	Valor	Unidade	Modo de obtenção	Variável de saída	Valor	Unidade
Composição volumétrica	Ver Tabela 4.11	%	Tabela 4.11	\dot{q}	63,84	kW
$T_{c,i}$	25	°C	Temperatura de entrada do lixiviado	$T_{h,o}$	134,3	°C
c_{pc}	4,186	kJ/(kg °C)	Tabela termodinâmica	A	55,28	m ²
c_{ph}	1,1	kJ/(kg °C)	Tabela termodinâmica	ε	0,5526	%
\dot{m}_h	1,234	kg/s	Tabela 4.12	$T_{h,i}$	181,3	°C
U	0,0131	kW/(m ² °C)	Tabela III.1	NUT	0,9799	adm
$P_{c,i}$	1,5	bar	Pressão de entrada	-	-	-
$T_{h,i}$	181,3	°C	Variável calculada na região latente	-	-	-
$T_{c,o}$	111,4	°C	Temperatura crítica para $P_{c,i}$	-	-	-
\dot{m}_c	0,1766	kg/s	Variável calculada na região latente	-	-	-
Região de troca de calor latente						
Variável de entrada	Valor	Unidade	Modo de obtenção	Variável de saída	Valor	Unidade
Composição volumétrica	Ver	%	Tabela 4.11	\dot{q}	393,1	kW
T_{cr}	111,4-	°C	Tabela termodinâmica	\dot{m}_c	0,1766	kg/s
c_{ph}	1,138	kJ/(kg °C)	Tabela termodinâmica	$T_{h,o}$	181,3	°C
\dot{m}_h	1,234	kg/s	Tabela 4.12	A	133	m ²
U	0,013	kW/(m ² °C)	Tabela III.1	NUT	1,609	adm
$T_{h,i}$	461,05	°C	Tabela 4.11	-	-	-
ε	0,8	%	Eficiência na região de troca de calor latente	-	-	-
$P_{h,i}$	1,0135	bar	Pressão de entrada do gás de exaustão Tabela 4.11	-	-	-