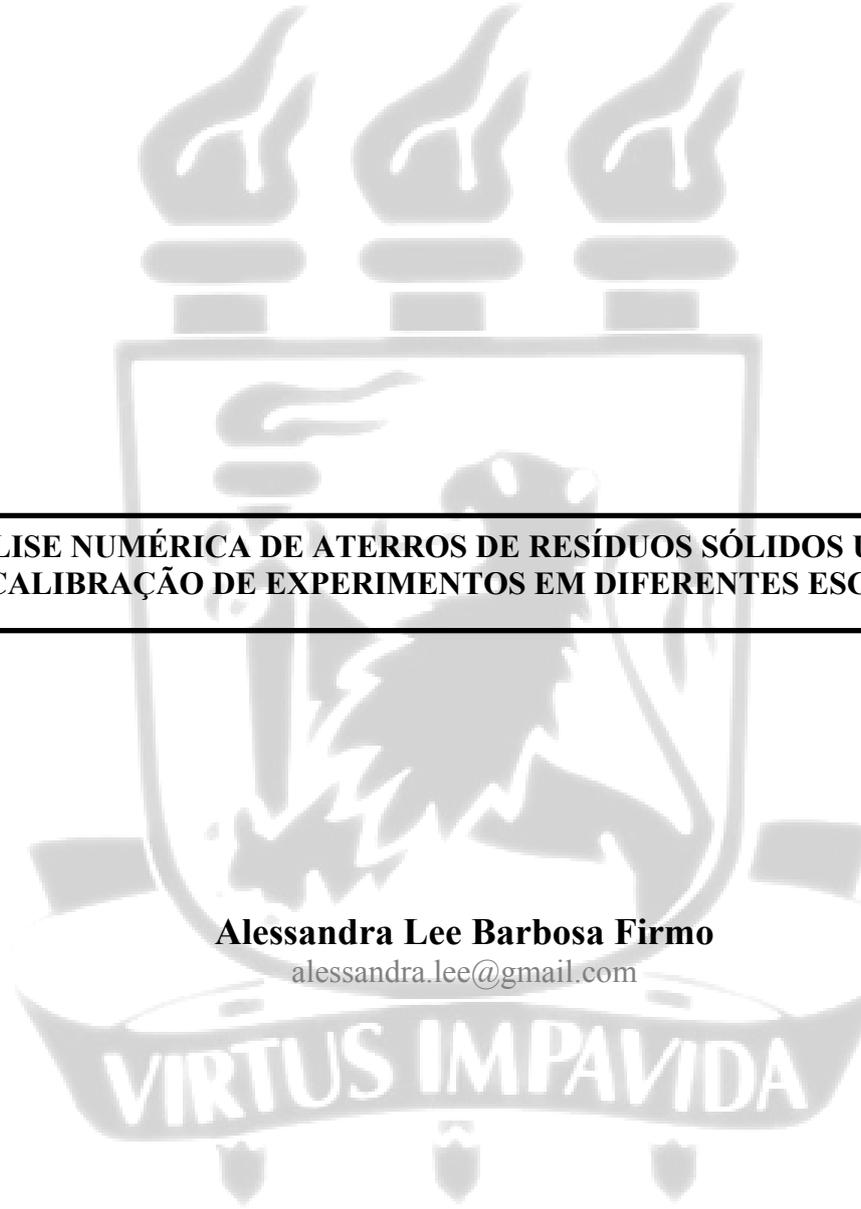


**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**



**ANÁLISE NUMÉRICA DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS:
CALIBRAÇÃO DE EXPERIMENTOS EM DIFERENTES ESCALAS**

Alessandra Lee Barbosa Firmo
alessandra.lee@gmail.com

RECIFE, OUTUBRO DE 2008

Alessandra Lee Barbosa Firmo

**ANÁLISE NUMÉRICA DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS:
CALIBRAÇÃO DE EXPERIMENTOS EM DIFERENTES ESCALAS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil, Área de Concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães

Co-Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

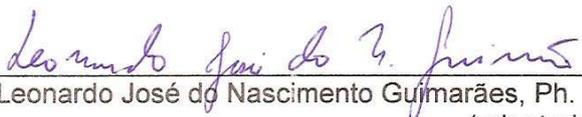
RECIFE, OUTUBRO DE 2008

**ANÁLISE NUMÉRICA DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS:
CALIBRAÇÃO DE EXPERIMENTOS EM DIFERENTES ESCALAS**

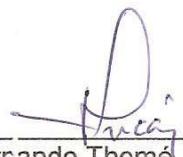
Alessandra Lee Barbosa Firmo

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL

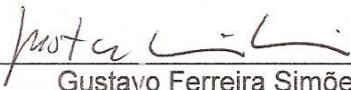
Aprovada por:



Leonardo José do Nascimento Guimarães, Ph. D.
(orientador)



José Ferrando Thomé Jucá, D. Sc.
(co-orientador)



Gustavo Ferreira Simões, D. Sc.
(Examinador Externo)



Lícia Mouta da Costa, D. Sc.
(Examinador Interno)

Recife, PE – Brasil
Outubro de 2008

F525a

Firmo, Alessandra Lee Barbosa

Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas / Alessandra Lee Barbosa Firmo. - Recife: O Autor, 2008. xxi, 132 f.; il., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2008.

Inclui referências bibliográficas.

1. Engenharia Civil. 2. Resíduos Sólidos Urbanos. 3. Modelagem Matemática. 4. Estimativa da Geração de Lixiviado. 5. Estimativa da Geração de Biogás. 6. Modulo. I. Título.

624 CDD (22.ed.)

UFPE/BCTG/2009-013

Dedicatória

Dedico este trabalho a meus pais – Severino Firmo e Cátia Barbosa - que muito me ajudaram na realização deste, não medindo esforços para colaborar com o meu desenvolvimento educativo e moral.

AGRADECIMENTOS

Ao meu grande Deus por ter me abençoado nesta jornada de minha vida, sempre me dando força e motivação.

Aos meus pais, Severino Firmo e Cátia Verônica, e meus irmãos, Adriana, Alan e Anderson que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos de minha vida, nunca deixando faltar integridade e amor.

A Bruno Aquino pelo carinho, compreensão, colaboração e momentos de descontração que me deram motivação e equilíbrio no desenvolvimento dessa pesquisa.

Ao meu orientador, Leonardo José do Nascimento Guimarães, pela confiança depositada, paciência, apoio e contribuições durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu co-orientador José Fernando Tomé Jucá, por todo o apoio, confiança e incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho, além de todo o conhecimento adquirido com o Grupo de Resíduos Sólidos- GRS.

À Professora Amaya Lobo e as amigas Noelia e Ana, pela colaboração e amizade e pela ajuda do Ministério da Educação da Espanha que financiou uma estadia durante 15 dias na Universidade de Cantabria para aprimorar os conhecimentos utilizando o Moduelo.

A Felipe Maciel e Gustavo Nogueira pelo grande auxílio em diversos tipos de informações experimentais de suma importância para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os amigos e colegas integrantes do GRS pela contribuição individual que todos me deram, em especial a Ingrid, Cecília, Fabrícia, Rodrigo, Brito, Eduardo, Leonardo Calumby, Ericka, Natalia, Eduarda, Taty, Régia, Odete, Rafael.

Ao CNPq, PRONEX , CHESF e CNPq pelo apoio financeiro no desenvolver desta pesquisa.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a elaboração deste trabalho.

RESUMO

O avanço no entendimento dos processos de biodegradação em resíduos sólidos, impulsionado pelo desenvolvimento de técnicas experimentais de laboratório e campo específicas, tem permitido o desenvolvimento de ferramentas numéricas refinadas que vem sendo cada vez mais difundidas no meio técnico e descrevem de forma mais detalhada o processo de geração de biogás (considerando a heterogeneidade do material e o processo de degradação microbiológico). Para a solução de um modelo matemático desta natureza, são utilizados programas computacionais baseados em técnicas numéricas como o método das diferenças finitas e o método dos elementos finitos. No presente estudo, adotou-se o Modulo 3, que foi desenvolvido pela Universidad de Cantabria/ España. Trata-se de um programa de diferenças finitas que resolve simultaneamente os problemas de geração de gás, lixiviado e a estimativa do recalque, podendo ser aplicado em casos teóricos, experimentos de laboratório, aterros experimentais e reais. O foco deste estudo consiste na calibração e aplicação do Modulo 3 em dois lisímetros e um aterro experimental existentes no Aterro da Muribeca/PE. Para os casos estudados, a calibração do módulo hidrológico e de biodegradação foi realizada ajustando os dados simulados aos experimentais de vazão e composição de lixiviado e biogás. A calibração do modelo nos lisímetros foi realizada de forma satisfatória, avaliando-se o comportamento e valores de vazão de lixiviado em função dos principais parâmetros do modelo, tais como a capacidade de campo e permeabilidade dos resíduos. O módulo de biodegradação foi calibrado em função das constantes cinéticas de hidrólise e metanogênese, comparando-se os resultados simulados de DBO e DQO do lixiviado com os valores experimentais. No aterro experimental, foram realizados procedimentos semelhantes aos lisímetros para o ajuste do módulo hidrológico, considerando também outras variáveis como o volume de caminhos preferenciais. Neste experimento, conseguiu-se um bom ajuste da composição do lixiviado (em termos de DBO e DQO) e da geração de biogás coletado pelo sistema de drenagem.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos, Modelagem Matemática, Geração de Lixiviado, Geração de Biogás, MODUELO.

ABSTRACT

The advance on the understanding of the biodegradation processes of solid waste associated to the development of experimental techniques in laboratory and field have been allowed the development of refined numeric tools which are becoming more diffused in the technical field and describe in a more detailed way the process of biogas generation – considering the heterogeneity of the material and the microbiology biodegradation process. The solution of a mathematical model of this nature is the application of softwares based on numeric techniques, such as the finite difference method and the finite elements method. In this study it was applied Moduelo 3, a software developed by the Universidad de Cantabria/España. This software applies finite difference method and solves simultaneously problems such as gas generation, leachate production and settlement estimative. Those results can be applied to theoretical cases, laboratory experiments, experimental landfills and actual landfills. The aim of this study consists in the calibration and application of Moduelo 3 in two lysimeters and an experimental landfill at Muribeca landfill/PE. In both cases the calibration of the hydrologic and biodegradation module was performed fitting the data simulated to experiential data of flow and composition of leachate and biogas. The calibration of the model in lysimeters was performed satisfactorily, analyzing the behavior and values of leachate flow by changing the main parameters of the model such as waste field capacity and permeability. The biodegradation module was calibrated by changing kinetics constants of hydrolysis and methanogeneses comparing the simulated results of BOD (biochemical oxygen demand) and COD (chemical oxygen demand) of leachate with the experiential. In the experiential landfill, procedures were performed similar to lysimeters for the adjustment of the hydrologic module changing also the volume of preferential paths. This experiment obtained a good adjustment of the landfill composition (in BOD and COD) and the generation of biogas collected by the draining.

Key-words: Urban Solid Waste, Mathematical Modeling, Leachate Generation, Biogas Generation, MODUELO.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS.....	XIII
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	XV
CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO.....	1
1.1. JUSTIFICATIVA E OBJETIVOS	1
1.1.1. Objetivos Específicos	1
1.2. ASPECTOS RELEVANTES NA MODELAGEM DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	2
1.2.1. Geração de Biogás.....	3
1.2.2. Geração de Lixiviados.....	6
1.3. ESTRUTURA DA TESE	8
CAPÍTULO II – REVISÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS DE GERAÇÃO DE GÁS E LIXIVIADO	9
2.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	9
2.2. PRINCÍPIOS DA MODELAGEM MATEMÁTICA APLICADA A ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	9
2.3. ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO	11
2.3.1. Método Suíço.....	12
2.3.2. Balanço Hídrico.....	12
2.3.3. Modelo HELP.....	16
2.4. ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS	17
2.4.1. Modelos Globais.....	20
2.4.1.1. Método de Decaimento de Primeira Ordem.....	20
2.4.2. Modelos Biocinéticos	24
2.4.2.1. Modelo de TCHOBANOGLIOUS	24
2.4.2.2. Modelo de EL-FADEL.....	26
2.4.2.3. Modelo de YOUNG	29
2.5. MODUELO	32
2.5.1. Algoritmo Geral.....	33
2.5.2. Modelo Hidrológico	36

2.5.2.1.	Sub-modelo de Precipitação.....	37
2.5.2.2.	Sub-modelo de Infiltração.....	38
2.5.2.3.	Sub-modelo de Evaporação.....	39
2.5.2.4.	Sub-modelo de armazenamento e escoamento superficial.....	40
2.5.2.5.	Sub-modelo de Fluxo Vertical.....	40
2.5.2.6.	Submodelo de fluxo preferencial.....	45
2.5.2.7.	Submodelo de drenagem.....	46
2.5.2.8.	Sub-modelo de fluxo horizontal.....	49
2.5.3	Módulo de Biodegradação.....	50
2.5.3.1	Fases da degradação.....	53
2.5.3.2	Transporte de Contaminantes.....	56
CAPÍTULO III- DESCRIÇÃO E MODELAGEM COM MODUELO DOS LISÍMETROS..		58
3.1.	CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	58
3.2.	DESCRIÇÃO.....	58
3.2.1.	Monitoramento.....	60
3.2.2.	Características iniciais dos resíduos.....	60
3.2.3.	Camada de cobertura.....	61
3.2.4.	Monitoramento.....	62
3.3.	PRÉ-PROCESSAMENTO.....	63
3.3.1.	Módulo de Produção de Resíduos.....	63
3.3.2.	Módulo climatológico.....	65
3.3.3.	Módulo Morfológico.....	67
3.3.4.	Módulo Geral.....	71
3.4.	PROCESSO E PÓS-PROCESSO.....	74
3.4.1.	Simulação Hidrológica.....	74
3.4.1.1.	Lisímetro 1.....	75
3.4.1.2.	Lisímetro 2.....	78
3.4.2.	Simulação da Degradação.....	83
3.4.2.1.	Lisímetro 1.....	84
3.4.2.2.	Lisímetro 2.....	87

CAPÍTULO IV- DESCRIÇÃO E MODELAGEM COM MODELO 3 NA CÉLULA EXPERIMENTAL	90
4.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	90
4.2. DESCRIÇÃO.....	90
4.2.1. Camada de base.....	91
4.2.2. Processo de enchimento	92
4.2.3. Características iniciais dos resíduos.....	93
4.2.4. Sistema de Drenagem Interna	93
4.2.5. Sistema de Drenagem Superficial.....	96
4.2.6. Camada de Cobertura.....	96
4.2.7. Monitoramento.....	96
4.3. PRÉ-PROCESSAMENTO	97
4.3.1. Módulo Morfológico.....	97
4.3.2. Módulo de Produção de Resíduos.....	101
4.3.3. Módulo Climatológico	103
4.3.4. Módulo Geral	104
4.4. PROCESSO E PÓS-PROCESSO.....	104
4.4.1. Simulação Hidrológica.....	104
4.4.2. Simulação da Degradação.....	109
4.4.2.1. CASO 1: Calibração baseada na composição do lixiviado.....	110
4.4.2.2. CASO 2: Calibração baseada na geração do biogás	112
CAPÍTULO V- CONSIDERAÇÕES SOBRE A SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DO MODELO	116
5.1. Velocidade de hidrólise dos resíduos rapidamente degradáveis (K_{hr}).....	116
5.2. Velocidade de hidrólise dos resíduos lentamente degradáveis (K_{hl})	118
5.3. Constante de metanogênese acetofílica (K_{AC})	119
5.4. Constante de metanogênese hidrogenofílica (K_{H2}).....	120
5.5. Fator de arraste (f_{ar})	120
5.6. Fator de acessibilidade (f_{ac})	120
CAPÍTULO VI –CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	122
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Interações físicas, químicas e biológicas num aterro de RSU (FIRMO, 2006).....	3
Figura 1.2. Esquema das reações na digestão anaeróbia de materiais poliméricos formados por cadeias de carbono (adaptado de LOBO <i>et al</i> , 2003b).....	5
Figura 1.3. Fases de degradação anaeróbia e comportamento da concentração volumétrica dos gases em função do tempo de disposição dos resíduos (adaptado de ALCÂNTARA, 2007).....	6
Figura 1.4. Evolução no tempo da composição de lixiviado em aterros de RSU (adaptado de TCHOBANOGLOUS <i>et al</i> , 1994).....	7
Figura 2.1. Seqüência para a modelagem matemática.....	10
Figura 2.2. Esquema da definição de um balanço de águas utilizado para estimar a formação de lixiviado em um aterro de RSU (adaptado de TCHOBANOGLOUS <i>et al</i> , 1994).	13
Figura 2.3. Esquema típico adotado pelo Modelo HELP (Fonte: SCHROEDER <i>et al</i> ,1994)	17
Figura 2.4. Balanço de gás em aterros (ALCÂNTARA, 2007).....	18
Figura 2.5. Representação gráfica da produção de gás durante um período de cinco anos a partir de materiais orgânicos rapidamente e lentamente degradáveis depositados em um aterro (TCHOBANOGLOUS <i>et al</i> , 1994).....	26
Figura 2.6. Simplificação dos estágios seqüenciais na decomposição anaeróbia segundo o modelo de EL-FADEL <i>et al</i> (1996a).	27
Figura 2.7. Modelo do processo bioquímico conforme modelo de YOUNG (1995).	29
Figura 2.8. Algoritmo geral do programa (adaptado de LOBO <i>et al</i> , 2006b)	34
Figura 2.9. Seqüência do balanço hidrológico superficial e interior para as células (PADILLA, 2007)	37
Figura 2.10. Esquema de fluxo vertical para células com cobertura (LOBO <i>et al</i> , 2003b)	42
Figura 2.11. Divisão de uma célula para estudo do fluxo preferencial (LOBO <i>et al</i> , 2003b).	45
Figura 2.12. Esquema adotado para a modelagem numérica do fluxo horizontal (LOBO <i>et al</i> , 2003b).	49
Figura 2.13. Diagrama de Fluxos das distintas substâncias em seu processo de degradação segundo MODUELO 1.0 (LOBO <i>et al</i> , 2003b).....	53
Figura 2.14. Fluxo de substrato em ecossistemas anaeróbios (adaptado de LOBO <i>et al</i> , 2003b)	54

Figura 3.2. Desenho esquemático da instrumentação dos lisímetros (ALCANTARA <i>et al</i> , 2005).	59
Figura 3.3. Desenho esquemático do Lisímetro 1(a) e 2 (b) (ALCANTARA <i>et al</i> , 2005).	60
Figura 3.4. Células definidas para os lisímetros.	68
Figura 3.7. Relação entre o teor de umidade das células resíduos e a taxa de hidrólise.	73
Figura 3.8. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no lisímetro 1 em função do tempo, obtida pela calibração do módulo hidrológico.	76
Figura 3.9. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no lisímetro 1, obtida pela calibração do módulo hidrológico.....	76
Figura 3.10. Comparação entre o teor de umidade medido e simulado dos resíduos no interior do lisímetro 1, obtidos pela calibração do módulo hidrológico.....	77
Figura 3.11. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no L2 utilizando os parâmetros de calibração do L1.	78
Figura 3.12. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no L2 utilizando os parâmetros de calibração do L1.	79
Figura 3.13. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no lisímetro 2 em função do tempo, obtida pela calibração do módulo hidrológico.	80
Figura 3.14. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no lisímetro 2, obtida pela calibração do módulo hidrológico.	81
Figura 3.15. Comparação entre o teor de umidade dos resíduos medido e simulado no interior do lisímetro 2, obtidos pela calibração do módulo hidrológico.	82
Figura 3.16. Comparação entre séries de concentração de DBO e DQO simuladas e os valores obtidos experimentalmente no lisímetro 1.	85
Figura 3.17. Estimativa da geração de biogás sem calibração para o lisímetro 1 segundo Modulo 3.	87
Figura 3.18. Comparação entre séries de concentração de DBO e DQO simuladas e os valores obtidos experimentalmente no lisímetro 2.	88
Figura 3.19. Estimativa da geração de biogás sem calibração para o lisímetro 2 segundo Modulo 3.	89
Figura 4.2. Cotas da camada de base do aterro experimental (adaptado de MACIEL, 2008)	91
Figura 4.3. Geometria da etapa 1 (a) e situação final da etapa 2 e do aterro experimental (FONTE: MACIEL, 2008)	92
Figura 4.4. Quantidade de resíduos depositada entre os meses de abril de 2007 a janeiro de 2008 (adaptado de MACIEL, 2008).	93

Figura 4.5. Sistema de drenagem principal e secundário na base do aterro experimental (adaptado de MACIEL, 2008)	94
Figura 4.6. Ilustração do corte típico do dreno principal da Célula Experimental (JUCÁ <i>et al</i> , 2006).	95
Figura 4.7. Sistema de drenagem e na cota 43 do aterro experimental (adaptado de MACIEL, 2008)	95
Figura 4.8. (a) Digitalização do aterro conforme Modulo 3; (b) Definição do limite do aterro experimental; (c) Estabelecimento das cotas e discretização do terreno original antes do nivelamento e aplicação da camada de base; (d) Estabelecimento das cotas e discretização da camada de base do aterro experimental onde será preenchido por resíduos.	98
Figura 4.9. Planta (a) e perfil (b) da configuração do aterro experimental no Modulo 3.	99
Figura 4.10. Definição do sistema de drenagem interna do aterro experimental na base (a) e na cota 43 (b).	100
Figura 4.11. Definição do sistema de drenagem superficial do aterro experimental	101
Figura 4.12. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no aterro experimental em função do tempo, obtida pela calibração do módulo hidrológico.	105
Figura 4.13. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no aterro experimental, obtida pela calibração do módulo hidrológico.	106
Figura 4.14. Volume acumulado de líquido (m ³) sob a forma de umidade nos resíduos do aterro experimental com o tempo simulado.....	106
Figura 4.15. Comparação entre as séries de concentração de DBO e DQO simuladas e valores experimentais no caso 1 do aterro experimental.	111
Figura 4.16. Comparação entre os dados experimentais e simulados pelo Modulo 3 de metano e dióxido de carbono no caso 1 do aterro experimental.....	111
Figura 4.17. Comparação entre os dados experimentais e simulados pelo Modulo 3 de metano e dióxido de carbono no caso 2 do aterro experimental	113
Figura 4.18. Comparação entre o volume acumulado de metano e dióxido de carbono entre os dias 276 a 427 no caso 2 do aterro experimental.....	113
Figura 4.19. Comparação entre as series de concentração de DBO e DQO simuladas e valores experimentais no caso 2 do aterro experimental.....	114

Figura 5.1. Resultados da simulação alterando K_{hr} em cinco intervalos (0,02 - 0,035 - 0,05 - 0,065 - 0,08) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).	117
Figura 5.2. Resultados da simulação alterando K_{hl} em cinco intervalos (0,0008 - 0,0014 - 0,002 - 0,0026 - 0,0032) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).	118
Figura 5.3. Resultados da simulação alterando K_{AC} em cinco intervalos (0,0008 - 0,0014 - 0,002 - 0,0026 - 0,0032) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).....	119
Figura 5.4. Resultados da simulação alterando f_{ac} em cinco intervalos (0,0008 - 0,0014 - 0,002 - 0,0026 - 0,0032) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).....	121

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Valores de K para utilização do Método Suíço.	12
Tabela 2.2. Água disponível no solo (mmH ₂ O/m de solo).....	14
Tabela 2.3. Capacidade de Campo típica de aterros de resíduos sólidos.	14
Tabela 2.4. Parâmetros utilizados no método do Balanço Hídrico.	15
Tabela 2.5. Valores do coeficiente de Escoamento Superficial (C).	15
Tabela 2.6. Componentes dos resíduos orgânicos e seus elementos químicos em peso seco.	25
Tabela 2.7. Sistema de equações dinâmicas que representam uma simplificação dos estágios de decomposição anaeróbia do modelo EL-FADEL.	27
Tabela 2.8. Valores de f_c	38
Tabela 2.9. Valores aproximados de f_o	38
Tabela 2.10. Parâmetros de referência do modelo de Van Genuchten.	41
Tabela 2.11. Classificação segundo a sua biodegradabilidade.	51
Tabela 2.12. Biodegradabilidade dos principais componentes do resíduo	51
Tabela 2.13. Reações de degradação do resíduo na fase de hidrólise	55
Tabela 2.14. Valores do fator de influência da umidade sobre a hidrólise.....	56
Tabela 3.1. Composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento do lisímetro 1 e 2 em peso úmido.	61
Tabela 3.2. Características do solo que compõe a camada de cobertura dos lisímetros.....	62
Tabela 3.3. Classificação dos componentes e composição gravimétrica	64
Tabela 3.4. Dados de entrada do módulo de produção dos resíduos.....	65
Tabela 3.5. Número máximo de horas de sol real para a latitude de 8°.....	66
Tabela 3.6. Radiação solar extraterrestre para a latitude de 8°.....	67
Tabela 3.7. Características das células utilizadas no Modulo 3 para o L1 e L2.	69
Tabela 3.8. Valores iniciais das constantes inseridas no módulo de biodegradação do Modulo 3.....	73
Tabela 3.9. Parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do módulo hidrológico do L1.....	75
Tabela 3.10. Volumes globais do balanço hídrico durante o período simulado do L1.	78
Tabela 3.11. Parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do módulo hidrológico do L2.....	80
Tabela 3.12. Volumes globais do balanço hídrico calibrado durante o período simulado do L1 e L2.....	82

Tabela 3.13. Valores os parâmetros utilizados na calibração do módulo de biodegradação do Modulo 3 para o L1.	86
Tabela 3.14. Valores das constantes aplicadas no módulo de biodegradação do Modulo 3.1 para o L2.....	88
Tabela 4.1. Valores médios da composição gravimétrica dos resíduos e a umidade de cada componente.....	94
Tabela 4.2. Parâmetros adotados para cada tipo de célula simulada.....	100
Tabela 4.3. Característica da drenagem implantada.....	101
Tabela 4.4. Classificação dos componentes e composição gravimétrica.....	102
Tabela 4.5. Dados para o módulo de produção dos resíduos.....	103
Tabela 4.6. Parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do módulo hidrológico ao aterro experimental.	107
Tabela 4.7. Volumes globais do balanço hídrico durante o período simulado.....	108
Tabela 4.8. Valores dos parâmetros utilizados na calibração do módulo de biodegradação do Modulo 3 aplicado ao aterro experimental para o caso 1.	112
Tabela 4.9. Valores dos parâmetros utilizados na calibração do módulo de biodegradação do Modulo 3 aplicado ao aterro experimental.	114
Tabela 5.1. Valores base dos parâmetros do módulo de biodegradação para a análise de sensibilidade.	116

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

Abreviaturas

ARS – Aterro de Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

MDL- Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO- Demanda Química de Oxigênio

EPA – Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana

IPCC- Intergovernmental Panel on Climate Change

BMP - Biopotencial de Geração de Metano

L1- lisímetro 1;

L2- lisímetro 2;

V- células do tipo resíduos

Vs- células do tipo resíduos com camada de cobertura

Símbolos utilizados para definir o método SUÍÇO

Q - vazão média de líquido percolado utilizando o método suíço

P - precipitação

t - tempo

Δt - incremento de tempo

K - coeficiente que depende do grau de compactação dos RSU utilizando o método suíço

Símbolos utilizados para definir o método do balanço hídrico

L - geração de lixiviado no método do balanço hídrico

W_{OR} - umidade inicial dos resíduos no método do balanço hídrico

W_{OC} - umidade no solo que compõe a camada de cobertura no método do balanço hídrico

W_{SR} - entrada de água pluvial existente fora do aterro no método do balanço hídrico

W_{IR} - entrada de água através da irrigação ou recirculação no método do balanço hídrico

W_D - contribuição de água devido a decomposição dos resíduos no método do balanço hídrico

W_{GW} - água infiltrada pela base do aterro no método do balanço hídrico

R - quantidade de água proveniente do escoamento superficial de águas de chuva no método do balanço hídrico

E - quantidade de água perdida por evapotranspiração no método do balanço hídrico
 ΔS_S - variação da umidade armazenada no solo da camada de cobertura no método do balanço hídrico
 ΔS_R - variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos no método do balanço hídrico
C - coeficiente de escoamento superficial no método do balanço hídrico
EP - potencial de evaporação no método do balanço hídrico
ER - evaporação real no método do balanço hídrico
PER - percolação no método do balanço hídrico

Simbolos utilizados no Modelo de Primeira Ordem

Q_{CH_4} – Geração de metano [$L^3 \cdot T^{-1}$]
k – constante de geração de metano do modelo de decaimento de primeira ordem [T^{-1}]
Lo – potencial de geração de metano dos RSU no modelo de decaimento de primeira ordem [M]
*t*_{1/2} - tempo de meia vida [T]
MCF - fator de correção do gerenciamento dos RSU
COD - quantidade de carbono orgânico degradável;
COD_f - fator de correção da fração carbono
F - concentração do metano no biogás;
A - fração de papel, papelão e tecidos no RSU
B – fração de resíduos orgânicos não alimentares putrescíveis nos RSU
C – fração de resíduos orgânicos alimentares
D – fração de madeira ou poda nos resíduos
T - temperatura
COD_{deg} – quantidade de carbono orgânico degradável que é decomposto no tempo *t*
COD_{cum} – quantidade de carbono orgânico degradável que não foi decomposto no tempo *t* e será degradável nos tempos posteriores.

Simbolos utilizados no Modelo de EL-FADEL

$\dot{C}_{(X)}$ - taxa líquida de formação da concentração de carbono na forma X ($kg\ m^{-3}\ dia^{-1}$);
 $\dot{C}_{(X)}^g$ - taxa de geração da concentração de carbono na forma X ($kg\ m^{-3}\ dia^{-1}$);
 $\dot{C}_{(X)}^d$ - taxa de consumo da concentração de carbono na forma X ($kg\ m^{-3}\ dia^{-1}$);

dX/dt - taxa de crescimento microbiano ($\text{kg m}^{-3}\text{dia}^{-1}$);
 μ_{\max} - taxa máxima de consumo de substrato (dia^{-1});
 X - concentração de microrganismos (kg m^{-3});
 S - concentração do substrato (kg m^{-3});
 K_S - coeficiente de meia saturação ou meia-velocidade (kg m^{-3});
 K_{hi} - taxa de hidrólise dos constituintes rapidamente ($i=1$), moderadamente ($i=2$) e lentamente degradável ($i=3$) em d^{-1} ;
 $C_{(S)i}$ - densidade de carbono sólido em kg/m^3 ;
 $C_{(aq)}$ - densidade de carbono hidrolisado em kg/m^3 ;
 $C_{(XA)}$ - densidade de carbono na biomassa acidogênica em kg/m^3 ;
 $C_{(XM)}$ - densidade de carbono na biomassa metanogênica em kg/m^3 ;
 $C_{(Ac)}$ - densidade de carbono na forma de acetato em kg/m^3 ;
 $C_{(CO_2)}$ - densidade de carbono na forma de dióxido de carbono em kg/m^3 ;
 $C_{(CH_4)}$ - densidade de carbono na forma de metano em kg/m^3 ;
 Y_A - massa de biomassa acidogênica por massa de carbono em kg/kg ;
 μ_A - constante da taxa de crescimento máximo específico da biomassa acidogênica em d^{-1} ;
 K_{SA} - constante de meia saturação para a acidogênese em kg/m^3 ;
 K_{dA} - taxa constante de diminuição da biomassa acidogênica em d^{-1} ;
 Y_M - massa de biomassa metanogênica por massa de carbono ;
 μ_M - constante da taxa de crescimento máximo específico da biomassa metanogênica em d^{-1} ;
 K_{SM} - constante de meia saturação para a metanogênese em kg/m^3 ;
 K_{dM} - taxa constante de diminuição da biomassa metanogênica em d^{-1} ;
 Y_{Ac} - coeficiente de rendimento da formação da fração de carbono na forma de acetato em kg/kg ;
 Y_{CH_4} - coeficiente de rendimento da formação da fração de carbono na forma de metano em kg/kg ;
 j - categoria do decaimento (rapidamente, moderadamente ou lentamente) ;
 v_j - constante empírica em s^{-1} que depende da categoria do tipo do resíduo;

Símbolos utilizados no Modelo de YOUNG

ϕ é a fração de água existente no material utilizado no modelo de YOUNG;

ϕ_{\max} é o valor máximo ou saturado da fração de água existente no material utilizado no modelo de YOUNG;

λ_b - constante cinética que depende do tempo de meia vida do componente utilizada no modelo de YOUNG;

Z_b - concentração de glicose/álcool em mg/dm^3 utilizadas no modelo de YOUNG;

Z_h - concentração de hidrogênio em mg/dm^3 utilizadas no modelo de YOUNG;

Z_a - concentração de ácido acético em mg/dm^3 utilizadas no modelo de YOUNG;

Z_A - concentração de outros ácidos em mg/dm^3 utilizadas no modelo de YOUNG;

X_A - massa dissolvida de compostos ácidos em mg/dm^3 no total do volume do aterro utilizadas no modelo de YOUNG;

X_a - massa das bactérias metanogênicas acetoclásticas em mg/dm^3 utilizadas no modelo de YOUNG;

X_h - massa das bactérias consumidoras de hidrogênio em mg/dm^3 utilizadas no modelo de YOUNG;

Y - massa de bactéria produzida por massa de substrato consumido utilizadas no modelo de YOUNG;

E - taxa de consumo do substrato ;

K_d - a taxa de diminuição da biomassa ;

Z_i - concentração do substrato para a bactéria i ;

Símbolos utilizados no MODUELO

I – água infiltrada para o interior do aterro;

$ARMSUP$ – água armazenada superficialmente;

$ESCSUP$ – água escoada superficialmente para fora do aterro;

$CHUEVPT$ – água da chuva evaporada;

$WRSU$ - umidade inicial dos resíduos depositados;

$EVPTINT$ - saída de água através da evapotranspiração interna;

RD – consumo de água pelas reações de degradação dos materiais;

$ARMINT$ – retenção de água nos resíduos sob a forma de umidade;

f - taxa de infiltração do solo [$\text{L} \cdot \text{T}^{-1}$];

f_c - valor mínimo da taxa de infiltração;

f_o - velocidade de infiltração inicial (valor máximo de f) [$\text{L} \cdot \text{T}^{-1}$];

k - constante obtida pelo ajuste da equação de Horton;

PEV -profundidade de evaporação;

k_v - permeabilidade vertical;

EVP – evaporação;

$EVTP$ – evapotranspiração;
 E - evaporação em mm/dia;
 γ - constante psicrométrica;
 Δ - inclinação da curva de tensão de saturação;
 Rn - radiação líquida traduzida em mm de água que se pode evaporar;
 Ea - energia aerodinâmica de evaporação;
 V - velocidade média do vento (km/h) a 2 m da superfície;
 $ea(T)$ - tensão de saturação;
 $e(Hr,t)$ - tensão de vapor d'água no ar (mmHg);
 Hr - umidade relativa;
 θ_{res} - conteúdo de umidade residual (%volume);
 θ_{sat} - teor de umidade do solo saturado (% volume);
 θ - conteúdo instantâneo de umidade (%volume);
 $|h|$ - potencial matricial [L];
 α - parâmetro característicos do Modelo de Van Genuchten para cada solo [L^{-1}];
 n - parâmetro característicos do Modelo de Van Genuchten para cada solo [L^0T^0];
 q_v - fluxo vertical através da cobertura [L^3T^{-1}];
 k_v^{cob} - permeabilidade vertical saturada da cobertura [LT^{-1}];
 k_v^{RSU} - permeabilidade vertical saturada dos resíduos sólidos urbanos [LT^{-1}];
 $i(t)$ - gradiente hidráulico;
 Ah - seção horizontal que atravessa o fluxo vertical;
 $thmax$ - tempo necessário para que ocorra o fluxo vertical máximo;
 $hmax$ – altura máxima da lâmina de água sobre a superfície da célula;
 θ_0 - teor de umidade inicial;
 θ_{minv} – teor mínimo de umidade pelo qual se produz fluxo vertical até a célula inferior;
 h_{RSU} - espessura da camada de resíduos;
 e_{cob} - espessura da camada de cobertura;
 θ_{minH} - umidade mínima em que se produz o fluxo horizontal;
 q_{lento} - fluxo lento na zona não canalizada;
 V_{lento} - volume da célula com zona não canalizada;
 $Q_{rápido}$ - fluxo rápido na zona canalizada;
 $V_{rápido}$ - volume da célula com zona canalizada;
 μ - percentual do volume da célula em que se encontram os canais preferenciais;

f_k - fator de permeabilidade saturada do material na zona canalizada;
 $q_{max_{dren}}$ - vazão máxima de lixiviado que pode ser extraída pelo dreno de cada camada quando a tubulação opera com seção cheia;
 n - coeficiente de rugosidade de Manning característico de cada tipo de material;
 i - declividade do terreno;
 R_H - raio hidráulico [L];
 $A_{seçãocheia}$ - área transversal da seção da tubulação do sistema de drenagem [L²];
 D - diâmetro da tubulação do sistema de drenagem [L];
 qv_{dren} - vazão de lixiviado no dreno;
 $q_{excesso}$ - Diferença entre a quantidade de lixiviado drenado e a capacidade máxima de coleta dos drenos.
 h - altura de água acumulada no fundo da célula;
 h' - altura de água acumulada quando o volume de líquido é maior que a capacidade máxima de captação do dreno;
 Ax - área vertical da célula (Ax);
 q_{Hr} - fluxo horizontal produzido entre duas células;
 MS_{rnb} - fração biodegradável que é rapidamente hidrolisável;
 MS_{lnb} - fração biodegradável que é lentamente hidrolisável;
 $BMP_{teórico}$ - Potencial Bioquímico de Metano teórico;
 f_{bio} - fração de matéria orgânica que poderia degradar-se em condições ideais;
 f_{ar} - fator de arraste;
 f_{ac} - fator de acessibilidade;
 K_{hr} - taxas de hidrólise dos resíduos rapidamente degradáveis (d⁻¹);
 K_{hl} - taxas de hidrólise dos resíduos lentamente degradáveis (d⁻¹);
 MS_{rnb} - fração não biodegradável dos resíduos rapidamente degradáveis;
 MS_{lnb} - fração não biodegradável dos resíduos lentamente degradáveis;
 M_{AC} - massa de acetato
 K_{AC} - taxa de geração de metano a partir de acetato (d⁻¹);
 M_{H2} - massa de hidrogênio;
 K_{H2} - taxa de geração de metano a partir do hidrogênio (d⁻¹).
 FH - fator de hidrólise;
 K_h' - taxa de hidrólise efetiva;
 t_{ar} - tempo de ativação dos resíduos rapidamente degradáveis;

t_{al} - tempo de ativação dos resíduos lentamente degradáveis

ΔDM_{TT} - massa transportada de cada componente dissolvido

$\Delta DM_{b_{gas}}$ - massa transportada de contaminantes na fase de gaseificação;

$\Delta DM_{j_{hid}}$ - massa transportada de contaminantes na fase de gaseificação;

CCb - capacidade de campo mínima de um material quando a pressão sobre o mesmo é infinita;

CCc - velocidade da variação da capacidade de campo com a profundidade;

dp - máxima altura de acumulação de água na superfície das células existentes na parte superior do aterro;

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO

1.1.JUSTIFICATIVA E OBJETIVOS

A questão dos resíduos sólidos no Brasil tem sido amplamente discutida na sociedade, a partir de vários levantamentos da situação atual e perspectivas para o setor. Este assunto permeou por várias áreas do conhecimento, desde o meio ambiente, inserção social e econômica, e mais recentemente o aproveitamento energético dos gases provenientes dos aterros de resíduos sólidos (ARS). No Brasil, projetos de aproveitamento energéticos do biogás de ARS têm sido impulsionados pela atraente oportunidade de obtenção dos Certificados de Emissões Reduzidas, através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), sendo necessário assim estimar adequadamente a geração de gases provenientes de ARS. Atualmente a previsão da geração de gases é realizada utilizando-se de equações empíricas obtidas sob o ajuste de dados provenientes de aterros específicos europeus e norte-americanos, onde em muitos casos não refletem as condições de biodegradabilidade dos resíduos locais. Sendo assim, se faz necessário a compreensão dos mecanismos envolvidos e a utilização de ferramentas numéricas que os representem para avaliar corretamente o potencial energético dos ARS considerando as características particulares, condições de operação e fatores externos de cada aterro.

Deste modo, este estudo tem como objetivo geral aplicar um modelo computacional tridimensional denominado Moduelo 3, para a avaliação da geração de gás e de lixiviado em dois lisímetros e uma célula experimental ambos localizados no Aterro da Muribeca – PE, avaliando assim o funcionamento e as variáveis utilizadas no programa considerando os dados obtidos em campo e na literatura.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Estudo do Moduelo 3 para a estimativa de produção do biogás, balanço hídrico e composição do lixiviado em diferentes escalas: lisímetros e célula experimental.
- Sistematização dos dados climatológicos (precipitação, temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar) e dos monitoramentos ambientais e geotécnicos disponíveis em cada escala.

- Estudo do funcionamento e variáveis a serem utilizadas no programa para a estimativa da produção de biogás considerando os dados de campo;
- Calibração dos módulos hidrológicos e de biodegradação nas duas escalas estudadas.
- Comparação entre as estimativas experimental e numérica, identificando as diferenças numéricas e de parâmetros entre eles;
- Análise crítica do modelo e avaliação do grau de dificuldade de obtenção dos parâmetros de entrada do programa.

1.2.ASPECTOS RELEVANTES NA MODELAGEM DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O crescimento populacional implica no aumento do uso de matérias-primas e bens de consumo, ocasionando também uma maior geração de resíduos sólidos urbanos (RSU). Sem a disposição final adequada, a decomposição do lixo polui o solo, águas (subterrâneas e de superfície) e o ar ocasionando sérios problemas ambientais e diminuição da qualidade de vida da população.

Dentre vários tipos de destinação, a utilização de aterros sanitários é a mais comum e eficiente devido à menor complexidade de operação e custo quando comparada a outras práticas como incineração, compostagem, reciclagem e digestão anaeróbias em reatores (LIMA, 2003; ALCANTARA, 2007). Além disso, os aterros sanitários permitem receber resíduos em diferentes quantidades e qualidades, entretanto havendo o controle, coleta e tratamento de lixiviados e biogás produzidos durante a decomposição.

O aterro de resíduos sólidos urbanos (ARS) é um sistema dinâmico que envolve reações metabólicas formando um sistema complexo, sob a influência de agentes naturais (clima e microrganismos) e mecanismos químicos, físicos e microbiológicos, como pode ser observado na Figura 1.1. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos líquidos e gasosos além do carreamento pela água de moléculas orgânicas e inorgânicas diversas através de mecanismos físicos como a advecção, difusão e dispersão mecânica, originando assim o biogás e o lixiviado.

Os processos mais importantes que se produzem dentro do aterro incluem (1) a decomposição de compostos orgânicos; (2) a dissolução e arraste em suspensão de materiais dos resíduos e de produtos de conversão biológica por líquidos que se infiltram através dos resíduos; (3) a evaporação de compostos químicos e de água no gás do aterro; (4) a absorção de compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis no material aterrado; (5) reações de oxidação-redução que afetam metais e a complexação desses (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1994).

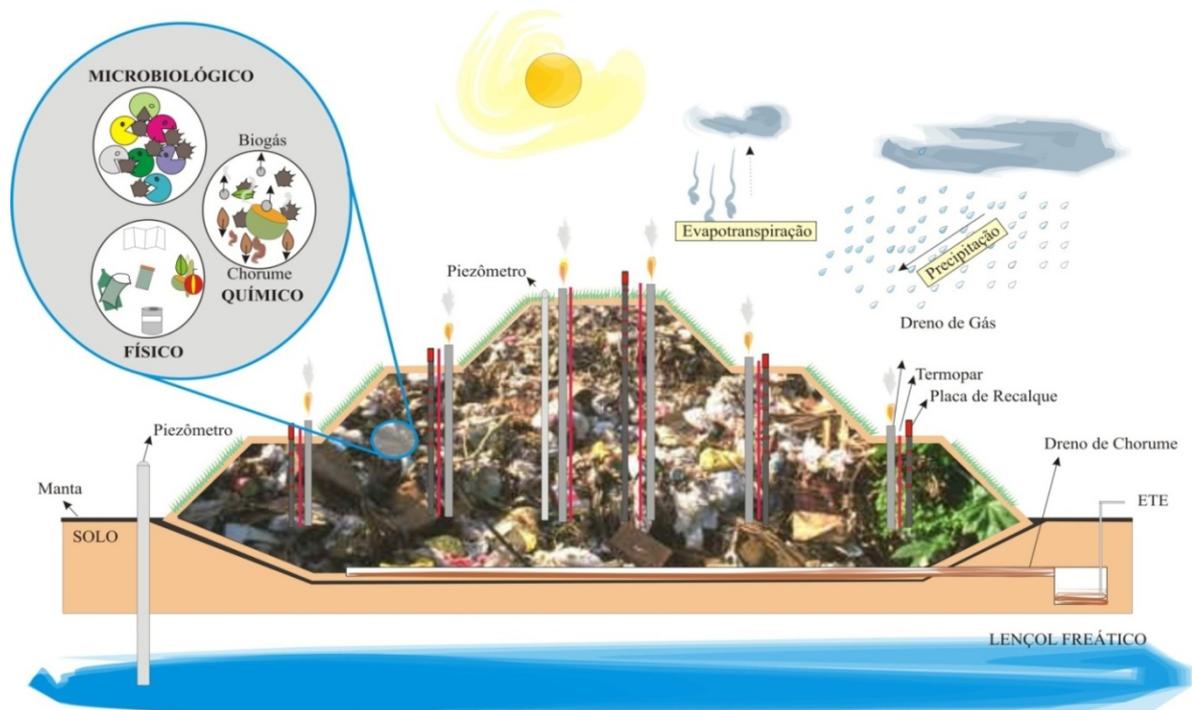


Figura 1.1. Interações físicas, químicas e biológicas num aterro de RSU (FIRMO, 2006).

1.2.1. Geração de Biogás

A produção de biogás pode ser realizada a partir da decomposição microbiológica da matéria orgânica, reações químicas e vaporização de compostos orgânicos voláteis existentes nos resíduos, que depende da concentração destes, pressão parcial e temperatura na massa de lixo e no ambiente externo.

A decomposição microbiológica da matéria orgânica complexa em aterros é descrita por diversos autores como um processo longo e seqüencial envolvendo microrganismos aeróbios e anaeróbios em razão dos metabolismos distintos que se sucedem ou se superpõe (CASTILHOS JR, 2003). A velocidade de decomposição depende principalmente do seu

conteúdo orgânico biodegradável, tamanho das partículas, temperatura ambiente, disponibilidade de oxigênio, teor de umidade, flora microbiana e condições do meio interno e externo da célula de lixo (IPCC, 1996; JUNQUEIRA, 2000; CASTILHOS JR, 2003; MACIEL, 2003).

O processo de decomposição microbiológica dos resíduos, em geral, é realizado em duas fases: aeróbia e anaeróbia. Logo após a disposição dos resíduos, predomina-se uma condição aeróbia pela presença do oxigênio nos espaços vazios dos resíduos onde pela decomposição, são produzidos dióxido de carbono, água, calor e outros subprodutos como biomassa e moléculas complexas para a fase anaeróbia. Segundo EL-FADEL *et al* (1997a), o dióxido de carbono é produzido em aproximadamente um molar equivalente de oxigênio consumido.

Após o consumo de oxigênio, é iniciada a fase anaeróbia e esta predomina por um longo período no aterro. É a fase mais significativa em termos de formação do gás metano, tornando-se foco de diversos estudos laboratoriais e na modelagem de processos anaeróbios. Atualmente, existem diversas teorias que definem as etapas de decomposição anaeróbia visualizando cada elemento constituinte. De uma forma geral o processo de decomposição anaeróbia analisando o carbono pode ser observado na Figura 1.2, podendo-se distinguir 4 fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (acetoclástica e hidrogenofílica)

Na primeira fase, tem-se a hidrólise da matéria orgânica complexa particulada à polímeros mais simples como proteínas, carboidratos e lipídeos. Estes são hidrolisados formando biomonômeros como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos voláteis de cadeia longa. Nessa fase, segundo TCHOBANOGLIOUS *et al* (1994), o nitrato e o sulfato são convertidos biologicamente a nitrogênio e gás sulfídrico.

A fase ácida é caracterizada pela conversão de aminoácidos, açúcares e ácidos graxos voláteis de cadeia longa em produtos intermediários (ácidos fórmico, láctico, propiônico, butírico e outros orgânicos) e hidrogênio, ou a fermentação direta de aminoácidos e açúcares em ácido acético (fase acetogênese).

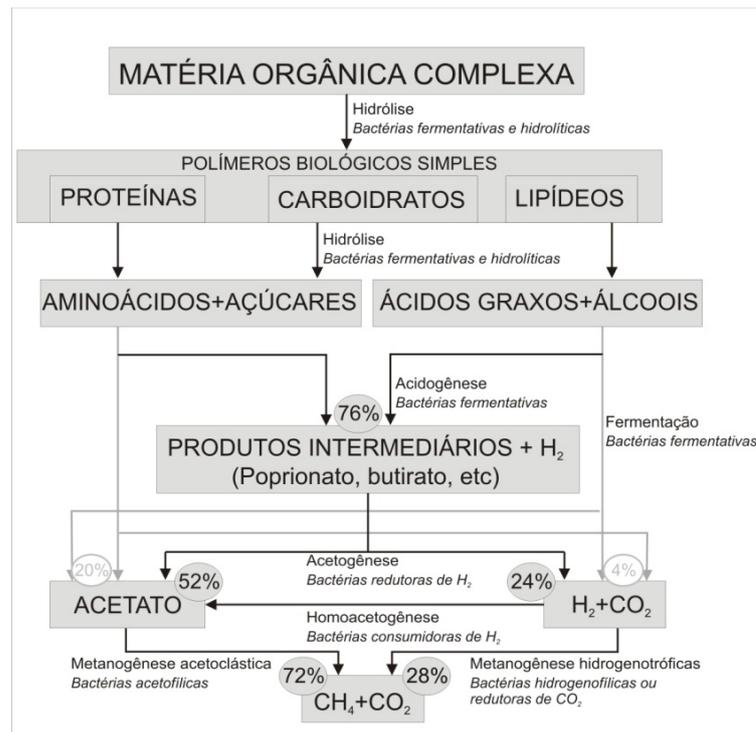


Figura 1.2. Esquema das reações na digestão anaeróbia de materiais poliméricos formados por cadeias de carbono (adaptado de LOBO *et al*, 2003b).

Chegando na metanogênese, têm-se dois grupos de bactérias distintas. O primeiro grupo, as hidrogenotróficas ou redutoras de CO_2 , formam metano a partir do consumo de hidrogênio de dióxido de carbono, entretanto esse grupo é menos significativo na produção de metano, sendo apenas 28% desse gás gerado por essa via. A maior parte do metano, cerca de 72%, é produzida por um segundo grupo de espécies seletivas, as acetoclásticas, que formam o metano a partir do ácido acético.

Em um volume de RSU isolado pode-se distinguir as três fases de decomposição anaeróbia: hidrólise, ácida, metanogênica e ainda mais uma fase, a de maturação final que consiste na diminuição da atividade biológica e da produção de gases pois a maioria dos nutrientes foram lixiviados durante as fases anteriores, e os substratos presentes, em geral, são de degradação lenta.

Na Figura 1.3 pode-se observar a geração de gases ao longo de cada fase de decomposição anaeróbia, em termos de concentração volumétrica de N_2 , O_2 , H_2 , CO_2 e CH_4 em função do tempo de disposição dos resíduos.

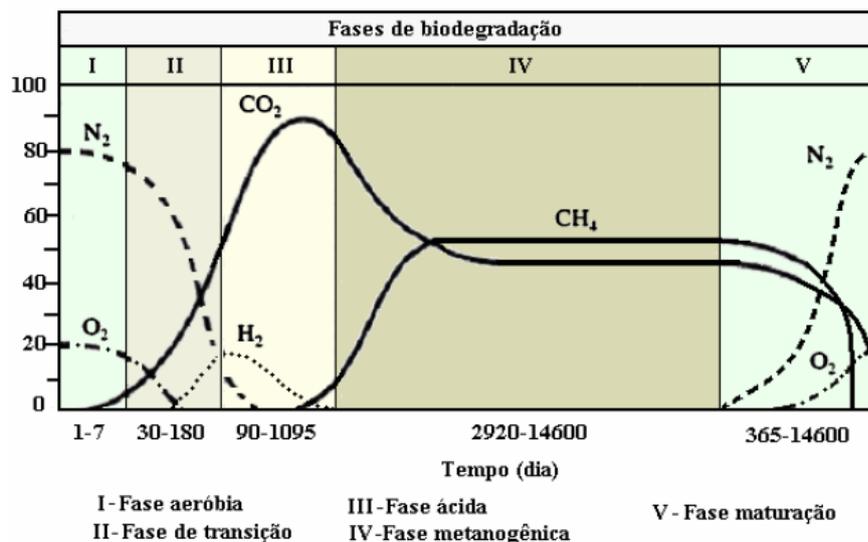


Figura 1.3. Fases de degradação anaeróbica e comportamento da concentração volumétrica dos gases em função do tempo de disposição dos resíduos (adaptado de ALCÂNTARA, 2007).

1.2.2. Geração de Lixiviados

O lixiviado é definido como o líquido que percola através da massa de RSU e que extrai materiais dissolvidos ou em suspensão, orgânicos e inorgânicos composto por inumeráveis constituintes. Na maioria dos casos, a geração de lixiviados se dá através da umidade natural do lixo (que pode ser liberada pela compactação dos resíduos), pela decomposição biológica, infiltração das águas de chuva pela camada superior do aterro e ainda pela contribuição de águas subterrâneas. Os principais compostos encontrados em lixiviados de ARS são: matéria orgânica, compostos orgânicos específicos, macrocomponentes inorgânicos e metais pesados. Desse modo, apresentam uma elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO₅ e alta Demanda Química de Oxigênio – DQO.

Assim como o gás, o lixiviado é um efluente de composição temporalmente e espacialmente variável e depende das características físicas do local de disposição dos resíduos e da fase de decomposição em que os resíduos se encontram. Em cada uma das fases, além da composição dos gases, ocorrem variações nos parâmetros físico-químicos como pH, potencial redox, concentração de ácidos graxos voláteis e outros, como pode ser observado na Figura 1.4 que é um modelo teórico, utilizado por diversos autores, que representa o comportamento desses parâmetros em cada etapa de degradação.

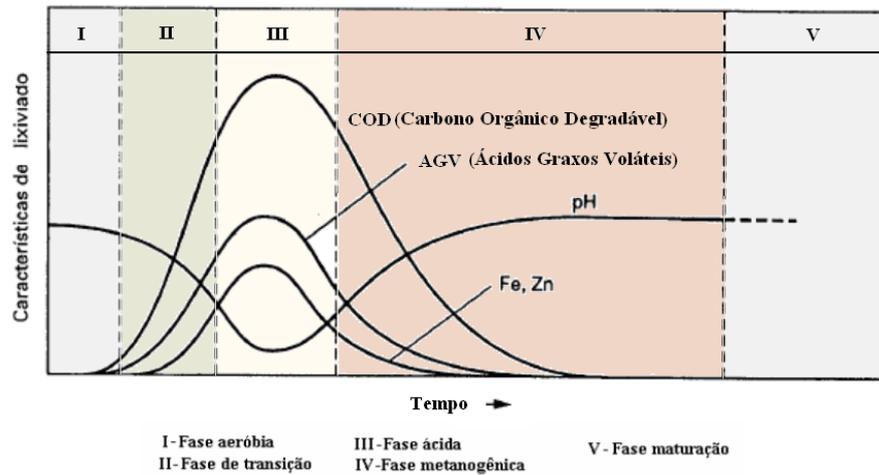


Figura 1.4. Evolução no tempo da composição de lixiviado em aterros de RSU (adaptado de TCHOBANOGLOUS *et al*, 1994).

Na fase de hidrólise, o pH do lixiviado, se é que este se forma, começa a diminuir devido a presença de ácidos orgânicos e ao efeito das elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro, que são facilmente solubilizadas no líquido.

A fase ácida é caracterizada pelo baixo pH do lixiviado devido a presença de ácidos orgânicos e elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e a condutividade do lixiviado aumentam significativamente nessa fase devido à dissolução de ácidos orgânicos e material inorgânico no lixiviado. (TCHOBANOGLOUS *et al*, 1994)

Como os ácidos e o gás hidrogênio são convertidos nessa fase em metano e dióxido de carbono, o pH na fase metanogênica, dentro do aterro encontra-se em valores próximo à neutralidade, na faixa de 6,8 a 8 ocasionando uma diminuição nas concentrações de DBO, DQO e de condutividade do lixiviado. Com valores mais altos do pH, uma menor quantidade de constituintes inorgânicos são dissolvidos, e como resultado, a concentração de metais pesados presentes no lixiviado também se reduz. Durante a fase de maturação, o lixiviado é composto por ácidos húmicos e fúlvicos, que são difíceis de degradar biologicamente.

1.3. ESTRUTURA DA TESE

A presente dissertação está dividida em 7 capítulos. O capítulo 1 contextualiza o problema abordando os aspectos relevantes no comportamento de aterros de resíduos sólidos urbanos para a modelagem matemática, além da justificativa para a realização do trabalho e os objetivos gerais e específicos do estudo.

No capítulo 2 é apresentada uma revisão dos modelos matemáticos mais utilizados atualmente para estimativa da geração de lixiviado e biogás, havendo um maior detalhamento para o Módulo 3.

Os capítulos 3 e 4 consistem na descrição dos lisímetros e do aterro experimental, respectivamente, apresentando as características e resultados relevantes; o pré-processamento dos dados envolvendo a construção da malha, definição da quantidade e características dos resíduos e camada de cobertura além dos dados climatológicos; e uma terceira parte onde são apresentados e discutidos os resultados obtidos pelo modelo. No capítulo 6, tem-se a realização de uma análise de sensibilidade dos parâmetros pertencentes ao módulo de biodegradação quando aplicados ao caso lisímetro.

As conclusões do trabalho e as sugestões para futuras pesquisas são apresentadas no Capítulo 6. Ao final, no Capítulo 7 são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas para o desenvolvimento deste trabalho.

CAPÍTULO II – REVISÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS DE GERAÇÃO DE GÁS E LIXIVIADO

2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo serão apresentados os princípios da modelagem matemática aplicada a aterros de RSU e os principais modelos utilizados atualmente para a estimativa de geração e composição de lixiviado e biogás gerados no processo de decomposição de RSU em aterros. Uma ênfase maior é dada ao Modulo 3 e os sub-modelos que o compõe.

2.2 PRINCÍPIOS DA MODELAGEM MATEMÁTICA APLICADA A ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Os modelos, de um modo geral, são ferramentas fundamentais para o planejamento e previsões de situações reais, que consistem numa representação de um determinado processo através de equações matemáticas. Eles auxiliam a sistematizar as informações de campo e identificar fenômenos que acontecem em áreas onde maiores informações são necessárias (CABRAL & DEMÉTRIO, 1997). Além disso, podem alertar sobre detalhes não considerados previamente e oferecem uma das melhores maneiras de fazer previsões sobre as conseqüências das ações que serão realizados sobre um determinado sistema real.

Obter o modelo matemático de um sistema físico dinâmico significa obter a equação ou o conjunto de equações que regem sua dinâmica. Algumas etapas importantes que podem ser tomadas como prioritárias nos estudos para a obtenção de um modelo matemático de um sistema são apresentadas na Figura 2.1, e envolve as seguintes etapas: (1) definir e compreender o sistema físico que se deseja modelar e seus componentes – cabe aqui ressaltar que em sistemas mais complexos pode ser utilizada a modelagem por partes ou por subsistemas, de forma que seja simplificado o processo; (2) formular o modelo matemático, apresentar o volume de controle e listar as hipóteses e aproximações a serem consideradas; (3) escrever as equações diferenciais que descrevem o modelo aplicando as leis de conservação; (5) solucionar as equações em função das variáveis de saída desejáveis, em geral utilizando-se de ferramentas numéricas tais como o método dos elementos finitos, método das diferenças

finitas e outros; (6) examinar e validar a solução e as hipóteses consideradas; (7) aceitar ou não o modelo obtido e se necessário re-analisar ou re-projetar o sistema (CABRAL & DEMÉTRIO, 1997; PEGOLLO, 2005; LEMOS, 2008). Cada etapa descrita aqui pode, de acordo com a complexidade do sistema, demandar um extenso estudo.

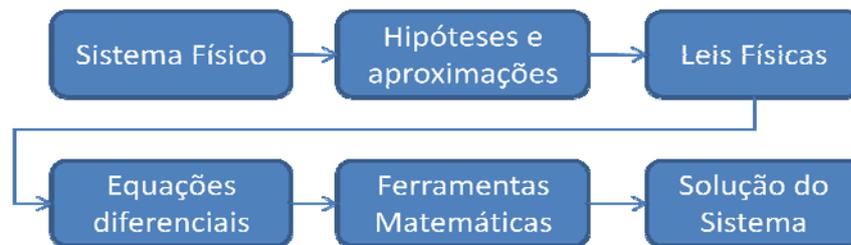


Figura 2.1. Seqüência para a modelagem matemática

Na etapa referente à definição das equações diferenciais que descrevem o modelo, em geral são utilizadas leis de conservação de massa e energia. Segundo HIMMELBLAU & RIGGS (2006), um balanço de massa geralmente pode ser aplicado a um sistema que se refira a um balanço de massa total, moles totais, massa de um componente químico, massa de uma espécie atômica, moles de um composto químico, moles de uma espécie atômica e possivelmente de volume. O número máximo de equações corresponde ao número de espécies químicas consideradas no sistema apontado. Para o balanço energético, é necessário identificar os termos de troca de calor com os meios externos, calores de reação e outros. A Equação 2.1 apresenta o conceito geral para qualquer equação de balanço.

$$\begin{array}{rcccl} \text{Acúmulo} & = & \text{Entrada pelas} & \text{Saída pelas} & \text{Geração} & \text{Consumo} \\ \text{dentro do} & & \text{fronteiras do} & \text{fronteiras do} & \text{dentro do} & \text{dentro do} \\ \text{sistema} & & \text{sistema} & \text{sistema} & \text{sistema} & \text{sistema} \end{array} \quad (2.1)$$

O aterro de RSU é um sistema dinâmico consistindo de uma interação multifásica, com cada fase apresentando uma variação temporal e espacial significativa, que envolve reações metabólicas, sob a influência de agentes naturais (clima e microrganismos) e mecanismos químicos, físicos e microbiológicos conduzindo a geração de biogás e de lixiviado. Atualmente existe uma grande dificuldade em se obter um modelo matemático eficaz e confiável que represente o comportamento de um aterro de RSU devido a diversos fatores e principalmente à natureza complexa dos microrganismos envolvidos, que apresentam um comportamento cinético altamente não linear devido às inúmeras reações enzimáticas inerentes ao metabolismo dos mesmos (AVERBUG *et al*, 2008). Devido a inúmeros

processos intervenientes, é necessário partir de uma representação ideal das características de um aterro para poder definir sobre elas as considerações que interessem.

O principal interesse nos dias atuais em modelar o sistema de um aterro de RSU está em estimar adequadamente seus efluentes: lixiviados e gases. Existe um interesse maior em se estimar a geração de biogás, por este ser considerado fonte de energia renovável, que aproveitado e/ou tratado adequadamente, oferece diversos incentivos sociais, ambientais e tecnológicos além da obtenção de Certificados de Emissões Reduzidas através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) que pode ser comercializado no Mercado Mundial de Créditos de Carbono, utilizados principalmente por países da União Européia.

Atualmente existem modelos hidrológicos considerados eficientes para se estimar a quantidade de lixiviados gerados em um aterro. Alguns incluem expressões mais simples que conseguem reproduzir de forma adequada as emissões líquidas observadas em um caso particular, entretanto nenhuma tem alcançado a aceitação e uso geral no mundo como o modelo HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) que é exigido atualmente pelo EPA para qualquer projeto de aterros de RSU nos Estados Unidos (LOBO, 2003a). Entretanto, o mesmo fato não acontece para representar a degradação do resíduo e a geração de biogás, existindo diversos modelos matemáticos, sejam eles simplificados, baseados no ajuste de dados experimentais, ou mais complexos, baseados na equação de digestão anaeróbia ou outros modelos cinéticos.

2.3 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO

O conhecimento do volume de lixiviados gerados em aterros de RSU é de extrema importância para projetar e implantar os sistemas de drenagem e tratamento dos lixiviados. Para estimar a vazão de lixiviado gerado, os métodos mais utilizados são: o Método Suíço, Método do Balanço Hídrico e o Modelo HELP. O primeiro estabelece uma relação direta entre a precipitação e a quantidade de lixiviado, enquanto que o segundo e o terceiro apresentam uma maior consistência, pois consideram em sua formulação o índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento no solo.

2.3.1. Método Suíço

O método suíço consiste numa formulação matemática empírica que correlaciona a precipitação, a área de contribuição e a geração de percolado de uma forma simplificada, como apresentada na Equação 2.2.

$$Q = \left(\frac{1}{t} \right) \cdot P \cdot A \cdot K \quad (2.2)$$

Em que Q é a vazão média de líquido percolado [$L^3 \cdot T^{-1}$]; P é a precipitação anual média [L]; A é a área do aterro [L^2]; t é o tempo de simulação [T]; K é o coeficiente que depende do grau de compactação dos RSU, que pode ser obtido através da Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Valores de K para utilização do Método Suíço.

Tipo de aterros	Peso específico do RSU	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton/m ³	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton/m ³	0,15 a 0,25

Fonte: LINS (2003)

2.3.2. Balanço Hídrico

A estimativa de geração de lixiviado pode ser determinada através do balanço de massa de água no aterro. A Figura 2.2 apresenta os principais componentes do balanço de massa para uma área delimitada no aterro representando assim um volume de controle similar a uma célula de resíduos. Na Equação 2.3 tem-se a equação principal de balanço de massa de água envolvida num aterro de RSU segundo diversos autores (PADILLA, 2007; LINS, 2003; REICHERT, 2002 TCHOBANOGLOUS *et al*, 1994; GUIMARÃES, 2000).

$$L = P + W_{OR} + W_{OC} + W_{SR} + W_{IR} + W_D + W_{GW} - R - E - \Delta S_S - \Delta S_R \quad (2.3)$$

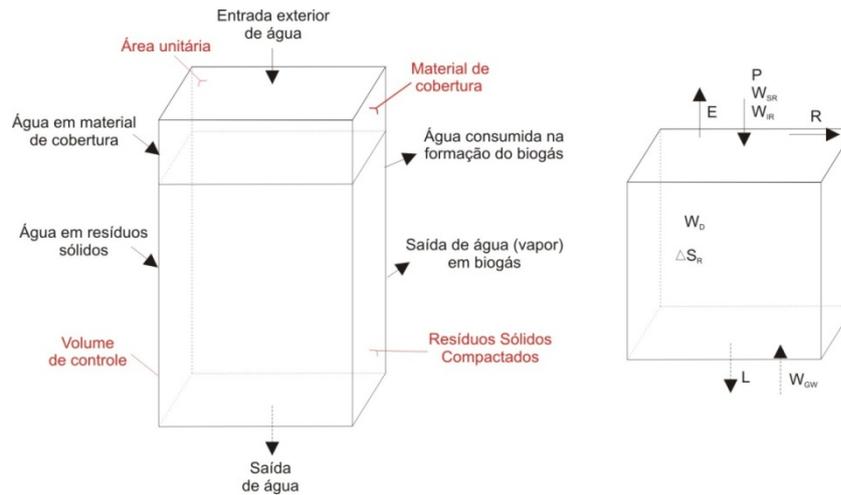


Figura 2.2. Esquema da definição de um balanço de águas utilizado para estimar a formação de lixiviado em um aterro de RSU (adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1994).

Em que L é a geração de lixiviado; P é a entrada de água devido à precipitação; W_{OR} é a umidade dos resíduos; W_{OC} é a umidade no solo de cobertura; W_{SR} é a entrada de água pluvial existente fora do aterro; W_{IR} é a entrada de água através da irrigação ou recirculação; W_D é a contribuição de água devido a decomposição dos resíduos; W_{GW} é a água infiltrada pela base; R é a quantidade de água proveniente do escoamento superficial; E é a quantidade de água perdida por evapotranspiração; ΔS_S é a variação da umidade armazenada no solo de cobertura; e finalmente ΔS_R é a variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos

A água que entra pela face superior corresponde à parcela que resulta da infiltração da água de chuva através da camada de cobertura, se esta célula está na superfície do aterro. Caso contrário, a água que sai pela face inferior de uma célula corresponderá à quantidade de água que entra pela face superior da célula adjacente.

A parcela da precipitação que não infiltrou pode gerar o escoamento superficial, o armazenamento no solo da camada de cobertura e ainda a evapo-transpiração. TCHOBANOGLIOUS *et al* (1994) afirma que um dos aspectos mais críticos na elaboração de um balanço hídrico em um aterro é determinar a quantidade de chuva que realmente se infiltra através da camada de cobertura.

Em climas secos, parte da umidade característica do lixo se perde, dependendo das condições de armazenamento. A água que entra com o material de cobertura depende do tipo deste e da

estação do ano (sazonalidade). A quantidade máxima de água, neste caso, pode ser determinada pela capacidade campo do material, ou seja, o líquido que se mantém nos poros vazios submetidos a ação da gravidade, que correspondem a valores entre 6 e 12% para a areia e 23 a 31% para a argila (HAMADA *et al*, 1997). A quantidade mínima de água é determinada pelo ponto de murcha. Os valores típicos de capacidade de campo e ponto de murcha para diversos tipos de solos são apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2. Água disponível no solo (mmH₂O/m de solo)

Tipo de solo	Capacidade de campo	Ponto de murcha	Água disponível
Arenoso	200	50	150
Siltoso	300	100	200
Argiloso	375	125	250

Fonte: LINS (2003)

Os valores da capacidade de campo dos RSU podem variar de 20 a 80%, dependendo da composição dos resíduos e do grau de compactação. A Tabela 2.3 apresenta valores de parâmetros hidráulicos de diversos RSU, segundo levantamentos realizados por LINS (2003) e LOBO (2003a) além de outros valores encontrados em campo por AZEVEDO (2003) e PADILLA (2007).

Tabela 2.3. Capacidade de Campo típica de aterros de resíduos sólidos.

Referências	Capacidade de Campo (v/v)
Remson <i>et al</i> (1968)	29
Straub & Lynch (1968)	30-40
Korfiatis <i>et al</i> (1984)	20-30
Owens <i>et al</i> (1990)	20-30
Bengtsson <i>et al</i> (1994)	44
Oweis (1990)	0,20 – 0,35
Schoeder <i>et al.</i> (1994)	0,073 - 0,292
Huitric <i>et al.</i> (1980)	0,065 – 0,397
Bengtsson <i>et al.</i> (1994)	0,25 – 0,40
Korfiatis <i>et al.</i> (1984)	0,20 – 0,30
Koka & Zakowicz. (1998)	0,32 – 0,38 0,51 – 0,56
Lins (2003)	0,30 – 0,56
Azevedo (2003)	0,26 – 0,42
Padilla (2007)	0,29 – 0,59

A aplicação deste método consiste em registrar mês a mês, durante o período de um ano, os valores dos parâmetros indicados na Tabela 2.4. Na Tabela 2.5 têm-se os valores do coeficiente de escoamento para as estações seca e úmida, levando-se em consideração o tipo de solo e declividade adotada. É importante ressaltar que os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais do maior número de anos possível.

Tabela 2.4. Parâmetros utilizados no método do Balanço Hídrico.

Parâmetros	Modo de Obtenção
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos
Evaporação Potencial (EP)	Boletins Hidrometeorológicos
Escoamento Superficial (R)	Considerando o coeficiente de escoamento C, para cada tipo de solo e inclinação (Tabela 2.5) $R = C.P$
Infiltração (I)	Através da expressão $I = P - R$
$\sum (NEG(I - EP))$	Pela soma dos valores negativos de (I-EP)
Armazenamento de água no solo de cobertura (W_{OC})	Multiplicando o valor de água disponível para cada solo pela sua espessura, no caso em que $(I - EP) > 0$. Quando o solo estiver abaixo da capacidade de campo, $(I - EP) < 0$
Varição no armazenamento de água no solo (ΔS_s)	Diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro ($\Delta S_s = W_{OCn} - W_{OCn-1}$)
Evaporação real (ER)	Quando $(I - EP) > 0$ então $ER = EP$ Quando $(I - EP) < 0$ então $ER = [EP + (I - EP) - \Delta S_s]$
Percolação em mm (PER)	$PER = P - R - W_{OC} - ER$
Vazão mensal em L/s (L)	$L = \frac{(PER \cdot \text{ÁREA}_{\text{aterro}})}{2.592,0}$

Tabela 2.5. Valores do coeficiente de escoamento superficial (C).

Tipo de Solo	Declividade	Coeficiente C	
		Estação Seca	Estação úmida
Arenoso	0 a 2 %	0,05	0,10
	2 a 7 %	0,10	0,15
Argiloso	0 a 2 %	0,18	0,17
	2 a 7 %	0,18	0,22

Fonte: CAPELO NETO *et al* (1999) *apud* LINS (2003)

O método do balanço hídrico é aplicável nos casos em que há grande disponibilidade de dados de precipitação e evapotranspiração medidos no local do aterro ou disponibilizados pela mais próxima estação meteorológica. Para assegurar a confiabilidade dos dados, estes devem ser validados e comparados com dados provenientes das outras estações situadas na proximidade do local estudado. Os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais. Algumas condições básicas para utilização do método são: cobertura do solo de 60

em de espessura; infiltração no aterro proveniente somente da precipitação incidente; características hidráulicas do lixo e do material de cobertura uniforme; movimento de água no aterro somente no sentido vertical (CAPELO NETO *et al*, 1999 *apud* CASTILHOS JR, 2003).

2.3.3. Modelo HELP

HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) ou Avaliação do Comportamento Hidrológico de Aterros Sanitários é um dos modelos mais usados para a avaliação do movimento de percolado e está atualmente na sua terceira versão. Atualmente a Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (EPA) exige a utilização do modelo HELP para qualquer projeto de aterro no seu distrito. O modelo simula o movimento de percolado através de um sistema quase-bidimensional, ou seja, dois sistemas unidimensionais acoplados em série. O aterro sanitário é modelado como uma série de camadas (cobertura final, camada de resíduos, cobertura diária e sistema de drenagem de percolado) interconectadas e com propriedades hidráulicas individuais, que podem ser visualizadas no esquema apresentado na Figura 2.3 (CAPELO NETO *et al*, 2005). Os resultados são apresentados em forma de balanço hídrico médio diário, semanal, anual ou de longa duração.

Pelo detalhamento e apuro do modelo, o HELP exige o uso de dados consistentes para que os resultados sejam confiáveis. Porém, na prática, verificaram-se variações entre 3 e 170% em relação aos dados reais obtidos e aqueles previstos pelo HELP, mostrando que os aspectos operacionais e executivos de um aterro são fundamentais para o resultado final do balanço de água no aterro. Desta forma, o emprego de modelos computacionais complexos, como o HELP, pode fornecer resultados pouco representativos para os aterros no Brasil, devido a pequena representatividade de estações e a carência de informações climatológicas consistentes. Neste caso, modelos tradicionais simplificados podem fornecer resultados comparáveis ao do HELP a partir de um conjunto mais limitado de dados (HAMADA & ABEICHE, 1997).

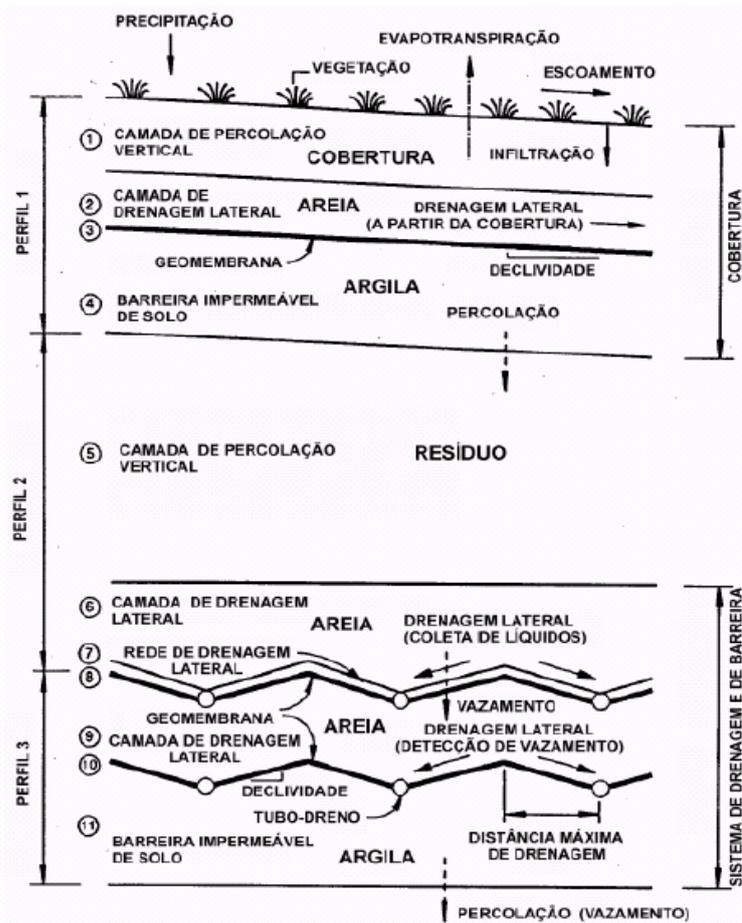


Figura 2.3. Esquema típico adotado pelo Modelo HELP (Fonte: SCHROEDER *et al*,1994)

2.4 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS

O biogás produzido durante a degradação dos resíduos, mais precisamente o metano, pode ser (1) recuperado pelo sistema de captação para posterior destinação; (2) emitido para a atmosfera pela camada de cobertura; (3) oxidados pela ação de microrganismos metanotróficos existente na camada de cobertura ou internamente na massa de lixo; (4) migrado lateralmente por caminhos preferenciais e através da difusão molecular; (5) e se acumular internamente no aterro formando bolsões, principalmente quando não se tem um sistema de drenagem e/ou extração de gases eficiente (SCHARFF, 2005; SPOKAS *et al*, 2006, ALCÂNTARA, 2007), como representado pela Equação 2.4. Cada componente dessa equação vem sendo estudado individualmente, sendo raro encontrar um modelo que acople todos esses componentes, como é o caso do modelo de YOUNG (1992). Na Figura 2.4 pode-se observar uma forma esquemática do balanço de gás em um aterro.

$$\text{CH}_4^{\text{gerado}} = \text{CH}_4^{\text{emitido}} + \text{CH}_4^{\text{oxidado}} + \text{CH}_4^{\text{coletado}} + \text{CH}_4^{\text{migrado}} + \Delta\text{CH}_4^{\text{acumulado}} \quad (2.4)$$

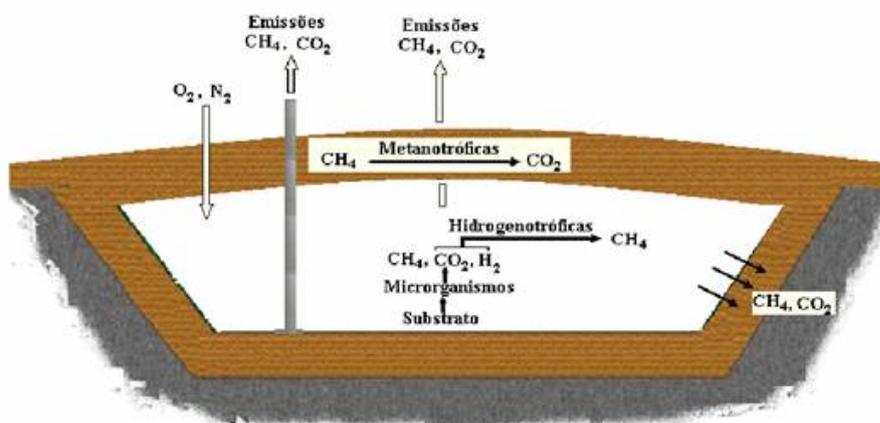


Figura 2.4. Balanço de gás em aterros (ALCÂNTARA, 2007).

Segundo MACIEL (2003), a determinação do potencial de geração de gases nos aterros em geral pode ser realizada a partir de modelos matemáticos ou formulações obtidas experimentalmente. As formulações experimentais consideram as medições reais dos gases gerados, utilizando-se pequenos reatores, lisímetros, digestores ou células experimentais onde a partir da análise do comportamento dos dados faz-se um ajuste e obtém-se uma equação que o represente.

Como um dos métodos experimentais para se estimar a geração de gases em RSU tem-se o ensaio do tipo BMP (*Biochemical Methane Potential* ou Potencial Bioquímico de Metano), que consiste em avaliar a biodegradabilidade dos resíduos com base na produção total de CH_4 em condições ótimas, conhecendo a composição inicial dos resíduos e as condições de biodegradação que estão submetidos (ALVES, 2008). Com esses resultados tem-se uma curva característica experimental da estimativa da geração de gás a partir de um determinado resíduo, geralmente representada por uma equação exponencial de primeira ordem.

Desde os anos setenta, vários modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos para avaliar o potencial de geração de gás a partir de RSU (EL-FADEL *et al*, 1997b). Entre as expressões que quantificam a biodegradabilidade dos resíduos e a consequente geração de gás se permite diferenciar dois tipos: globais e biocinéticas (LOBO *et al*, 2003b). As denominadas globais

são modelos simplificados que agrupam os fenômenos de degradação em equações, em geral, exponenciais, fornecendo a geração de gás em função do tempo e algum parâmetro de calibração experimental, geralmente a taxa de geração gás e uma constante cinética. O problema desses modelos simplificados é que muitas vezes são obtidos dos ajustes dos dados de captação de gás em aterros específicos com instalações características não sendo aplicáveis a outras circunstâncias. Dentro desses modelos estão incluídos os modelos obtidos por ensaios de Biopotencial de Geração de Metano (BMP), o modelo de School Canyon (adotados pelo EPA, Banco Mundial, IPCC) e o Modelo de Oonk & Boom. No entanto, esses modelos simplificados ainda são bastante usados para estimativas aproximadas da geração de gás em aterros de RSU.

O avanço no entendimento dos processos biodegradativos em resíduos sólidos, impulsionado pelo desenvolvimento de técnicas experimentais de laboratório e campo específicas, permitiu o uso de ferramentas numéricas mais refinadas que descrevem de forma mais detalhada o processo de geração de gás, considerando a heterogeneidade do material, o processo de degradação microbiológico e influencia de fatores externos. Esses são os chamados modelos biocinéticos. A aplicação dessas ferramentas vem sendo cada vez mais difundida no meio técnico considerando muitas vezes o aterro como um biorreator estabelecendo formulações mais complexas, baseadas na equação da digestão anaeróbia ou no Modelo de Monod (TCHOBANOGLOUS *et al*, 1994; MANNA, 1999, BATSTONE *et al*, 2000; ZACHAROF & BUTLER, 2003; LOBO, 2003a; MORA-NARANJO *et al*, 2004; VAVILIN *et al*, 2008; LIN *et al*, 2007). Outros modelos, além de considerar o processo de biodegradação, acoplam modelos de fluxo de gás, líquidos e calor na massa de lixo e na camada de cobertura (YOUNG, 1992; EL-FADEL *et al*, 1997b; SANCHEZ *et al*, 2006).

O êxito de quaisquer dos modelos apresentados dependem muito do grau de certeza necessário, da confiabilidade dos dados de entrada dos modelos e de comparação, na experiência do indivíduo que analisa os dados e no grau de semelhança entre o local em questão e outros locais que possam ter sido simulados com sucesso (VAN ELK, 2007).

2.4.1. Modelos Globais

2.4.1.1. Método de Decaimento de Primeira Ordem

O método de previsão da geração de biogás, de primeira ordem, que vem sendo utilizado em aterros sanitários europeus e norte-americanos, inclusive pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (EPA) é o modelo de decaimento de primeira ordem ou modelo de School Canyon, por ser relativamente simples e objetivo (JUCÁ *et al*, 2005). Esse método pode ser usado quando se tem dados suficientes relacionados a disposição dos RSU no local de destinação, levando em conta a quantidade de lixo depositada em cada ano. Além disso, o modelo assume que 50% do biogás é composto por metano e os outros 50% por dióxido de carbono e outros gases (IPCC, 1996). Outra consideração do modelo, segundo BRITO FILHO (2005), é a existência de uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo, sendo definido pela Equação 2.5.

$$\sum_{i=1}^n Q_{CH_4} = \sum k.L_0.M_i.(e^{-k.t_i}) \quad (2.5)$$

Em que $\sum_{i=1}^n Q_{CH_4}$ corresponde ao somatório da estimativa da geração de metano (m³/ano) desde o ano de início da operação ($i=1$) até o ano de projeção n ; k é a constante de geração de metano (1/ano); L_0 é o potencial de geração de metano dos resíduos (m³/ton RSU); M_i é a massa de resíduo depositada no ano i (ton) e t_i é a idade dos resíduos depositados no ano i .

A constante de geração de metano (k) representa a taxa de decomposição, ou seja, o quanto de metano é gerado após a disposição do resíduo. Elevados valores de k indicam uma produção mais acelerada do gás ao longo do tempo. Essa constante é função da umidade, disponibilidade de nutrientes para bactérias metanogênicas, pH e temperatura (GUZZONE *et al*, 2003). O mesmo autor diz que os valores de k podem variar entre 0,04 e 0,08 ano⁻¹, dependendo da precipitação do local. Em contrapartida, BRITO FILHO (2005) afirma que os valores de k variam com a precipitação e composição do resíduo, encontrando-se numa faixa entre 0,01 a 0,09 ano⁻¹. Outra forma de encontrar a constante de decaimento k é definida pelo IPCC (1996) onde está relacionada com o tempo no qual a fração de carbono orgânico degradável contido nos RSU é consumida até a metade da massa inicial, sendo chamado de tempo de meia vida ($t_{1/2}$), como mostra a Equação 2.6.

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (2.6)$$

O potencial de geração de metano (L_0) depende da composição do resíduo, e em particular, da fração de matéria orgânica existente (IPCC, 1996) e ainda, segundo GUZZONE *et al* (2003), depende da precipitação anual no aterro. Na prática, o valor teórico de L_0 pode não ser alcançado em climas secos onde a falta de umidade no aterro inibiria a ação das bactérias metanogênicas. A faixa de variação deste parâmetro encontra-se entre 6,2 a 270 m³CH₄/tonelada de RSU, dependendo da quantidade de precipitação anual no aterro. Segundo BRITO FILHO (2005), os valores de L_0 sugeridos, de acordo com a precipitação anual e a composição do RSU, podem variar de 5 a 300 m³/ton. Outra forma de obter o potencial de geração de metano (L_0) é encontrada no IPCC (1996) e IPCC (2001), utilizando a Equação 2.7. Para tal é considerada a quantidade de carbono orgânico degradável e acessível aos microrganismos na massa de resíduos (COD) que é calculada através da Equação 2.8, baseando-se na composição do resíduo depositada no aterro.

$$L_0 = MCF.COD.COD_f.F.(16/12) \quad (2.7)$$

$$COD = (0,4.A) + (0,17.B) + (0,15.C) + (0,3.D) \quad (2.8)$$

Em que MCF é o fator de correção do gerenciamento dos resíduos; COD é a quantidade de carbono orgânico degradável; COD_f é a fração de carbono orgânico degradável que é decomposto anaerobiamente; F é a concentração volumétrica do metano no biogás; $16/12$ é o fator de conversão de carbono em metano (ton CH₄/ton C); A é a fração de papel, papelão e tecidos no RSU; B a de resíduos orgânicos não alimentares putrescíveis; C a de resíduos orgânicos alimentares; D é de madeira ou podas.

O fator de correção do carbono (MCF) avalia a forma em que é operado o aterro, pois quando os RSU são aterrados de forma inadequada ocorre uma geração menor de metano se comparados aos destinados em locais adequados. Os valores recomendados pelo IPCC (1996) e IPCC (2001) variam entre 0,4 e 1.

O fator de conversão da fração carbono (COD_f) é utilizado para estimar o potencial de geração do metano (L_0) devido a existência de carbono orgânico refratário, ou seja de difícil degradação, como a lignina. Quando não se considera a presença da lignina, o valor adotado para COD_f é de 0,77, caso contrário, sugere-se um valor entre 0,5 e 0,6 (IPCC, 1996). ENSINAS (2003) afirma que estimar a fração de carbono disponível para a decomposição bioquímica é confiar num modelo descrito pela Equação 2.9 que é função da temperatura (T) na zona anaeróbia de um aterro.

$$COD_f = 0,014.T + 0,28 \quad (2.9)$$

A concentração de metano no biogás (F) é considerada geralmente como 0,5, porém pode variar entre 0,4 a 0,6 dependendo de vários fatores citados anteriormente (IPCC, 2001).

O IPCC (2006) apresenta um modelo de primeira ordem, que considera a equação de decaimento de primeira ordem, a partir da quantidade de carbono orgânico degradável que é decomposta (COD_{deg}) com o tempo. Diferentemente dos outros modelos apresentados anteriormente pelo IPCC, neste modelo é considerado uma constante de reação k para cada tipo de componente i de acordo com a classificação gravimétrica dos RSU em termos de resíduos de comida, podas, resíduos de jardim, papel, madeira, têxtil, fraldas, lodo, resíduo da construção civil e industrial considerando o tempo de meia vida de cada um, assim como apresentado na Tabela 2.6 e na Equação 2.10. A Tabela 2.6 apresenta a faixa de valores recomendados pelo IPCC (2006) de k (constante de geração de metano) e COD (carbono orgânico degradável) dos diferentes componentes dispostos em aterros cujo ambiente seja quente (com temperaturas médias superiores a 20°C) e úmido.

Tabela 2.6. Valores de k e COD recomendadas pelo IPCC (2006)

Componente do RSU	k	COD (% em peso úmido)
Papel	0,06 - 0,085	36 - 45
Textil	0,06 - 0,085	20 - 40
Madeira e podas	0,03 - 0,05	39-46
Resíduos de Jardim e orgânicos não putrescíveis	0,15 -0,2	18 - 22
Resíduos de comida e lodo	0,17 - 0,7	39 - 46

$$COD_{deg}i^t = CODi^t.(1 - e^{-kt}) \quad (2.10)$$

Em que i é o componente (papel, textil, madeira, comida ou outros); t é o tempo; COD_{deg} é a quantidade de carbono orgânico degradável que é decomposta; COD é a quantidade de carbono orgânico degradável e k é a taxa de geração de metano.

No tempo t , nem toda a quantidade de COD existente é consumida. Desta forma, o restante de COD não decomposto é acumulado no aterro (COD_{acum}), sendo representado pela subtração entre a COD e COD_{deg} , resultando na Equação 2.11.

$$COD_{acum}i^t = CODi^t.e^{-kt} \quad (2.11)$$

Desta forma, a quantidade de metano gerada no tempo t a partir da decomposição COD é dada pela Equação 2.12, em que 16/12 é a relação entre o peso molecular do metano e do carbono e F é a concentração volumétrica de metano.

$$Q_{CH_4}i^t = COD_{deg}i^t \cdot \frac{16}{12} \cdot F \quad (2.12)$$

No tempo $t+1$, a quantidade de COD_{deg} deve ser calculada considerando o COD do componente i que chega nesse período ao aterro e também o COD_{acum} no tempo t . Sendo assim, pode se representado pela Equação 2.13.

$$COD_{deg}i^{t+1} = (CODi^{t+1} + COD_{acum}^t)(1 - e^{-k(t+1)}) \quad (2.13)$$

O cálculo se procede da mesma forma que o apresentado anteriormente, obtendo assim a geração do gás metano a partir de cada componente i presente nos resíduos. Para calcular a quantidade total de gás gerado a partir da decomposição dos RSU, é necessário somar a quantidade de gás gerada em todos os componentes do resíduo, como apresentado na Equação 2.14.

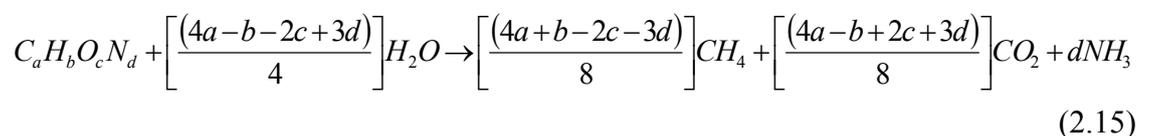
$$Q_{CH_4}^t = \sum_{i=1,2,\dots,n} Q_{CH_4}i^t \quad (2.14)$$

2.4.2. Modelos Biocinéticos

Os modelos biocinéticos em geral, representam a degradação dos resíduos como uma etapa única ou seqüencial, que estabelecem distintas fases de degradação prévias a geração de biogás. Essas etapas seqüenciais implicam na utilização de uma quantidade maior de variáveis dificultando a sua aplicação, pois muitos dos aterros não possuem tais dados, necessitando utilizar dados encontrados na literatura que muitas vezes não representam a realidade do aterro.

2.4.2.1. Modelo de TCHOBANOGLIOUS

Este modelo considera a geração de metano a partir dos RSU através de uma relação estequiométrica direta de degradação anaeróbia, como pode ser observado na Equação 2.15. O modelo supõe que ocorre uma conversão completa dos resíduos orgânicos biodegradáveis em CO_2 e CH_4 e que a água não é um fator limitante do processo. Pode ser utilizado também para comparar os dados obtidos experimentalmente de BMP com um modelo teórico de biodegradação dos RSU.



Os constituintes orgânicos encontrados nos RSU são representados por $C_aH_bO_cN_d$, em que os coeficientes estequiométricos “a”, “b”, “c” e “d” são estimados pela relação molar dos elementos químicos da composição dos resíduos orgânicos rapidamente e lentamente degradáveis. O percentual de cada componente, em peso seco, relacionado aos componentes dos resíduos é apresentada na Tabela 2.7.

Conhecendo a densidade e a massa dos gases metano e de dióxido de carbono através das equações de decomposição do RSU pode-se conhecer o volume de gás gerado obtendo-se assim as quantidades volumétricas de cada gás para as massas de resíduos rapidamente e lentamente degradáveis determinadas inicialmente.

Tabela 2.7. Componentes dos resíduos orgânicos e seus elementos químicos em peso seco.

Componente	Porcentagem em massa (peso úmido)				
	C	H	O	N	Cinza
RAPIDAMENTE DECOMPOSTOS					
Restos de alimentos	14.44	1.89	11.33	0.78	1.56
Papel	40.94	5.65	41.41	0.29	5.65
Papelão	41.83	5.67	42.33	0.33	4.83
Resíduo de Jardim	18.92	2.34	15.05	1.35	1.80
Total	33.00	4.48	32.13	0.57	4.24
LENTAMENTE DECOMPOSTOS					
Tecidos	49.50	6.00	28.00	4.00	2.50
Borracha	78.00	10.00	-	2.00	10.00
Couro	48.00	6.00	10.00	8.00	8.00
Resíduo de Jardim	19.32	2.43	15.41	1.35	1.76
Madeira	39.50	5.00	34.50	-	1.00
Total	30.97	3.87	19.68	1.85	2.34

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al* (1994)

Nesse modelo, as taxas anuais de decomposição para materiais rapidamente e lentamente degradáveis se baseiam em um modelo triangular de produção de gás em que o pico de produção de gás ocorre em 1 e 5 anos, respectivamente, depois de ter iniciado a geração do gás. Supõe-se que a produção de gás é iniciada ao final do primeiro ano da área em funcionamento do aterro.

A taxa total de produção de gás num aterro no qual foram depositados RSU por um período de 5 anos consecutivos é obtida graficamente somando os gases produzidos pelos RSU rapidamente e lentamente biodegradáveis depositadas a cada ano, como pode ser observado na Figura 2.5.

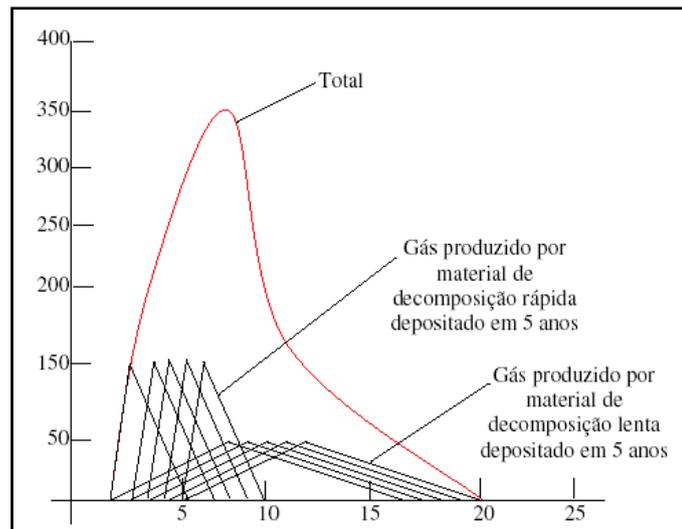


Figura 2.5. Representação gráfica da produção de gás durante um período de cinco anos a partir de materiais orgânicos rapidamente e lentamente degradáveis depositados em um aterro (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1994)

2.4.2.2. Modelo de EL-FADEL

O modelo é constituído basicamente por 3 subsistemas: de geração de gás, de transporte de gases e o de geração e transporte de calor na massa de lixo e foi desenvolvido e aplicado em um Aterro Sanitário existente na Califórnia/EUA (EL-FADEL *et al*, 1996a e b). No modelo de geração de gás, os resíduos são considerados como uma mistura de três componentes, lentamente, moderadamente e rapidamente hidrolisável, onde cada um tem uma taxa de hidrólise e de biodegradação específica.

Após a hidrólise, o carbono orgânico é metabolizado pelos microrganismos acidogênicos formando dióxido de carbono e ácidos orgânicos. O acetato, que é utilizado no modelo como um substituto para todos os ácidos orgânicos formados, é metabolizado posteriormente pela biomassa metanogênica produzindo assim dióxido de carbono e metano. Um balanço de massa acoplado com o modelo de crescimento microbiano de Monod (Equações 2.16 e 2.17) é utilizado para relacionar os diversos componentes do ecossistema modelado.

$$\text{Balanço de Massa: } \dot{C}_{(x)} = \dot{C}_{(x)}^g - \dot{C}_{(x)}^d \quad (2.16)$$

$$\text{Modelo de Monod: } \frac{dX}{dt} = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} X \quad (2.17)$$

Em que $\dot{C}_{(X)}$ é a taxa líquida de formação da concentração de carbono na forma X ($\text{kg m}^{-3} \text{dia}^{-1}$); $\dot{C}_{(X)}^g$ é a taxa de geração da concentração de carbono na forma X ($\text{kg m}^{-3} \text{dia}^{-1}$), $\dot{C}_{(X)}^d$ é a taxa de consumo da concentração de carbono na forma X ($\text{kg m}^{-3} \text{dia}^{-1}$), (dX/dt) é a taxa de crescimento microbiano ($\text{kg m}^{-3} \text{dia}^{-1}$), μ_{\max} é a taxa máxima de consumo de substrato (dia^{-1}), X é a concentração de microrganismos (kg m^{-3}), S é a concentração do substrato (kg m^{-3}) e K_s é o coeficiente de meia saturação ou meia-velocidade (kg m^{-3}).

A hidrólise é representada no modelo como uma equação de primeira ordem, enquanto que as equações referentes às fases de acidogênese e metanogênese são baseadas na cinética do tipo Monod, que consiste em relacionar a taxa específica de crescimento microbiano com a concentração de substrato limitante e constantes biocinéticas. Sendo assim, as equações resultantes da aplicação do balanço de massa e da cinética de Monod que simplificam o sistema da Figura 2.6, são apresentadas na Tabela 2.8.

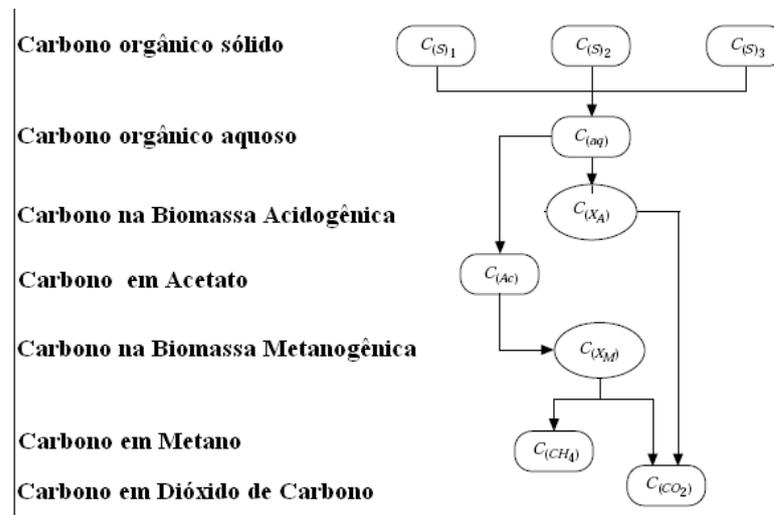


Figura 2.6. Simplificação dos estágios sequenciais na decomposição anaeróbica segundo o modelo de EL-FADEL *et al* (1996a).

Tabela 2.8. Sistema de equações dinâmicas que representam uma simplificação dos estágios de decomposição anaeróbica do modelo EL-FADEL.

$$\begin{aligned} \dot{C}_{(S)i} &= \sum_{i=1}^3 (K_{hi} \cdot C_{(S)i}) \\ \dot{C}_{(aq)} &= \sum_{i=1}^3 (K_{hi} \cdot C_{(S)i}) - \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) \cdot C_{(XA)} \\ \dot{C}_{(XA)} &= \left[\left(\frac{\mu_A \cdot C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) - K_{dA} \right] \cdot C_{(XA)} \\ \dot{C}_{(XM)} &= \left[\left(\frac{\mu_M \cdot C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) - K_{dM} \right] \cdot C_{(XM)} \\ \dot{C}_{(Ac)} &= Y_{HAc} \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) + K_{dA} \right] C_{(XA)} + \left[\left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) \right] \cdot C_{(XM)} \\ \dot{C}_{(CH_4)} &= Y_{CH_4} \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) + K_{dM} \right] \cdot C_{(XM)} \\ \dot{C}_{(CO_2)} &= (1 - Y_{HAc}) \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) + K_{dA} \right] C_{(XA)} + \dots \\ &\dots (1 - Y_{CH_4}) \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) + K_{dM} \right] \cdot C_{(XM)} \end{aligned}$$

Fonte: EL-FADEL *et al* (1996a).

Em que K_{hi} é a taxa de hidrólise dos constituintes rapidamente ($i=1$), moderadamente ($i=2$) e lentamente degradável ($i=3$) em d^{-1} ; $C_{(S)i}$ é a densidade de carbono sólido em kg/m^3 ; $C_{(aq)}$ é a densidade de carbono hidrolisado em kg/m^3 ; $C_{(XA)}$ é a densidade de carbono na biomassa acidogênica em kg/m^3 ; $C_{(XM)}$ é a densidade de carbono na biomassa metanogênica em kg/m^3 ; $C_{(Ac)}$ é a densidade de carbono na forma de acetato em kg/m^3 ; $C_{(CO_2)}$ é a densidade de carbono na forma de dióxido de carbono em kg/m^3 ; $C_{(CH_4)}$ é a densidade de carbono na forma de metano em kg/m^3 ; Y_A é a massa de biomassa acidogênica por massa de carbono utilizado em kg/kg ; μ_A é constante da taxa de crescimento máximo específico da biomassa acidogênica em d^{-1} ; K_{SA} é a constante de meia saturação para a acidogênese em kg/m^3 ; K_{dA} é a taxa constante de diminuição da biomassa acidogênica em d^{-1} ; Y_M é a massa de biomassa metanogênica por massa de carbono utilizado em kg/kg ; μ_M é constante da taxa de crescimento máximo específico da biomassa metanogênica em d^{-1} ; K_{SM} é a constante de meia saturação para a metanogênese em kg/m^3 ; K_{dM} é a taxa constante de diminuição da biomassa metanogênica em d^{-1} ; Y_{HAc} é o coeficiente de rendimento da formação da fração de carbono na forma de acetato em kg/kg ; Y_{CH_4} é o coeficiente de rendimento da formação da fração de carbono na forma de metano em kg/kg .

A maioria dos modelos de crescimento microbiano de geração de gás afirma que a taxa de hidrólise da matéria orgânica é um dos fatores mais importantes na simulação da geração de gás, pois é um parâmetro extremamente sensível e comumente utilizado para calibração do modelo pelo fato de raramente obter este dado experimentalmente (EL-FADEL *et al*, 1997b). Os parâmetros biocinéticos também estão próximos no controle do processo de biodegradação, principalmente que definem a fase metanogênica, e muitos deles podem ser encontrados em EL- FADEL *et al* (1997a).

2.4.2.3. Modelo de YOUNG

O Modelo de YOUNG (1992) foi desenvolvido na Universidade de Oxford, onde os estudos da biodegradação dos RSU foram baseados no metabolismo de decomposição dos substratos primários (principalmente papel e matéria vegetal) à açucares, ácidos orgânicos e outros que formarão subseqüentemente o metano. A Figura 2.7 apresenta um esquema simplificado deste sistema, com as setas indicando a direção de conversão da massa.

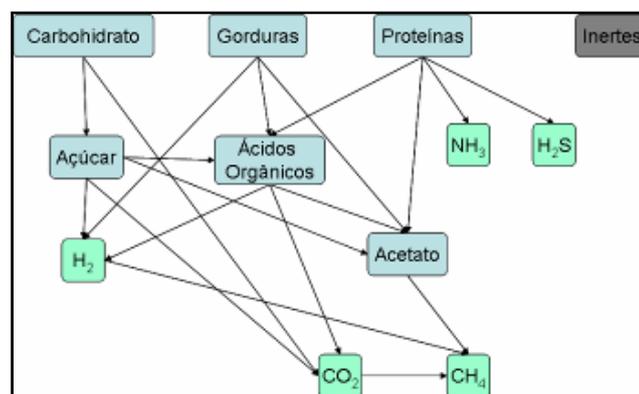
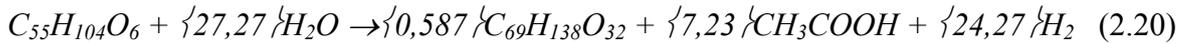
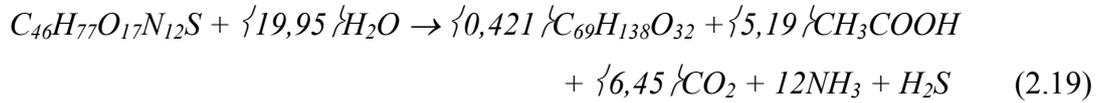


Figura 2.7. Modelo do processo bioquímico conforme modelo de YOUNG (1995).

Neste modelo estão incluídas oito reações de degradação que correspondem a quatro etapas de decomposição. O resíduo é caracterizado inicialmente como uma mistura de quatro tipos de componentes: carboidratos, proteínas, gorduras e material inerte. Os três primeiros são classificados em grupos de rapidamente, moderadamente e lentamente degradáveis. Na decomposição primária se agrupam as distintas vias de fermentação dos carboidratos (Equação 2.18), a degradação de proteínas (Equação 2.19) e de gorduras (Equação 2.20), que

são representadas pela cinética de primeira ordem (Equação 2.21) sendo a constante cinética variável em função do pH, teor de umidade e temperatura dos resíduos.



$$\frac{d(G_{ij})}{dt} = -v_j \cdot \xi(T, pH, \phi) \cdot G_{ij} \quad \xi(T, pH, \phi) = \frac{T \cdot \phi \cdot e^{[-\{pH-7\}^2 \cdot \ln(4/3)]}}{\phi_{max} \cdot \{1 + e^{(T/4-18)}\}} \quad (2.21)$$

Onde i é o tipo de resíduo (carboidrato, proteína, gorduras), j é a categoria do decaimento (rapidamente, moderadamente ou lentamente), v_j uma constante empírica em s^{-1} que depende da categoria do tipo do resíduo, T é a temperatura em $^{\circ}C$ e ϕ é a fração de água existente e ϕ_{max} é o valor máximo ou saturado.

A decomposição secundária refere-se à acidogênese de açúcares (Equação 2.22) e alcoóis (Equação 2.23) formando os ácidos carboxílicos, e à acetogênese dos ácidos carboxílicos (Equação 2.24) formando o acetato e outros subprodutos. As fases acidogênica e acetogênica são representadas por equações de primeira ordem, Equação 2.25 e 2.26, respectivamente.



$$\frac{dZ_b}{dt} = -\lambda_b Z_b \quad (2.25)$$

$$\frac{dX_a}{dt} = -\lambda_A \cdot X_{A \max} \cdot \left\{ 0, \ln \left(\frac{Z_A}{Z_a \cdot Z_h^{4,63}} \right) \right\} \quad (2.26)$$

Onde a constante cinética λ_b depende do tempo de meia vida do componente (pode ser igual a $8 \cdot 10^6 \text{s}^{-1}$, com um tempo de meia vida de 1 dia); Z_b ; Z_h , Z_a e Z_A são as concentrações dissolvidas de glicose/álcool, hidrogênio, ácido acético e outros compostos ácidos em mg/dm^3 , X_A é a massa dissolvida de compostos ácidos em mg/dm^3 no total do volume do aterro.

Por fim, definem-se duas vias da metanogênese, a hidrogenofílica (Equação 2.28) e a acetofílica (Equação 2.27), ambas apresentadas pelo Modelo de Monod, onde os parâmetros cinéticos também dependem do pH e da temperatura. As equações cinéticas que regem a metanogênese hidrogenofílica e acetofílica são representadas pelas Equações 2.29 e 2.30, respectivamente.



$$\frac{dX_a}{dt} = (Y_a \cdot E_a - k_{ad}) \cdot X_a \quad (2.29)$$

$$\frac{dX_h}{dt} = (Y_h \cdot E_h - k_{hd}) \cdot X_h \quad (2.30)$$

Em que X_a e X_h é a massa das bactérias metanogênicas acetoclásticas e consumidoras de hidrogênio em mg/dm^3 ; Y é a massa de bactéria produzida por massa de substrato consumido; E é a taxa de consumo do substrato, que depende da T, pH, concentração dissolvida de substrato para a bactéria i dada pela Equação 2.31; K_d é a taxa de diminuição da biomassa.

$$E_i = E_{\max j} \frac{Z_i \cdot e^{[-(pH-7)^2 \cdot \ln(4)]} \cdot (e^{-aT} - e^{-bT})}{(K_i + Z_i)(1 + e^{-c(T-d)})} \quad (2.31)$$

Em que Z_i é a concentração do substrato para a bactéria i , K_i é a meia velocidade do Modelo de Monod; e a , b , c e d são coeficientes obtidos pelo ajuste da curva de produção de metano em função da temperatura.

Além do modelo de biodegradação, YOUNG (1995) também comprovou matematicamente que mudanças no fluxo e composição do gás são afetadas diretamente devido a pequenas variações na diferença de pressão. Sendo assim, estudos utilizando este modelo para previsão da geração de gás devem existir o acompanhamento freqüente da pressão interna e pressão atmosférica.

2.5 MODUELO

O MODUELO é um programa computacional de simulação dinâmica de aterros de RSU desenvolvido pelo Grupo de Engenharia Ambiental da Universidad de Cantabria, na Espanha. A partir de dados climatológicos, produção dos resíduos, configuração e exploração do aterro são estimadas a geração e composição de lixiviados e gases e recalques ao longo do período simulado selecionado a partir de modelos hidrológicos e de biodegradação (LOBO *et al*, 2006a).

Os dados de entrada do programa consistem em *dados climatológicos* (precipitação, temperatura, radiação, velocidade do vento e outros), *definição da geometria do aterro* (representação tridimensional do terreno, ordem de enchimento das células que conformam o aterro), *produção de resíduos* (quantidade e composição dos RSU, evolução temporal, características de biodegradabilidade), e se existente, a *recirculação de lixiviados* (vazão diária de lixiviados que serão extraídos do sistema de armazenamento e enviados à planta de tratamento).

Diversos autores, no Brasil e no Mundo, tem utilizado o Moduelo, desde as versões anteriores, *Moduelo 1 e 2*, e a mais recente, *Moduelo 3*. Nos estudos realizados por DUPUY (2000), o *Moduelo 1* foi aplicado em um reator piloto em laboratório e verificou que, principalmente no módulo de biodegradação havia grandes falhas. Assim, LOBO (2003a) aprimorou diversas ferramentas criando o *Moduelo 2*, o qual foi calibrado e validado o módulo hidrológico e de degradação na nova fase de operação do Aterro Meruelo localizado

em Cantabria na Espanha. Em 2005, foi criado o *Moduelo 3* o qual foi aplicado no Aterro de Can Mata em Barcelona na Espanha, que serviu como validação dos modelos incorporados no Moduelo 3 (LOBO *et al*, 2006c).

No Brasil, destacam-se os estudos realizados por FERREIRA (2006) , BORBA (2006) e PADILLA (2007). O primeiro autor, FERREIRA (2006) avaliou o volume e composição do lixiviado gerado no aterro sanitário da CTR de Nova Iguaçu/RJ utilizando o Moduelo 2, além de avaliar a sensibilidade de alguns parâmetros do modelo hidrológico e de degradação, onde concluiu que a composição dos resíduos e os dados climatológicos foram os fatores que mais afetaram a qualidade e composição do lixiviado. BORBA (2006) investigou a aplicação de diferentes métodos de geração de gás, inclusive o Moduelo 2, também no aterro sanitário CTR de Nova Iguaçu/RJ. PADILLA (2007) aplicou o Moduelo 3 em um célula e um aterro experimental existentes no aterro sanitário em Belo Horizonte/MG, com o objetivo de estimar o volume de lixiviados gerados. Todos os autores aqui citados encontraram dificuldade no detalhamento das informações necessárias, principalmente nas informações climáticas, composição gravimétrica (pois o aterro de Nova Iguaçu recebia também resíduos industriais), dados históricos de preenchimento além de dados de caracterização de lixiviado com uma maior periodicidade.

2.5.1 Algoritmo Geral

O modelo discretiza o terreno tridimensionalmente, onde cada elemento é representado por um paralelepípedo com dimensões fixas definidas, de maneira que estejam incluídos uma camada de resíduos e de solo, denominados de célula. (LOBO *et al*, 2006b).

O programa está estruturado em três blocos de gestão de dados: clima, configuração do aterro e produção de resíduos, havendo ainda dois módulos principais de cálculo, o hidrológico e o de biodegradação. O algoritmo geral do programa pode ser representado pela Figura 2.8. O método utilizado para resolver as equações diferenciais é o método das diferenças finitas centradas nas células que discretizam o aterro.

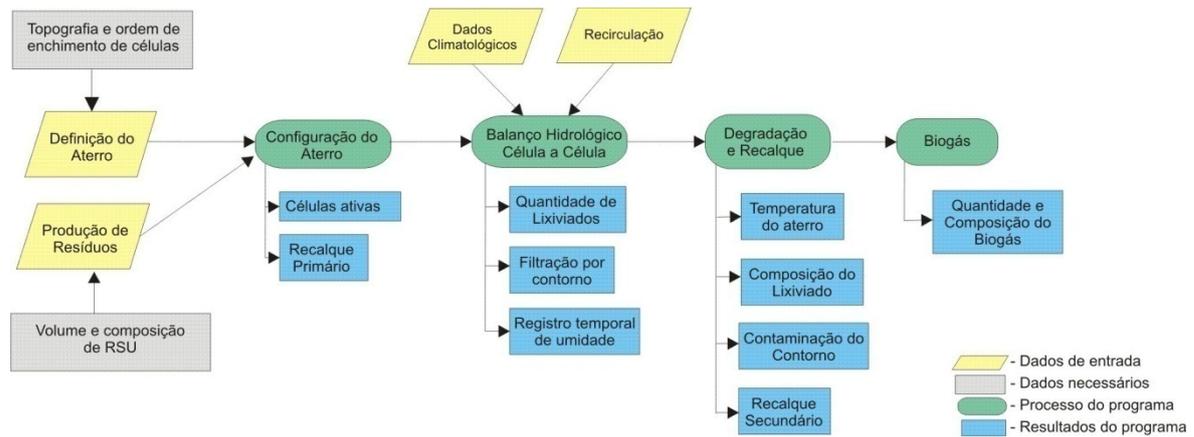


Figura 2.8. Algoritmo geral do programa (adaptado de LOBO *et al*, 2006b)

O primeiro processo é a definição do bloco de produção dos resíduos, definindo a quantidade de resíduos diária seguido da conformação da malha de diferenças finitas do objeto a ser estudado, definindo a geometria da base do terreno e a ordem de enchimento das células com resíduos e camada de cobertura e dos elementos drenantes, caracterizando cada célula. São utilizados seis tipos de células para a representação do aterro, dentre elas:

- Célula Terreno: célula impermeável e inativa que permite representar as irregularidades da base do aterro. São definidas pela topografia original do terreno. Não possuem ordem de colocação, nem interagem com as outras células.
- Célula vazia: células que não tem e nunca terão elementos em seu interior. Permite o fluxo livre através dela até as células inferiores.
- Célula de resíduos (*célula vertedero*): são as células que contém os resíduos que chegam ao aterro, dispostas sempre com uma camada de cobertura intermediária sobre elas. Cada célula possui um número referente a ordem de enchimento, que define quando a célula deixará de ser uma célula vazia e passará a célula de resíduos, dependendo da quantidade de resíduos que chega diariamente ao aterro para o seu preenchimento.
- Célula de resíduos com camada de cobertura final (*célula vertedero sellado*): funciona exatamente igual a célula de resíduos, entretanto são definidos aqui os parâmetros característicos da camada de cobertura final do aterro.

- Célula de solo (*célula relleno*): São células formadas por um único tipo de material distinto de resíduo, no caso solo, que representam os caminhos de terra para direcionar o lixiviado que aparece na cobertura e outros. Considera-se que células desse tipo são impermeáveis. Também possuem um número de ordem de enchimento, porém seu enchimento é imediato, não necessitando esperar o tempo necessário para preencher a célula de resíduos, como as células de resíduos.

- Células drenantes (*célula dren*): Têm o mesmo comportamento das células de solo, entretanto representam os drenos verticais existentes na massa de lixo.

O processo seguinte é o balanço hidrológico no qual é possível obter a quantidade de líquido acumulada dentro da célula e o lixiviado gerado, em função de parâmetros definidos de configuração do aterro, características dos materiais existentes e principalmente dos dados climatológicos. O balanço de líquidos é feito em cada célula, considerando como entrada de líquidos sob a forma de precipitação, infiltração vertical e horizontal, recirculação de lixiviados e exfiltração através do contorno e a saída deste material através do escoamento direto ou superficial, evaporação, evapotranspiração e infiltração pelo contorno do aterro.

Com os resultados de umidade de cada célula, o modelo de degradação estima a taxa de degradação (em porcentagem), que é utilizada nos cálculos para a obtenção da composição do lixiviado, perda de matéria orgânica por arraste no lixiviado, incremento de temperatura por degradação e recalque produzido em cada célula por perda de massa. Como resultado da degradação da matéria orgânica dissolvida no lixiviado se calcula também, quantitativamente e qualitativamente, o biogás gerado em cada incremento de tempo (Δt).

O ciclo se encerra com a atualização do tempo ($t \rightarrow t+\Delta t$) incorporando aos dados de produção os diferentes tipos de resíduos, o crescimento da taxa de produção e outros. Sendo assim, o ciclo se repete até alcançar o tempo total de simulação.

2.5.2 Modelo Hidrológico

Para se estimar a quantidade de lixiviados gerados no aterro, o programa realiza o balanço hidrológico célula a célula apresentando a quantidade de água armazenada no final de cada incremento de tempo, sendo necessário os dados referentes a configuração atual do aterro, valores de precipitação e temperatura, além das características do sistema de recirculação, se existir. Por último são considerados os modelos de infiltração vertical e horizontal e a configuração do sistema de coleta de lixiviados dentro do modelo hidrológico. Em resumo, o módulo hidrológico considera dois blocos: o balanço hidrológico superficial e o fluxo no interior do aterro. O balanço de águas é feito através da equação de balanço de água, analisando os valores de entrada e saída da unidade elementar, onde cada parâmetro é analisado paralelamente como um submodelo, que é apresentado por LOBO *et al* (2003b), e LOBO *et al* (2006b).

Estudando o balanço hidrológico superficial há de considerar dois condicionantes principais: a disponibilidade de dados climatológicos e a caracterização das camadas superficiais (modelos de infiltração vertical e horizontal) por uma parte e o intervalo de cálculo ou passo de tempo por outra. No balanço hídrico superficial (Equação 2.32), são analisadas a quantidade de água precipitada sobre a área do aterro (P), infiltrada para o interior do aterro (I), armazenada superficialmente (ARMSUP), escoada superficialmente para fora do aterro (ESCSUP) e a chuva evaporada (CHUEVPT).

$$I = P - CHUEVPT - ESCSUP - ARMSUP \quad (2.32)$$

Uma das suposições do programa é o fato de quando a umidade da célula supera a capacidade de campo, uma determinada quantidade de água se acumula rapidamente na parte inferior da célula, formando uma zona de água saturada através da qual se produzem todos os fluxos de umidade. Em cada passo de tempo, a partir da altura de umidade livre inicial conhecida em cada célula, calculam-se estes fluxos sucessivamente, primeiro determinando fluxos verticais e fluxos até os drenos e em seguida o fluxo horizontal entre as células. O balanço hídrico no interior da massa de resíduos, dado pela Equação 2.33, considera a entrada de água por infiltração (I), a umidade inicial dos resíduos depositados (WRSU), a saída de água através da evapotranspiração interna (EVPTINT), o consumo pelas reações de degradação dos materiais (RD) e a retenção na massa de resíduos sob a forma de umidade (ARMINT).

$$LIX = I + WRSU + RD - EVPTINT - ARMINT \quad (2.33)$$

Na Figura 2.9 pode-se observar o balanço de águas realizado célula a célula, na superfície do aterro. Numa célula existente no interior do aterro, sem fronteiras com a superfície, a entrada de águas não se dá por intermédio da precipitação e sim através dos fluxos verticais da célula superior e fluxo horizontal das células adjacentes, e a saída de água através do fluxo vertical para as células inferiores e fluxos horizontais para as células adjacentes, existindo assim uma variação de umidade. Como resultado final desse balanço tem-se a coleta dos líquidos drenados.

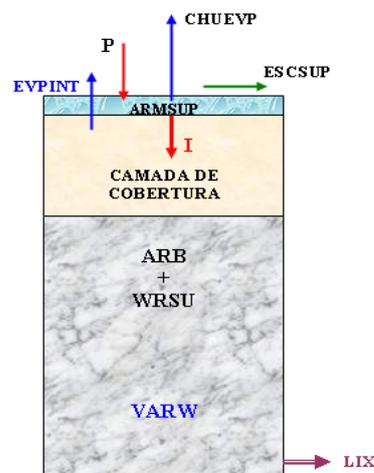


Figura 2.9. Seqüência do balanço hidrológico superficial e interior para as células (PADILLA, 2007)

2.5.2.1. Sub-modelo de Precipitação

Os dados de entrada do modelo de precipitação são obtidos através dos dados de precipitação horária fornecidos pela estação meteorológica mais próxima do aterro. Além disso, é definido um parâmetro “duração de chuva isolada” que corresponde a uma estimativa de tempo o qual chove, objetivando ponderar a intensidade horária neste tipo de chuvas. Seu valor encontra-se num intervalo entre 1 a 60 minutos.

2.5.2.2.Sub-modelo de Infiltração

O modelo é baseado na determinação da curva da capacidade de infiltração em função do tempo. Graficamente, HORTON (1933) *apud* LOBO *et al* (2003b) observou que a curva tende a um valor constante e representou a capacidade de infiltração pela Equação 2.34.

$$f = fc + (fo - fc).e^{-kt} \quad (2.34)$$

Em que f representa a taxa de infiltração do solo [$L.T^{-1}$] em determinado momento t ; fc é o valor mínimo da taxa de infiltração, decorrido algum tempo; fo é a velocidade de infiltração inicial (valor máximo de f) [$L.T^{-1}$], que corresponde ao início de precipitação; k é a constante determinada pelo ajuste da equação aos pontos de Intensidade x Tempo medidos em campo; t é o tempo decorrido desde a saturação superficial do solo.

No programa, é necessário definir os parâmetros k , fc e fo . Segundo LOBO *et al* (2003a), quando não se tem medições *in situ*, propõe-se um valor para k de $4,14 h^{-1}$, enquanto os valores de fc e fo dependem do tipo de solo, da umidade e da existência ou não de vegetação, como na Tabela 2.9 e 2.10.

Tabela 2.9. Valores de fc .

Tipo de solo	fc (mm/h)
Areia	11,43 – 7,62
Silte-areia	7,62 – 3,81
Silte-argila	3,81 – 1,27
Argila	1,27 - 0

Fonte: LOBO *et al* (2003a).

Tabela 2.10. Valores aproximados de fo .

Estado do solo	Vegetação	Tipo, estado e vegetação do solo	fo (mm/h)
Seco	Escassa ou nula	Arenoso	127
		Siltoso	76
		Argiloso	25
Seco	densa	-	Valores anteriores x 2
Úmido	-	Perto da capacidade de campo	Anteriores/3
		Perto da saturação	Próximo a fc
		Abaixo da capacidade de campo	Anteriores/1,5 – 2,5

Fonte: LOBO *et al* (2003a).

Dentro do programa, a cada hora que existe precipitação (P), esta é comparada com a capacidade de infiltração (f) nesse mesmo instante. Se $P < f$, toda a chuva é infiltrada e em contrapartida, se $P > f$, uma parte da chuva se infiltra e o restante da origem ao escoamento superficial.

2.5.2.3. Sub-modelo de Evaporação

Têm-se dois tipos de evaporação, a evaporação simples (solo exposto) e o modelo de evapotranspiração, onde além de considerar a evaporação simples, leva em conta a água evaporada pela transpiração das plantas. A evaporação só tem efeito sobre as células superficiais, ou seja, a quantidade de água resultante da aplicação deste modelo só é real quando existir água disponível na célula superficial. Sendo assim, introduz-se o conceito de “profundidade de evaporação” (PEV) que consiste na espessura da camada superior do aterra cuja umidade pode ser perdida pelo processo de evaporação ou evapotranspiração. Esta variável pode ser introduzida no programa como uma variável de entrada, sendo recomendado um valor entre 0 e 0,3 m. Entretanto, também pode ser estimada em função da permeabilidade vertical (k_v), como mostra a Equação 2.35.

$$PEV(m) = 0,0458 \cdot (1,5952)^{\log k_v} \quad (2.35)$$

Para calcular a evaporação (EVP) e a evapotranspiração ($EVTP$) potencial, a partir de dados diários de uma estação meteorológica completa (que contenha dados de precipitação horária, temperatura média, velocidade do vento, horas de sol diária), o programa aplica a equação de Penman (Equação 2.36), onde apenas diferem entre si a energia aerodinâmica Ea , dada pela Equação 2.37 e 2.38, respectivamente, para a evaporação potencial (EVP) e a evapotranspiração ($EVTP$).

$$E = (\Delta \cdot Rn + \gamma \cdot Ea) / (\Delta + \gamma) \quad (2.36)$$

$$Ea = 0,35 \cdot (0,5 + 0,54 \cdot \frac{V}{3,6}) \cdot (ea(t) - e(Hr, t)) \quad (2.37)$$

$$Ea = 0,35 \cdot (1 + 0,54 \cdot \frac{V}{3,6}) \cdot (ea(t) - e(Hr, t)) \quad (2.38)$$

Em que E é a evaporação em mm/dia; γ é a constante psicrométrica; Δ é a inclinação da curva de tensão de saturação; Rn a radiação líquida traduzida em mm de água que se pode evaporar; Ea é a energia aerodinâmica de evaporação; V é velocidade média do vento (km/h) a 2 m da superfície, $ea(T)$ é a tensão de saturação que é função da temperatura (mm Hg); $e(Hr, t)$ é a tensão de vapor d'água no ar (mmHg), função da umidade relativa (Hr) e da tensão de saturação.

2.5.2.4. Sub-modelo de armazenamento e escoamento superficial

Depois de produzidos a evaporação, evapotranspiração e a infiltração, o líquido se armazenará na superfície até uma altura máxima dp e estará disponível sobre a célula até o próximo incremento de tempo. Superada esta altura, se produzirá o escoamento superficial.

Sendo assim, podem existir dois tipos de registro de escoamento superficial: o escoamento de células conectadas, onde os drenos superficiais estão conectados ao sistema de coleta de lixiviados, e o escoamento de células não conectadas, onde os drenos superficiais seguem uma linha independente do sistema de coleta de lixiviados. Outro tipo de classificação é o sistema de gestão de escoamento superficial misto, onde uma parte é conectada e outra não (LOBO *et al*, 2006b).

2.5.2.5. Sub-modelo de Fluxo Vertical

O programa analisa o modelo de fluxo não-saturado levando em conta 3 tipos de células, onde para cada uma é utilizado um modelo: Modelo célula-cobertura (célula de resíduo ou outro componente colocado sobre uma camada de menor permeabilidade vertical); Modelo drenagem livre (célula de resíduo ou outro componente colocado sobre uma camada de

mesma permeabilidade ou maior); Modelo célula impermeável (célula de resíduo ou outro componente colocado sobre uma camada impermeável ou praticamente impermeável).

Os modelos são descritos com base na análise numérica da solução de distintos casos pela fórmula de Van Genuchten, dado pela Equação 2.39, que estima o teor de umidade interno de um solo, onde θ_{res} é o conteúdo de umidade residual (%volume); θ_{sat} é o teor de umidade do solo saturado (% volume); θ é o conteúdo instantâneo de umidade (%volume); $|h|$ [L] é o potencial matricial e α [L⁻¹], n [L^{0T0}] são parâmetros característicos do Modelo de Van Genuchten para cada solo que controlam a distribuição de umidade em condições estáveis.

$$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{\left[1 + (\alpha \cdot |h|)^n\right]^m}; \quad m = 1 - \frac{1}{n}; \quad h = 10^{PF}; \quad PF=2,265 (\alpha=0,01, n=2) \quad (2.39)$$

Para calcular o teor de umidade dentro do aterro (camada de resíduo e de solo), é necessário conhecer, além dos parâmetros citados a condutividade hidráulica saturada vertical (K_s) e a condutividade hidráulica não saturada vertical (K), que são os parâmetros hidráulicos do modelo. Sendo assim, a Tabela 2.11 apresenta os parâmetros de referência utilizando o modelo Van Genuchten, levando em consideração a condutividade hidráulica saturada vertical do solo ou do resíduo.

Tabela 2.11. Parâmetros de referência do modelo de Van Genuchten.

Solo	K_s (cm/d)	θ_{res} (cm ³ /cm ³)	θ_{sat} (cm ³ /cm ³)	α (cm ⁻¹)	n (-)
RSU	86,4	0,20 – 0,00	0,5	0,005; 0,0075; 0,01; 0,015	2,0 – 2,5
Cobertura	0,0864	0,286	0,446	0,001	1,5
Argila	25	0,20	0,54	0,008	1,8
Areia	400	0,12	0,42	0,012	3

Fonte: LOBO *et al* (2006b)

Para o resíduo, antes do processo de calibração e desconhecida experimentalmente a condutividade hidráulica vertical saturada, pode-se utilizar um K_s de 10⁻⁵ m/seg (86,4cm/d), sendo assim, a umidade de saturação geralmente utilizada como entrada no programa é de 50% e a umidade residual de 10%.

i) Modelo célula - cobertura

No caso de células com cobertura, a Figura 2.10 representa um esquema do modelo adotado. A vazão Q_{12} é calculada em função da permeabilidade saturada da cobertura mediante a Equação 2.40 onde q_v é o fluxo vertical através da cobertura (L^3T^{-1}); k_v^{cob} é a permeabilidade vertical saturada da cobertura (LT^{-1}); k_v^{RSU} é a permeabilidade vertical saturada dos resíduos sólidos urbanos (LT^{-1}); $i(t)$ é gradiente hidráulico no instante t e Ah é a seção horizontal que atravessa o fluxo vertical;

$$q_v = k_v^{cob} \cdot i(t) \cdot Ah \quad (2.40)$$

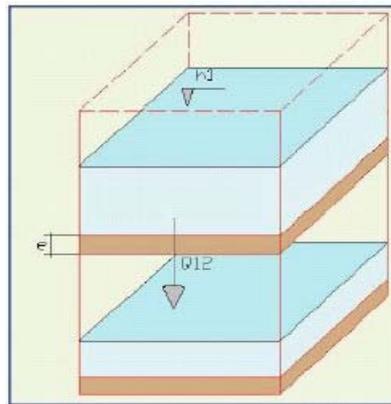


Figura 2.10. Esquema de fluxo vertical para células com cobertura (LOBO *et al*, 2003b)

A distribuição interna de umidade na vertical favorece a formação de uma lâmina de água no fundo da célula de forma progressiva alcançando seu valor máximo não instantaneamente. Este aumento de água acumulada favorece a vazão que passa através da cobertura e assim o valor máximo do fluxo vertical não se produz até transcorrer um tempo (th_{max}) desde a colocação da célula, que coincide com o máximo valor da lâmina acumulada no fundo e o gradiente máximo. Supõe-se que o fluxo vertical através da cobertura começa desde o instante inicial (LOBO *et al*, 2003b).

Para uma célula recém colocada com camada de cobertura intermediária abaixo dela e um teor de umidade inicial (θ_0), o programa calcula o conteúdo mínimo de umidade pelo qual se produz fluxo vertical até a célula inferior (θ_{minv}) obtido pela equação de Van Genuchten, fazendo $\theta = \theta_{minv}$. Sendo assim, visando estimar th_{max} , aplica-se a Equação 2.41, sendo esta função do θ_0 , e das permeabilidades verticais do solo de cobertura e do RSU.

Para estimar o gradiente hidráulico i no tempo t , se o tempo for menor que $thmax$ tem-se a Equação 2.42, caso contrário, se o tempo for maior ou igual a $thmax$, tem-se a Equação 2.43.

$$thmax = -\frac{\ln(\Theta_0)}{k}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \Theta_0 = \frac{\theta_0 - \theta_{min_v}}{\theta_{sat} - \theta_{min_v}} \\ \theta_{min_v} = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{[1 + (\alpha \cdot |h|)^n]^m} \\ k = 6,53 \cdot \exp^{-4} \cdot \exp\left(1,56 \cdot \log\left(\frac{K_v^{RSU}}{K_v^{cob}}\right)\right) \cdot \frac{K_v^{cob}}{0,082} \cdot \left[1 + \frac{\theta_{res}}{30}\right] \end{array} \right. \quad (2.41)$$

$$t < thmax: \quad i(t) = 4 \cdot thmax \cdot imax \cdot \frac{t}{(t + thmax)^2}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} imax(\Theta_0, k_v) = i_{saturação} \cdot (1 - (1 - \Theta_0)^\beta) \\ i_{saturação} = \frac{h_{RSU} + e_{cob}}{e_{cob}} \\ \beta = -0,0379 \cdot \left(\log\left(\frac{k_v^{RSU}}{k_v^{cob}}\right)\right)^2 + 0,3919 \cdot \log\left(\frac{k_v^{RSU}}{k_v^{cob}}\right) - 0,310 \end{array} \right. \quad (2.42)$$

$$t \geq thmax: \quad i(\theta_0, k_v^{cob}, k_v^{RSU}) = i_{saturação} \cdot (1 - (1 - \Theta_0)^\beta) \quad (2.43)$$

Onde h_{RSU} é a espessura da camada de resíduos e e_{cob} a espessura da camada de cobertura.

ii) Modelo drenagem livre

No caso de célula sem cobertura intermediária, não haverá acumulação de água no fundo das células, exceto se a inferior se satura. O processo apenas estará limitado pela umidade de saturação (θ_{sat}) da célula inferior, que não pode ser ultrapassada, e a umidade residual (θ_{res}) da célula superior, que não pode ser diminuída. Sendo assim, a vazão de líquido que passa da célula superior para a célula inferior é obtida mediante a Lei de Darcy com um gradiente hidráulico unitário e permeabilidade saturada vertical da célula, conforme apresentado na Equação 2.44, em que K_s é a permeabilidade vertical saturada; K_r é o fator que depende do conteúdo de umidade a cada instante de tempo, e, assim como no modelo de Van Genuchten, também é função dos parâmetros α e n , característicos do terreno; θ é o conteúdo instantâneo

de umidade (%vol) e o *gradiente* é considerado constante, independente do conteúdo de umidade.

$$q_v = K_s \cdot K_r \cdot \text{gradiente}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} K_r = \Theta^{1/2} \left(1 - \left(1 - \Theta^{1/m} \right)^m \right)^2 \\ \Theta = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \\ \text{gradiente} = 60 \cdot \alpha + 1,3 \end{array} \right. \quad m = 1 - \frac{1}{n} \quad (2.44)$$

iii) Modelo célula impermeável

Em uma célula de resíduos colocada sobre uma célula impermeável ou sobre a base do aterro, não haverá fluxo vertical, apenas horizontal para as células adjacentes. Assim, a lâmina de água saturada no fundo da célula vai aumentando no tempo até alcançar um valor máximo. Supõe-se que o acúmulo de água no fundo começará desde o instante inicial. Assim como no modelo célula com cobertura, calcula-se a umidade mínima em que se produz o fluxo horizontal (θ_{min_H}), que é calculado pela equação de Van Genuchten, fazendo $\theta = \theta_{min_H}$. Assim, para uma célula recém colocada sobre uma camada impermeável e um conteúdo de umidade inicial (θ_0) se calcula th_{max} e h_{max} como mostram as Equações 2.45 e 2.46.

$$th_{max} = \frac{\ln(\Theta_0)^{1,25}}{0,04 \cdot \frac{K_v^{RSU}}{86,4} \cdot \left(1 + \frac{\theta_{res}}{30} \right)}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} h_{max}(\Theta_0) = h_{RSU} (1 - (1 - \Theta_0)^{1/2}) \\ \Theta_0 = \frac{\theta_0 - \theta_{min_v}}{\theta_{sat} - \theta_{min_v}} \\ \theta_{min_v} = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{[1 + (\alpha \cdot |h|)^n]^m} \end{array} \right. \quad (2.45)$$

Para cada intervalo de tempo o modelo calcula a altura de água acumulada ($h(t)$). Se o tempo t for menor que th_{max} tem-se a Equação 2.46, caso contrário, se o tempo for maior ou igual a th_{max} , tem-se a Equação 2.47.

$$t = t_{hmax}: \quad h(t) = 4 \cdot t_{hmax} \cdot h_{max} \cdot \frac{t}{(t+t_{hmax})^2} \quad (2.46)$$

$$t \geq t_{hmax}: \quad h(t) = h_{max} \quad (2.47)$$

2.5.2.6. Submodelo de fluxo preferencial

O fluxo preferencial ocorre pela não-uniformidade do material resultando numa diminuição do tempo de retenção da umidade e no aumento da velocidade de fluxo de líquidos na célula. No modelo, a célula pode ser dividida em duas partes, zona canalizada e zona não canalizada, como mostra a Figura 2.11. Sendo assim, os canais preferenciais apresentam uma permeabilidade superior a permeabilidade da própria célula, definindo assim dois parâmetros: μ que é o percentual do volume da célula em que se encontram os canais preferenciais e f_k que consiste no fator de permeabilidade saturada do material na zona canalizada.

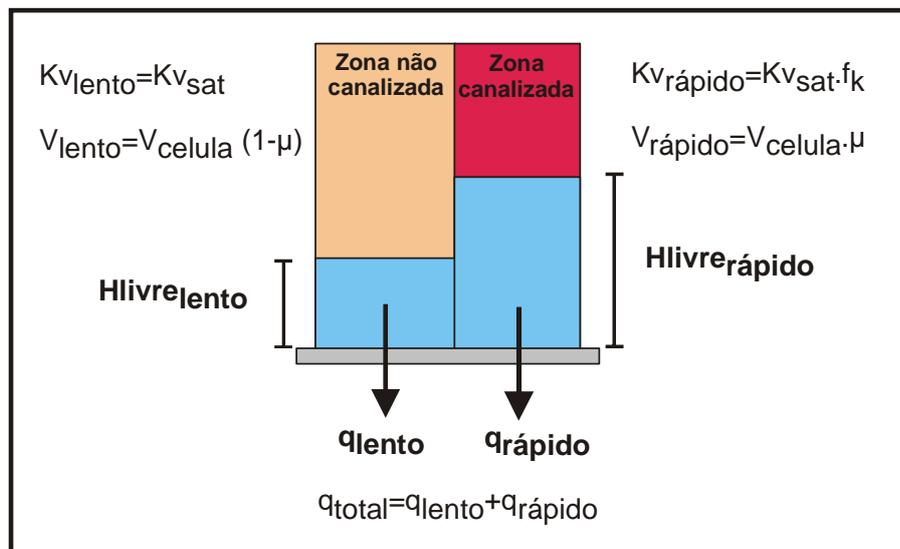


Figura 2.11. Divisão de uma célula para estudo do fluxo preferencial (LOBO *et al*, 2003b).

A zona não canalizada é a que produz o fluxo mais lento (q_{lento}), tendo uma permeabilidade vertical saturada e um volume da célula definido por $Vol_{lento} = Vol_{total} \cdot (1 - \mu)$. Já a zona canalizada é a que produz o fluxo mais rápido ($q_{rápido}$), tendo uma permeabilidade vertical dada por $k_v = k_{vsat} \cdot f_k$ e um volume definido por $Vol_{rápido} = Vol_{total} \cdot \mu$. Sendo assim, o fluxo total é dado por $q = q_{rápido} + q_{lento}$. Uma vez produzido o fluxo vertical, a altura de água livre estimada para o fluxo horizontal é calculada repartindo no fundo da célula o volume de água

acumulado no fundo de cada uma das partes, assim como mostram as Equações 2.48 e 2.49. Assim, a altura livre o qual é submetido o fluxo horizontal é dada pela Equação 2.50.

$$Vol_{lenta} = H_{livre_{lenta}} \cdot porosidade \cdot (1 - \mu) \cdot Ah \quad (2.48)$$

$$Vol_{rápida} = H_{livre_{rápida}} \cdot porosidade \cdot \mu \cdot Ah \quad (2.49)$$

$$H_{livre_{fluxoHor}} = H_{livre_{lenta}} (1 - \mu) + H_{livre_{rápida}} \cdot \mu \quad (2.50)$$

2.5.2.7. Submodelo de drenagem

Este modelo se aplica as células do aterro, as quais possuam drenos inferiores, seja de camada de pedras ou tubulação para extração de lixiviado, que a princípio sejam capazes de direcionar todo o líquido que chegue até a tubulação de drenagem. No caso de existir abaixo da camada de drenagem uma camada impermeável, considera-se a permeabilidade do material que compõe o sistema de drenagem como condicionante para o fluxo de líquidos até a célula inferior. No caso de não existir essa camada impermeável, será considerada a permeabilidade do material existente abaixo do dreno.

Em princípio se supõe que o fundo da célula que tem uma camada de pedras seja capaz de coletar todo o líquido que chegue até a tubulação de drenagem. Assim, o fluxo dentro da célula é similar ao modelo de fluxo vertical de drenagem livre, sem água acumulada no fundo. Caso contrário, onde o sistema de drenagem não seja capaz de extrair todo o líquido que chega, haverá um acúmulo de líquido na célula, modificando o modelo de cálculo.

i) Modelo de drenagem sem líquido acumulado no fundo

É calculado segundo o modelo célula sem cobertura, anteriormente definido. Para representar a capacidade máxima da tubulação de drenagem, que pode limitar a captação do lixiviado em períodos de grande chuva, se define o parâmetro de propriedade do dreno chamado de “*área da tubulação de drenagem por célula*”, que corresponde a área da tubulação do sistema de

drenagem principal ou secundário dividido pelo número de células que formam parte do dreno nessa camada.

Utilizando a fórmula de Manning (Equação 2.51), se calcula a vazão máxima de lixiviado que pode ser extraída pelo dreno de cada camada ($q_{max_{dren}}$), quando a tubulação opera com seção cheia.

$$q_{max_{dren}} (m^3 / hora) = \frac{1}{n} \cdot i^{1/2} \cdot R_H^{2/3} \cdot A_{seçãocheia} \cdot 3600 = \frac{1}{n} \cdot i^{1/2} \cdot \left(\frac{D}{4}\right)^{2/3} \cdot \frac{\pi D^2}{4} \cdot 3600 \quad (2.51)$$

Onde n é o coeficiente de rugosidade de Manning característico de cada tipo de material; i é a declividade do terreno; R_H é o raio hidráulico [L]; $A_{seçãocheia}$ corresponde a área transversal [L²]; D é o diâmetro da tubulação [L].

Caso a vazão de lixiviado no dreno (qv_{dren}) seja inferior a $q_{max_{dren}}$, o dreno funciona corretamente e todo o lixiviado que chega é coletado pelo dreno. Entretanto se qv_{dren} for superior a $q_{max_{dren}}$ o dreno não é capaz de coletar todo o lixiviado havendo um fluxo excessivo ($q_{excesso} = qv_{dren} - q_{max_{dren}}$) onde a quantidade de líquido ficará acumulada no fundo da célula. Frente a células com cobertura, sem cobertura ou sobre drenos, o excesso será percolado para as células inferiores.

Se existe a camada impermeável, a altura de água acumulada no fundo (h) é estimada pela Equação 2.52. Se a célula inferior tem cobertura intermediária e o dreno não está impermeabilizado, o fluxo é calculado pela Equação 2.53. No caso de célula com cobertura e o dreno encontra-se impermeabilizado, a água que passa pelo geotêxtil, dependerá das características deste e da altura de água acumulada no fundo, como na Equação 2.54, onde, a condutância é característica do geotêxtil.

$$h(m) = \frac{q_{excesso} (m^3 / hora)}{Ah(m^2) \cdot porosidade_{RSU}} \quad (2.52)$$

$$qv (m^3 / hora) = K_v^{cob} \cdot \frac{h + e_{cob}}{e_{cob}} \cdot Ah \cdot 3600 \quad (2.53)$$

$$q_v(m^3 / hora) = \text{Condutância} \cdot h \cdot Ah \cdot 3600 \quad (2.54)$$

Uma vez produzidos os fluxos verticais para as células inferiores, a altura de água acumulada no fundo se reduz a Equação 2.55.

$$h_t(m) = \frac{q_{\text{excesso}} - q_v}{Ah \cdot \text{porosidade}_{RSU}} \quad (2.55)$$

Produzidos os fluxos até o dreno e o fluxo vertical até a célula inferior e ainda exista líquido acumulado no fundo da célula, tem-se o fluxo horizontal até as células adjacentes. Se ainda assim permanecer líquido acumulado no fundo de uma célula com sistema de drenagem inferior, no passo seguinte o fluxo até o dreno não poderá ser calculado como modelo de drenagem livre e o comportamento dependerá do material situado abaixo da célula de cálculo, podendo aplicar o modelo da célula com cobertura ou célula impermeável que é definido no modelo de drenagem com líquido acumulado no fundo (LOBO *et al*, 2006b).

ii) Modelo de drenagem com líquido acumulado no fundo

Se o volume de líquido é maior que a capacidade máxima de captação do dreno, o fluxo na tubulação será em seção cheia e a nova altura de água será estimada pela Equação 2.56, havendo ainda um fluxo de líquido para a célula inferior ao dreno. Se a célula inferior tem cobertura e o dreno esta impermeabilizado, o fluxo é dado pela Equação 2.57. Se abaixo do dreno existe uma camada de geotêxtil, o fluxo dependerá das características deste (condutância) e da altura de água acumulada sobre ele, de tal forma como na Equação 2.58.

$$h_t' = h_t(m) - \frac{q_{\text{max}_{\text{dren}}}(m^3 / h)}{Ah \cdot \text{porosidade}} \quad (2.56)$$

$$q_v(m^3 / h) = K_v^{\text{cob}} \cdot \frac{h_t' + e_{\text{cob}}}{e_{\text{cob}}} \cdot Ah \cdot 3600 \quad (2.57)$$

$$q_v(m^3 / h) = \text{condutância} \cdot h_t' \cdot Ah \cdot 3600 \quad (2.58)$$

Devido a existência de um fluxo vertical, a altura de líquido acumulado no fundo diminui de acordo com a Equação 2.59, que dá origem ao fluxo horizontal para as células adjacentes.

$$h_{t+1}(m) = h_t'(m) - \frac{q_v(m^3/h)}{Ah.porosidade} \quad (2.59)$$

2.5.2.8.Sub-modelo de fluxo horizontal

Este sub-modelo estima de forma simplificada o fluxo entre duas células adjacentes, ajustando a umidade em ambas as direções, X e Y. O esquema adotado pelo modelo é apresentado na Figura 2.12. As células são idealizadas como depósitos com uma altura de líquido acumulada no fundo, $h1$ e $h2$, que são obtidas após o cálculo de fluxo vertical e de fluxo no dreno, como citado anteriormente.

O fluxo de uma célula a outra atravessa uma área vertical (Ax), como na Equação 2.60, onde o líquido percorre entre os centros das células (Lx). O fluxo se dá entre duas células, com permeabilidade $k1$ e $k2$ sendo necessário definir uma permeabilidade equivalente de acordo com a Equação 2.61. Aplicando a Lei de Darcy, equação básica de fluxos em meios porosos, obtém-se assim o fluxo horizontal como apresentado na Equação 2.62, onde Δt é o incremento de tempo do programa, 1 hora.

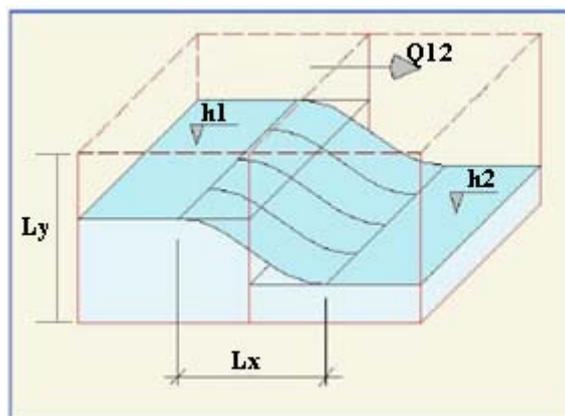


Figura 2.12. Esquema adotado para a modelagem numérica do fluxo horizontal (LOBO *et al*, 2003b).

$$Ax = \left(\frac{h1 + h2}{2} \right) . Ly \quad (2.60)$$

$$Kx_{equivalente} = 2 \cdot \left(\frac{k1 \cdot k2}{k1 + k2} \right) \quad (2.61)$$

$$Q = -\Delta h . Lx \cdot \frac{Ly}{\Delta t} = Kx_{eq} \cdot Ax \cdot i \quad (2.62)$$

Para obter uma expressão do gradiente hidráulico, supõe-se que entre duas células com distinta altura de líquido ($h1$ e $h2$) se produz uma transição de nível, de $h1$ para $h2$, numa distância horizontal Lx . O fluxo horizontal então é estimado de acordo com a Equação 2.63.

$$q_{Hx} (m_3 / s) = Kx_{equivalente} \cdot \frac{(h_{zS1}^2 - h_{zS2}^2)}{2 \cdot Lx} \cdot Ly \quad (2.63)$$

Como é uma fórmula simplificada, pode ocorrer que, se o intervalo de tempo é muito grande, o fluxo pode ser maior que o líquido realmente disponível para o mesmo. Sendo assim, tanto este modelo como os outros, o resultado da expressão de fluxo entra as células é submetido a algumas condições para que a umidade resultante em cada uma das duas células não ultrapasse a umidade de saturação nem fique abaixo da capacidade de campo.

2.5.3 Módulo de Biodegradação

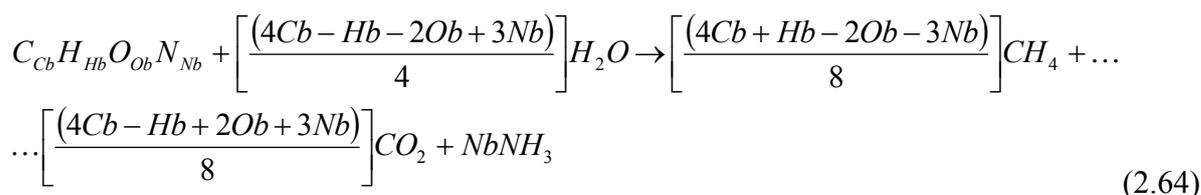
Os resíduos sólidos urbanos são compostos por materiais orgânicos e inorgânicos. O material orgânico é composto por duas frações, uma biodegradável e uma não biodegradável. Da fração biodegradável, uma parte é rapidamente hidrolisável (MS_{rhb}) e outra lentamente hidrolisável (MS_{lhb}), que se caracterizam pela sua fórmula química ($Cc_{rhb}Hh_{rhb}Oo_{rhb}Nn_{rhb}Ss_{rhb}$ e $Cc_{lhb}Hh_{lhb}Oo_{lhb}Nn_{lhb}Ss_{lhb}$). Para identificar cada uma das partes é necessário fazer a caracterização do resíduo por componente (papel, cartão, resíduos de alimento, plásticos, metais etc.), onde cada um, dentro do Modulo 3, tem sua classificação e o usuário pode definir o tipo de material. LOBO *et al* (2006a) recomenda a classificação de acordo com a Tabela 2.13.

Tabela 2.13. Classificação dos resíduos de acordo com a velocidade de hidrólise.

Rapidamente Hidrolisáveis	Lentamente Hidrolisáveis	Inertes
Papel	Madeira	Plásticos
Cartão	Têxtil	Vidro
Resíduos de Comida	Couro e borracha	Metais
	Resíduos de poda	Outros
	Materiais celulósicos	

Fonte: LOBO *et al* (2006a)

Conhecendo a massa de cada componente que chega ao aterro, o programa obtém a classificação global em termos de quantidade de C, H, O, N, S, utilizando a Tabela 2.14. A partir da Equação 2.64, calcula-se a quantidade de metano gerada a partir da decomposição da matéria orgânica biodegradável teórica ou Potencial Bioquímico de Metano teórico ($BMP_{teórico}$). Observa-se que o enxofre não é considerado na fase de geração de metano, supondo que este elemento é consumido no começo da degradação, na fase de hidrólise.

**Tabela 2.14.** Biodegradabilidade dos principais componentes do resíduo .

Componentes do resíduo	Papel	Cartão	Resíduos de Alimento	Resíduos de Jardim	Madeira	Tecido	Borracha e couro	
Composição Média	C	43,50	44,00	48,00	47,80	49,50	55,00	69,00
	H	6,00	5,90	6,40	6,00	6,00	6,60	9,00
	O	44,00	44,60	37,60	38,00	42,70	31,20	5,80
	N	0,30	0,30	2,60	3,40	0,20	4,60	6,00
	S	0,20	0,20	0,40	0,30	0,10	0,15	0,20
Fração biodegradável	44%	38%	58%	45%	61%	40%	0%	
f_{bio} MODUELO	40%	41%	64%	35%	17%	32%	0%	

Fonte: adaptado de LOBO *et al* (2006a)

Pode-se estimar a biodegradabilidade a partir de estudos de ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP), onde se obtém a quantidade de metano produzida ao degradarem-se os resíduos em condições ótimas de biodegradação em laboratório. Como nem toda a matéria orgânica é biodegradável, introduz um fator “ f_{bio} ” que indica a fração que poderia degradar-se em condições ideais, sendo aplicado a todos os elementos químicos de cada componente,

sendo obtido pela relação mostrada na Equação 2.65. Fazendo o mesmo com o fator “(1-f_{bio})” se obtém a massa de matéria orgânica não biodegradável.

$$f_{bio} = \frac{BMP_{experimental}}{BMP_{teórico}} \quad (2.65)$$

Outras substâncias, não incluídas no primeiro modelo, podem ser arrastadas por efeito da hidrólise dos componentes de seu entorno ou conseqüência direta de processos físico-químicos como arraste com o líquido na percolação ou dissolução química. Esta parte é modelada como os compostos orgânicos que aparecem no lixiviado e muitas vezes se agrupam como sendo os compostos húmicos ou DQO refratária. Sendo assim, é definido outro fator, chamado de fator de arraste (f_{ar}), onde a matéria orgânica inerte passa ao lixiviado acompanhando a substância rapidamente (f_{ar}MS_{rhb}) e lentamente hidrolisada (f_{ar}MS_{lhb}).

Entretanto, nem toda a matéria orgânica biodegradável será hidrolisada devido às condições locais do aterro que impedem o acesso dos microrganismos ao resíduo. Em conseqüência disto, outro parâmetro é definido, o fator de acessibilidade (f_{ac}) que indica a fração degradável acessível. Esses fatores de degradabilidade, acessibilidade e arraste podem ser definidos mais claramente segundo a Figura 2.13 que ilustra um diagrama de fluxo de matéria orgânica no processo de decomposição adotado pelo Modulo 3.

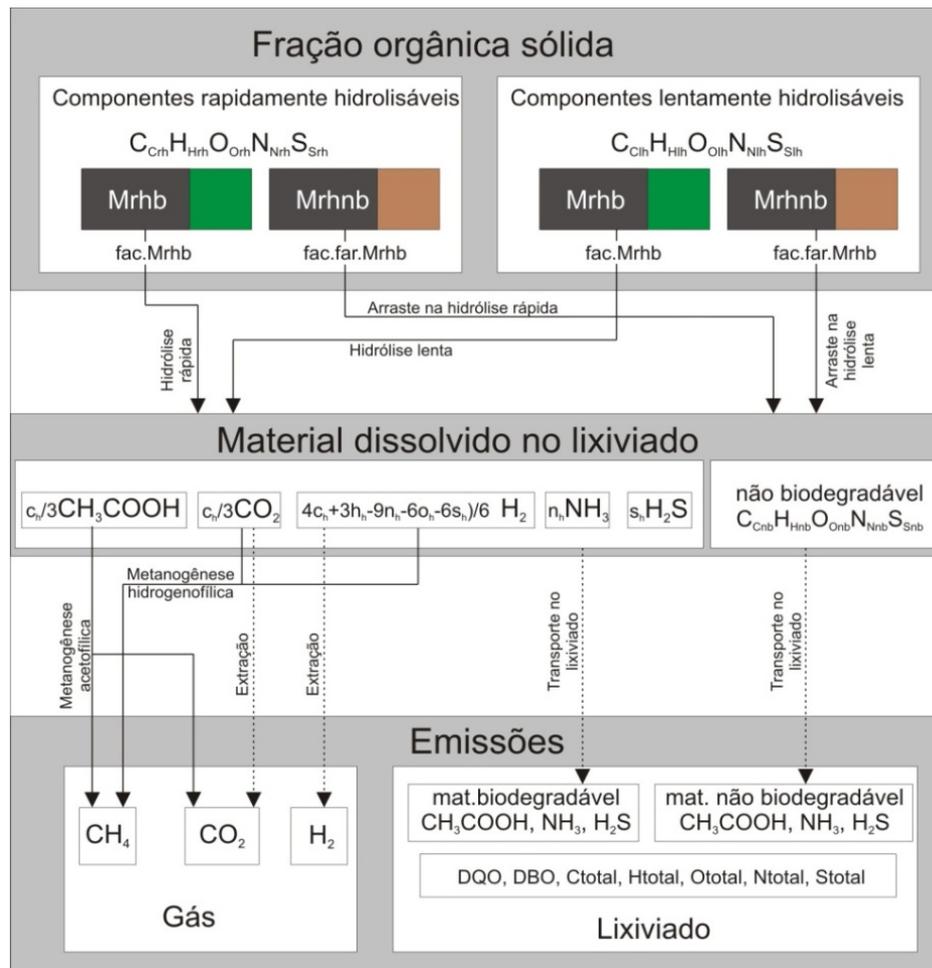


Figura 2.13. Diagrama de Fluxos das distintas substâncias em seu processo de degradação segundo MODUELO 1.0 (LOBO *et al*, 2003b).

2.5.3.1 Fases da degradação

Diferentemente de outros modelos de biodegradação existentes, o Moduelo 3 considera duas fases de decomposição que simula o aparecimento sucessivo do lixiviado e do biogás, a fase de hidrólise e a metanogênese ou gaseificação. A hidrólise representa a transformação da matéria sólida em lixiviado através da decomposição biológica dos compostos orgânicos ou por ação do arraste químico ou físico. As substâncias biodegradáveis sólidas são convertidas diretamente a ácido acético, amônio, gás sulfídrico, dióxido de carbono e hidrogênio. O processo seguinte e final da decomposição no Moduelo 3 converte o acetato à dióxido de carbono e metano, e o dióxido de carbono e hidrogênio à metano, via metanogênese acetofílica e hidrogenofílica, respectivamente. A Figura 2.14 representa o fluxo de substrato utilizado no Moduelo 3, onde cada mol de carbono a ser decomposto pode formar em

primeiro lugar aproximadamente 0,76 mol de carbono na forma de compostos intermediários que formarão conseqüentemente acetato, 0,20 mol de carbono na forma direta em acetato e 0,04 mol em dióxido de carbono.

A cinética dessas equações é apresentada na Tabela 2.13, onde todas as reações foram desenvolvidas segundo cinéticas de primeira ordem com relação à massa de substância à degradar.

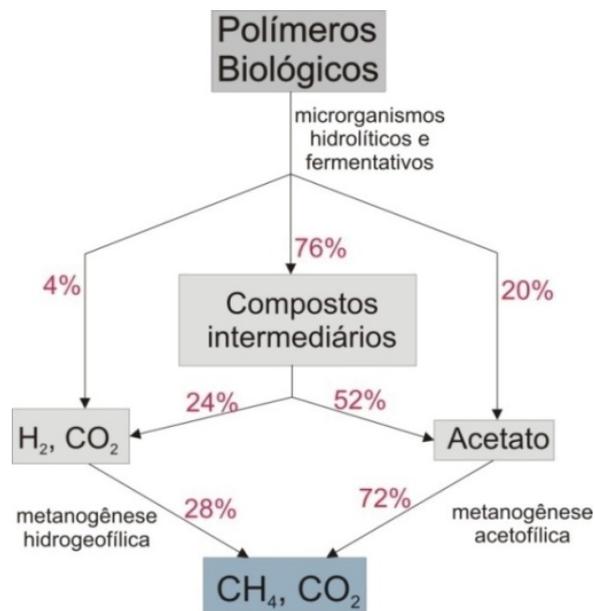


Figura 2.14. Fluxo de substrato em ecossistemas anaeróbios (adaptado de LOBO *et al*, 2003b)

Tabela 2.14. Reações de degradação do resíduo na fase de hidrólise

Hidrólise do material rapidamente hidrolisável biodegradável	
$C_{Crhb}H_{Hrhb}O_{Orhb}N_{Nrhb}S_{Srhb} + \left[\frac{(4Crhb - 3Orhb)}{3} \right] H_2O \rightarrow \left[\frac{Crhb}{3} \right] CH_3COOH + \left[\frac{Crhb}{3} \right] CO_2 + \dots$ $\dots + \left[\frac{(4Crhb + 3Hrhb - 9Nrhb - 6Orhb - 6Srhb)}{6} \right] H_2 + NrhbNH_3 + SrhbH_2S$	$K_{hr} \cdot MS_{rhb}$
Hidrólise do material lentamente hidrolisável biodegradável	
$C_{Clhb}H_{Hlhb}O_{Olhb}N_{Nlhb}S_{Slhb} + \left[\frac{(4Clhb - 3Olhb)}{3} \right] H_2O \rightarrow \left[\frac{Clhb}{3} \right] CH_3COOH + \dots$ $\dots + \left[\frac{Clhb}{3} \right] CO_2 + \left[\frac{(4Clhb + 3Hlhb - 9Nlhb - 6Olhb - 6Slhb)}{6} \right] H_2 + NlhbNH_3 + SlhbH_2S$	$K_{hl} \cdot MS_{lhb}$
Arraste do material não biodegradável na hidrólise rápida	
$C_{Crhb}H_{Hrhb}O_{Orhb}N_{Nrhb}S_{Srhb} \rightarrow C_{Cnb}H_{Hnb}O_{Onb}N_{Nnb}S_{Snb} \text{ (dissolvido)}$	$f_{ar} \cdot K_{hr} \cdot MS_{rhb}$
Arraste do material não biodegradável na hidrólise lenta	
$C_{Clhb}H_{Hlhb}O_{Olhb}N_{Nlhb}S_{Slhb} \rightarrow C_{Cnb}H_{Hnb}O_{Onb}N_{Nnb}S_{Snb} \text{ (dissolvido)}$	$f_{ar} \cdot K_{hl} \cdot MS_{lhb}$
Metanogênese acetofílica	
$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$	$K_{AC} \cdot M_{AC}$
Metanogênese hidrogenofílica	
$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	$K_{H_2} \cdot M_{H_2}$

Fonte: adaptado de LOBO *et al* (2006b)

MS_{rhb} e MS_{lhb} é a matéria sólida biodegradável, rapidamente e lentamente hidrolisáveis, respectivamente; K_{hr} e K_{hl} as respectivas taxas de hidrólise (d^{-1}); MS_{rhn} e MS_{lhn} a matéria sólida orgânica não biodegradável dos componentes rapidamente e lentamente hidrolisáveis, respectivamente; f_{ar} o coeficiente de arraste da matéria inerte na hidrólise; M_{AC} a massa de acetato; K_{AC} a taxa de geração de metano a partir de acetato (d^{-1}); M_{H_2} a massa de hidrogênio; K_{H_2} a taxa de geração de metano a partir do hidrogênio (d^{-1}).

As constantes de hidrólise (K_h) tem relação com o teor de umidade (θ), capacidade de campo (θ_{cc}) e umidade de saturação (θ_{sat}) através do fator de hidrólise (FH), em que $K_h' = K_h \cdot FH$. Assim, para obter o fator de hidrólise, o modelo resolve a Equação 2.66 e utiliza a Tabela 2.15. Sendo assim, a taxa de hidrólise efetiva (K_h') é a constante utilizada nos cálculos do módulo de biodegradação.

$$\beta = \frac{\theta - \theta_{cc}}{\theta_{sat} - \theta_{cc}} \quad (2.66)$$

Tabela 2.15. Valores do fator de influência da umidade sobre a hidrólise

$\beta(\%)$	Coefficiente FH
$0 < P < 15$	0
$15 < P < 35$	$(\beta - 15)/80$
$35 < P < 65$	$0,25 + (\beta - 65)/60$
$65 < P < 90$	$0,75 + (\beta - 65)/100$
$90 < P$	1

Fonte: adaptado de LOBO *et al* (2006a)

No modelo de hidrólise é também incluído o conceito de tempo de ativação, que representa um atraso nos processos de degradação devido aos resíduos não sofrerem a decomposição logo após a sua disposição no aterro. Estes resíduos serão submetidos a um processo de adaptação ao clima onde necessitam de um determinado tempo para que os microrganismos existentes na massa de resíduos se adaptem ao novo substrato e ao novo ambiente, que varia de acordo com a composição do resíduo. Neste contexto é definido o tempo de ativação para os resíduos rapidamente (t_{ar}) e lentamente degradáveis (t_{al}).

2.5.3.2 Transporte de Contaminantes

O transporte de substâncias químicas no modelo é apenas por advecção com o líquido, desprezando os fenômenos de difusão e reação química, supondo uma mistura instantânea em cada célula, além dos contaminantes se apresentarem de forma livre, sem formar moléculas e são distribuídos homogeneamente em cada célula (LOBO *et al*, 2006b). Considerando uma célula do tipo k , conhecendo o volume de água proveniente das seis células adjacentes i no tempo t ($Q_{ik}(t)$), a massa transportada de cada componente dissolvido $\Delta DM_{TT}(k,t)$, seja

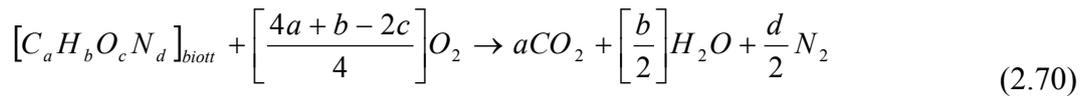
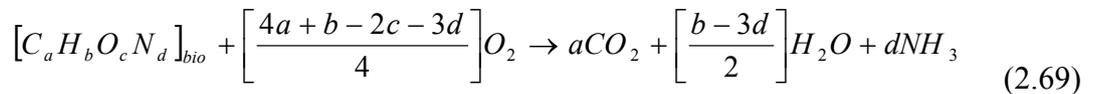
biodegradável ou não biodegradável é dada pela Equação 2.67 onde Δt é o passo de tempo e $\theta(i,t)$ a umidade da célula i no tempo t , obtido pelo módulo hidrológico.

$$\Delta DM_{TT}(k,t) = \sum \left[\frac{Q_{ik}(t) \cdot \Delta t \cdot DM(i,t)}{\theta(i,t)} \right] \quad (2.67)$$

Sendo assim, a massa total de contaminantes dissolvidos na célula i é obtida considerando a massa dissolvida através do transporte de contaminantes e das duas fases de degradação considerada no modelo, gaseificação e hidrólise, como na Equação 2.68.

$$MD_i = \sum \Delta DM_{TT}(k,t) + \Delta DMb_{gas}(k,t) + \Delta DMj_{hid}(k,t) \quad (2.68)$$

O resultado direto do modelo apresenta a quantidade de matéria orgânica hidrolisada não biodegradável e de matéria orgânica restante no lixiviado, sendo utilizados os valores de contaminação orgânica, DBO e DQO pela quantificação de oxigênio consumido nas reações químicas descritas pelas Equações 2.69 e 2.70, respectivamente. O subitem *bio* indica a matéria orgânica biodegradável dissolvida e o *biott* a soma de materiais orgânicos dissolvidos biodegradáveis e não biodegradáveis.



CAPÍTULO III- DESCRIÇÃO E MODELAGEM COM MODELO DOS LISÍMETROS

3.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo será apresentada a aplicação do Modelo 3 em dois reatores experimentais, existentes no Aterro da Muribeca – PE, aqui designados como lisímetro 1 (L1) e lisímetro 2 (L2). Na primeira parte serão apresentadas características, parâmetros e resultados experimentais importantes para a utilização do modelo como dimensão, geometria, sistema de drenagem interna e superficial, características dos resíduos e camada de cobertura, vazão e composição de lixiviados e gases. E na segunda parte será descrito o pré-processamento dos dados envolvendo a construção da malha, definição da quantidade e características dos resíduos e camada de cobertura, além dos dados climatológicos. Os dados experimentais estão descritos com mais detalhes em ALCANTARA (2007) e CUNHA (2008). Na terceira parte serão apresentados e discutidos os resultados obtidos pelo modelo.

3.2. DESCRIÇÃO

Os lisímetros estão localizados no Aterro da Muribeca–PE (Figura 3.1), e possuem 2 metros de diâmetro interno e um volume total de 11 m³. Foram construídos em alvenaria de tijolos maciços, com 25 cm de espessura. Sua instrumentação é composta por sistema de drenagem de lixiviado e de gás, medição de nível dos líquidos, medidores de recalque, medidores de concentração de gases além de termopares, como mostra a Figura 3.2. O sistema de drenagem de lixiviado é constituído por um tubo de PVC perfurado com 50 mm de diâmetro, apoiado diretamente sobre o solo compactado e por uma camada de pedra britada que promove a drenagem de toda a área do fundo da célula. O sistema de drenagem de gás também é formado por um tubo de PVC perfurado envolvido por uma camada de pedra britada para evitar a obstrução dos poros, entretanto, tem 40 mm de diâmetro e foi instalado no centro geométrico da célula. O piezômetro consiste num tubo de PVC com 75 mm de diâmetro, perfurado numa extensão de 20 cm da base utilizado para medir o nível de líquidos no interior da célula (ALCANTARA, 2007).

A drenagem de águas superficiais foi construída nivelando a parte superior da camada de cobertura com uma inclinação de aproximadamente 2% para o centro onde foi instalada uma calha de PVC que coleta e conduz a água para um recipiente fora da célula. Na impermeabilização da base e da cobertura foi empregado o mesmo solo utilizado na cobertura das células de lixo do Aterro da Muribeca (ALCÂNTARA, 2007).



Figura 3.1. Lisímetros em operação construídos no aterro controlado da Muribeca (ALCÂNTARA, 2007)

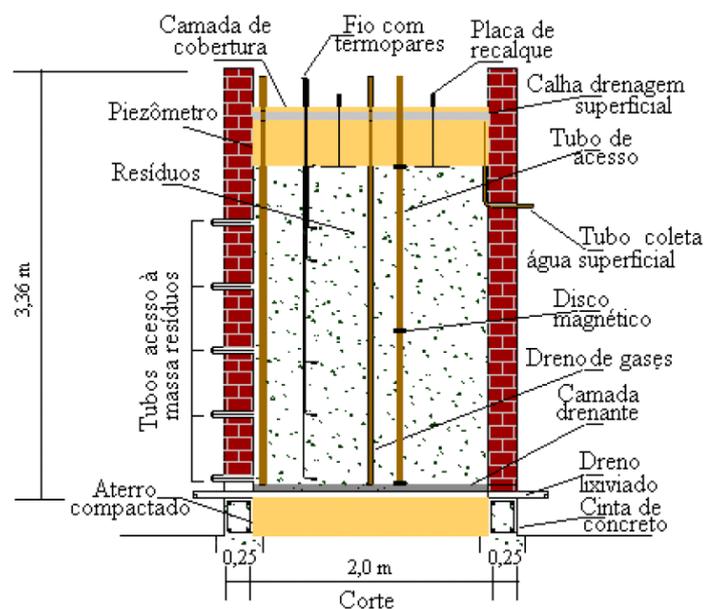


Figura 3.2. Desenho esquemático da instrumentação dos lisímetros (ALCANTARA *et al*, 2005).

3.2.1. Monitoramento

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos dos lisímetros 1 e 2 foi realizado por meio da coleta de amostras de sólidos em pontos pré-estabelecidos como ilustrado na Figura 3.3. Os furos indicam cinco profundidades objetivando cobrir toda a altura do lisímetro. A coleta do lixiviado foi feita através do dreno de chorume instalado na parte inferior do lisímetro, onde a saída é controlada por uma válvula na extremidade do tubo de drenagem, onde foram medidos os volumes de lixiviado.

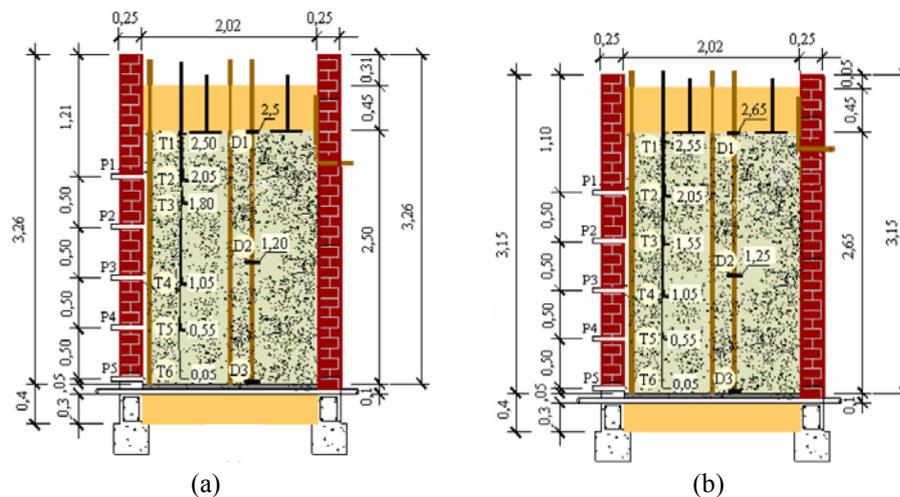


Figura 3.3. Desenho esquemático do Lisímetro 1(a) e 2 (b) (ALCANTARA *et al*, 2005).

3.2.2. Características iniciais dos resíduos

Antes do preenchimento de cada lisímetro com resíduos, foram coletadas amostras iniciais para caracterização física, química e microbiológica dos resíduos definindo assim suas condições iniciais. Com os resíduos já caracterizados quanto à composição gravimétrica e retirada as amostras destinadas aos laboratórios, foram iniciadas o preenchimento do L1 e L2, respectivamente, nos dias 25/08/04 e 13/07/05, que se estendeu por 3 dias consecutivos.

Os lisímetros apenas se diferenciaram quanto ao período de construção e composição gravimétrica inicial. No L2 havia um teor de plástico menor e uma maior quantidade de matéria orgânica, como pode ser observado a Tabela 3.1. A umidade inicial dos resíduos do lisímetro 1 e 2 foi de 51,9 e 52,4% em peso úmido, respectivamente.

Com o objetivo de alcançar uma massa específica semelhante à encontrada em aterros, foi realizada a compactação manual do material a cada 0,10m de altura de resíduos adicionada

ao lisímetro. Deste modo, as massas específicas iniciais dos L1 e L2 respectivamente foram 661kg/m^3 e 735kg/m^3 , respectivamente.

Tabela 3.1. Composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento do lisímetro 1 e 2 em peso úmido

COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA		L1	L2
Materiais putrescíveis	Resíduos alimentares	26,4	30,8
	Resíduos de jardim, podas, folhas, ramagens	19,1	28,5
Papel e cartão	Embalagem em papel e cartão	3,5	3,6
	Jornal, folheto, revista	14,3	11,4
	Outros papéis e cartões	5,3	2,5
Plástico	PEAD	6	2,8
	PEBD	4,1	1,9
	PP	4,3	1,2
	PET	0,9	0,2
	PVC	0,6	0,1
	outros plásticos e embalagens compostas	4	1,5
Vidro	Embalagem em vidro	3,2	1,8
	Outros resíduos em vidro	0,7	0,2
Metais	Embalagem ferrosa	0,8	1,3
	Embalagem não ferrosa	0,4	0,6
	Outros ferrosos	0,4	0,3
	Outros não ferrosos	0,2	0,1
Outros	Couro e borracha	1,3	1,3
	Têxteis	1,8	3,4
	Fralda descartável	1,7	2,6
	Outros	1	3,9

FONTE: ALCANTARA (2007)

3.2.3. Camada de cobertura

Após o preenchimento dos lisímetros com os resíduos, foi iniciada a execução da camada de cobertura e sua caracterização, determinando assim o teor de umidade, massa específica, limite de liquidez, limite de plasticidade, limite de contração, granulometria, compactação, condutividade hidráulica e a curva característica de sucção. Segundo ALCANTARA (2007), na conformação da camada de cobertura, o solo foi compactado acima da umidade ótima apresentando como consequência baixos coeficientes de condutividade hidráulica, além de uma condutividade hidráulica na direção vertical (k_v) muito menor em relação à horizontal (k_h). Os resultados referentes à caracterização da camada de cobertura são apresentados na Tabela 3.2

Tabela 3.2. Características do solo que compõe a camada de cobertura dos lisímetros.

Características do solo	L1	L2
Massa específica aparente (g/cm ³)	1,586	1,62
Umidade (%)	25,5	25,5
Condutividade hidráulica vertical (m/s)	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$9,7 \cdot 10^{-10}$

3.2.4. Monitoramento

Os lisímetros L1 e L2 foram concluídos, incluindo preenchimento e execução de camada de cobertura em 27/08/04 e 15/07/05, respectivamente, quando se iniciou o monitoramento de cada um deles relacionados aos resíduos sólidos e aos efluentes líquidos e gasosos. Da massa sólida foram analisados parâmetros físico-químicos (teor de umidade, de sólidos voláteis, pH, potencial redox, condutividade) e microbiológicos (contagem de microrganismos aeróbios e anaeróbios) o que permitiu avaliar a evolução dos estágios de decomposição. A determinação do volume de lixiviado produzido foi feita por meio de coleta periódica desse efluente no tubo de drenagem, localizado na parte inferior de cada um dos lisímetros. Também foram monitorados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos como DBO, DQO, série de sólidos, nitrato, amônia, sulfato, ácidos graxos voláteis, metais (Ca, Al, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cd, Cr, Pb, Zn, Cu), pH, potencial redox, condutividade, concentração de microrganismos aeróbios e anaeróbios. O acompanhamento dos gases gerados no interior dos lisímetros foi realizado acoplado diretamente o equipamento medidor no tubo de drenagem de gases obtendo assim os valores das concentrações de CH₄, CO₂, CO, H₂S e O₂.

Do monitoramento realizado só serão destacados neste estudo os resultados representativos e importantes para a utilização do Modulo 3, ou seja, os que correspondem aos parâmetros de saída do programa, como a vazão de lixiviados, composição de lixiviados em termos de DBO e DQO, e a concentração de gases. Os dados experimentais obtidos por ALCANTARA (2007) e CUNHA (2008) serão apresentados posteriormente comparando-os com os resultados simulados

3.3.PRÉ-PROCESSO

O pré-processamento consiste no tratamento dos dados existentes de geometria, condições iniciais e de controle, além de dados coletados em campo transformando-os em dados de entrada do programa, que será processado posteriormente na situação definida. No Modulo 3, o pré-processamento foi realizado por meio do levantamento e tratamento dos dados existente aplicando-os em 4 módulos: produção de resíduos, morfologia do terreno, climatologia além de dados gerais.

Para a aplicação do programa aos lisímetros houve a necessidade de considerar algumas aproximações e hipóteses, pois o Modulo 3 foi desenvolvido para realizar simulações de casos reais de aterros, com maiores dimensões e carga diária de recebimento de resíduos. Além disso, a falta de alguns dados experimentais foi complementada com dados provenientes da literatura existente.

3.3.1. Módulo de Produção de Resíduos

Neste módulo são inseridos os dados de composição, quantidade, características físico-químicas e biológicas e evolução temporal dos resíduos que preenchem os lisímetros. O programa permite introduzir a composição dos resíduos de duas formas, por componente ou por composição global do resíduo que se baseiam na caracterização gravimétrica em peso seco e composição elementar, respectivamente. Na composição por componente dos resíduos, o programa considera alguns materiais diferentes dos adotados por ALCANTARA (2007). Nesse caso, LOBO et al (2003b) considera o material fraldas descartáveis como celulose. Após essa pequena consideração, foi realizada a conversão de peso úmido a peso seco, utilizando os dados de teor de umidade de cada componente, obtida em MACIEL (2008), como é apresentado na Tabela 3.3.

Após a entrada de dados de composição dos resíduos, iniciou-se a quantificação destes. A quantidade de resíduos depositados é calculada no programa a partir de dados de produção diária (kg/hab/dia), quantidade de população geradora e a taxa de crescimento anual. Os volumes de resíduos no L1 e L2 foram 8,00 m³ e 8,49 m³ com densidades de 661 kg/m³ e 735 kg/m³, respectivamente. Sendo assim, a massa inicial de resíduos que preencheram os

lisímetros 1 e 2 foram 5288,00kg e 6240,15kg, respectivamente. Considerando uma produção diária de 1,2 kg/hab/dia, obtém-se uma população equivalente de 4407 e 5200 habitantes. A taxa de crescimento anual foi considerada nula, pois ambos lisímetros foram preenchidos em 3 dias e o crescimento da quantidade de resíduos só pode ser realizado em anos de disposição. O mesmo valor foi adotado para a taxa de evolução e a taxa de reciclado.

Tabela 3.3. Classificação dos componentes e composição gravimétrica

Lisímetros	MODUELO	Velocidade de degradação	% Peso úmido		% de Umidade em cada componente *	% Peso seco	
			L1	L2		L1	L2
Papel e Cartão	Papel e Cartão	Rápida	23,1	17,5	52,28	20,02	16,9
Resíduos de Comida	Resíduos de comida	Rápida	26,4	30,8	46,14	25,82	31,96
Resíduos de podaço	Resíduos de podaço	Lenta	19,1	28,5	64,11	12,45	19,7
Fralda descartável	Celulose	Lenta	1,7	2,6	60,3	1,23	1,99
Têxtil	Têxtil	Lenta	1,8	3,4	46,22	1,76	3,52
Borracha e couro	Borracha e couro	Lenta	1,3	1,3	8,73	2,15	2,29
Plástico	Plástico	Não degradável	19,9	7,7	29,69	25,41	10,43
Vidro	Vidro	Não degradável	3,9	2	3,04	6,87	3,74
Metal	Metal	Não degradável	1,8	2,3	17,11	2,71	3,67
Outros	Outros	Não degradável	1	3,9	11,88	1,6	6,62

* Dados obtidos em MACIEL (2008)

Outras propriedades dos resíduos devem ser introduzidos no modelo como os dados de umidade global dos resíduos, densidade e poder calorífico.. O teor de umidade obtidos por ALCANTARA (2007) foram 51,9% para o lisímetro 1 e 52,4% para o L2. O poder calorífico adotado para ambos lisímetros foi 1500Kcal/ kg de RSU úmido, conforme citado por LOBO *et al* (2003a).

Para finalizar o módulo de produção é necessário classificar os materiais em rapidamente, lentamente e não biodegradável. A classificação adotada é apontada na Tabela 3.4. Além disso, é necessário definir dois parâmetros, o fator de arraste e de acessibilidade. O fator de arraste é a fração de material degradável e não degradável, inerte ou não, que é arrastada pelo

lixiviado. Para conhecer esse parâmetro é necessário conhecer a relação DQO/DBO₅ em porcentagem referente ao ensaio de lixiviação. O fator de acessibilidade corresponde à fração de matéria biodegradável que esta acessível aos microrganismos para ser degradada, considerando as zonas mortas existentes dentro da célula. Esses fatores não foram mensurados, tendo sido alterados no processo de calibração do programa. Segundo LOBO *et al* (2003b), quando não se tem o conhecimento desses dados e esta na fase inicial de calibração, recomenda-se utilizar valores iniciais de 0,05 para o fator de arraste e 0,65 para o fator de acessibilidade. Os dados de entrada referentes ao módulo de produção utilizados para a simulação nos dois lisímetros são apresentados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Dados de entrada do módulo de produção dos resíduos

Dados de produção de resíduos	L1	L2	Fonte
Produção diária (kg/hab/dia)	1,2	1,2	-
Número de habitantes	4407	5200	-
Taxa de crescimento anual	0	0	-
Umidade dos resíduos (%)	51,9	52,4	ALCANTARA (2007)
Densidade dos resíduos (ton/m ³)	0,661	0,735	ALCANTARA (2007)
Poder Calorífico (Kcal/kg de RSU)	1500	1500	LOBO (2003a)
Crescimento da produção	0	0	-
Evolução do Reciclado	0	0	-
Fator de arraste inicial	0,05	0,05	LOBO <i>et al</i> (2003b)
Fator de acessibilidade inicial	0,65	0,65	LOBO <i>et al</i> (2003b)

3.3.2. Módulo climatológico

A introdução dos dados climatológicos no programa é uma das etapas mais trabalhosas, já que os dados de precipitação são inseridos de forma horária, durante todo o período da modelagem. Os dados de velocidade do vento, umidade relativa, horas de insolação, temperatura média, mínima e máxima são diários.

Apesar de no aterro existir uma estação meteorológica, ela não possui diversidade e precisão de algumas informações de extrema importância para a aplicação do modelo. Sendo assim, os dados meteorológicos foram extraídos da Estação Recife, pertencente ao Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climatológicos (INPE, 2008) localizada no bairro do Curado, distante do aterro aproximadamente 10 km.

Os dados fornecidos pela Estação Recife de precipitação são valores acumulados mensais a cada 3 horas, enquanto que a entrada deste dado ao programa é dada por mm/h, sendo necessário converter as unidades além de considerar o acúmulo mensal de precipitação dado pela Estação Recife.

O modelo de evaporação utiliza dados referentes ao número de horas de sol medidas com um heliógrafo, chamada de insolação média diária. Os dados fornecidos pela estação meteorológica são em forma de radiação solar acumulada a cada 3 horas na unidade de MJ/m². Desta forma se faz necessário converter as unidades para mm/dia e através do modelo de Jensen-Heise pode-se estimar o número de horas de sol. O modelo proposto por Jensen-Heise é dado pela Equação 3.1.

$$n = \frac{N}{0,55} \left(\frac{Rs}{Ro} - 0,18 \right) \quad (3.1)$$

Em que n é o número de horas de sol reais medidas com um heliógrafo, N é o número máximo teórico de horas de sol obtido através da Tabela 3.5, que varia de acordo com a latitude e o mês a que se refere o dado, assim como para Ro , que corresponde à radiação solar se não existisse atmosfera, em mm/dia, como na Tabela 3.6 (SANCHEZ, 1992). A radiação solar incidente sobre a superfície (Rs) é obtida na estação em MJ/m² a cada 3 horas, conforme citado anteriormente, sendo necessário fazer a conversão de unidades e a soma destes para assim obter valores diários.

Tabela 3.5. Número máximo de horas de sol real para a latitude de 8°.

Latitude (°)	Horas
Janeiro	12,36
Fevereiro	12,36
Março	12,10
Abril	11,88
Maio	11,72
Junho	11,62
Julho	11,68
Agosto	11,84
Setembro	12,00
Outubro	12,26
Novembro	12,48
Dezembro	12,58

Fonte: SANCHEZ (1992)

Tabela 3.6. Radiação solar extraterrestre para a latitude de 8°.

Latitude (°)	MJ/m ² dia	mm/dia
Janeiro	38,90	15,60
Fevereiro	39,00	15,60
Março	37,90	15,00
Abril	35,10	14,00
Mai	31,90	12,70
Junho	30,00	12,00
Julho	30,70	12,20
Agosto	33,40	13,20
Setembro	36,60	14,50
Outubro	38,40	15,20
Novembro	38,80	15,40
Dezembro	38,70	15,40

Fonte: VASCONCELOS (2005) e SANCHEZ (1992)

Os outros dados diários de entrada como umidade relativa, temperatura média, e velocidade do vento foram obtidos fazendo uma média aritmética entre os resultados obtidos a cada 3 horas pela estação.

3.3.3. Módulo Morfológico

Neste módulo são definidas as características morfológicas do aterro, topografia, ordem de enchimento, características dos resíduos, da camada de cobertura e sistema de drenagem. Consiste em descrever o aterro como uma malha discretizada composta por um conjunto de célula com dimensões horizontais e verticais constantes em toda a sua extensão, que representam um volume unitário disposto no aterro. A profundidade total do aterro é definida sobrepondo célula a célula formando camadas.

O primeiro passo consiste em fazer uma digitalização do terreno associando as coordenadas em um plano às cotas do terreno. Esta digitalização representará o terreno antes da disposição dos resíduos. A partir disto, é definida a malha unitária que corresponde a uma célula. De acordo com a configuração do lisímetro, a seção transversal circular é de aproximadamente 3,13 m² e altura de 3 metros, considerando os resíduos e a camada de cobertura. Sendo assim, os lisímetros foram representados por 6 células quadráticas de 1,77m x 1,77m com espessura de 0,5m, onde 0,49 m são de resíduos e 0,01 m de cobertura intermediária.

Em seguida, foi iniciado o processo de enchimento dos lisímetros no programa, com as células em ordem com o qual foram dispostas na realidade. Os lisímetros foram preenchidos virtualmente por 5 células inferiores de resíduos e uma célula superior de resíduos com camada de cobertura que refere-se à camada de cobertura final, como mostra a Figura 3.4. É importante salientar que o programa necessita como dado de entrada uma espessura mínima de 0,01m de camada de cobertura intermediária sobre as células de resíduos, mesmo não existindo esta camada na prática. Sendo assim, colocou-se a camada intermediária com a menor espessura possível considerando esta com as mesmas características dos resíduos.

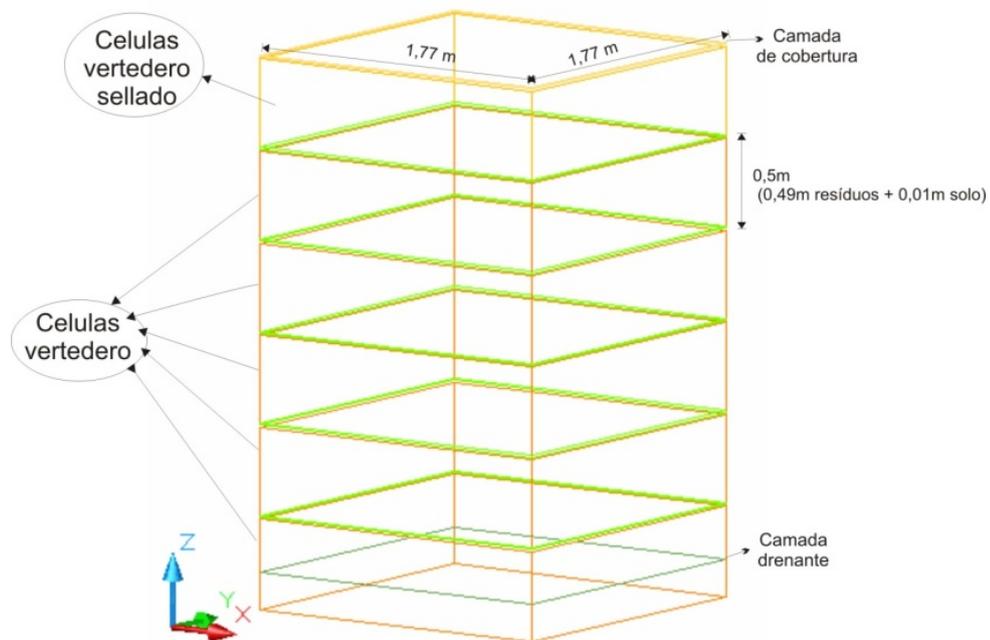


Figura 3.4. Células definidas para os lisímetros.

No primeiro momento o lisímetro foi definido como 6 células colocadas sobre um terreno plano, onde as células apresentavam cotas maiores que a do terreno e as células que circunvizinham o lisímetro eram células vazias. Este modelo não foi satisfatório porque ocorreu a geração de lixiviado por frente, ou seja, ocorrem surgências de lixiviado através da parede do lisímetro alterando completamente a quantidade de lixiviado drenado.

O segundo momento consistiu em definir o lisímetro em 6 células de cotas abaixo do nível do terreno objetivando o desaparecimento do lixiviado frente. Assim as células são circundadas

por outros tipos de células com infiltração e permeabilidade nulas, exceto na parte superior onde foram inseridas as características da camada de cobertura.

Após o preenchimento virtual dos lisímetros foram introduzidos os parâmetros que caracterizam cada tipo de célula, como capacidade de campo, umidade de saturação, umidade residual, densidade, permeabilidade horizontal e vertical e os parâmetros de Horton (que descrevem a evolução do volume de água infiltrado em função do tempo de infiltração). Na Tabela 3.7 são apresentados os valores iniciais sem calibração utilizados para cada tipo de célula, tanto no lisímetro 1 como no lisímetro 2.

Tabela 3.7. Características das células utilizadas no Modulo 3 para o L1 e L2.

Parâmetros	L1		L2		Fonte
	V*	Vs**	V*	Vs**	
Umidade (%)	51,9	30	52,4	30	ALCANTARA (2007)
Umidade de Saturação (%)	60	45	60	45	LOBO <i>et al</i> (2006a)
Umidade Residual (%)	10	5	10	5	
Capacidade de Campo (%)	33,28	23,62	33,28	23,62	
Densidade (ton/m ³)	0,661	1,5	0,735	1,5	ALCANTARA (2007)
PARÂMETROS DE HORTON					
fc (mm/h)	1,5	1	1,5	1	HUBER & DICKINDON (1988) <i>apud</i> LOBO <i>et al</i> (2006a)
fo (mm/h)	75	25,4	75	25,4	
k (h ⁻¹)	2	4,14	2	4,14	
Permeabilidade vertical cobertura (m/s)	1.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁶	HETTIARACHCHI <i>et al</i> (2006)
Permeabilidade vertical resíduo (m/s)	1.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁶	
Permeabilidade horizontal (m/s)	1.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁶	

*V corresponde às células do tipo resíduos;

** Vs corresponde às células do tipo resíduos com camada de cobertura.

Além dos parâmetros hidrológicos, o modelo também necessita de parâmetros mecânicos e térmicos. Considerou o coeficiente de compactação nulo, pois o peso ocasionado pelo próprio resíduo e o tempo de enchimento é muito pequeno comparado com o período de simulação adotado. O coeficiente de perda de massa convertida em recalque foi adotado como 0,02 conforme recomendação de LOBO *et al* (2006a), quando este é coeficiente é desconhecido.

Os outros parâmetros são utilizados nos cálculos do módulo de recalque e de distribuição de calor na massa de resíduos e o foram adotados segundo valores recomendados por LOBO *et al* (2003a). A taxa de consumo de oxigênio (r_{O_2}) é função do tempo de contato da camada de

resíduos com o ar sendo considerado de 0,03 mol O₂/kgMD.h. A taxa de geração de calor de origem aeróbia (*Haer*) é de 460.000J/molO₂.

O calor específico da massa de resíduos é um dado necessário para calcular o limite de calor por temperatura máxima alcançada e as perdas de calor, assim como a condutividade térmica. Também foram adotados segundo LOBO *et al* (2003) onde os dados referentes ao calor específico, condutividade térmica e geração de calor por mol degradado anaerobiamente foram 1500J/kg°C, 10 J/ms°C, 45000 J/mol CH₄, respectivamente.

Dadas as configurações e características das células que compõem o lisímetro, iniciou-se a definição do sistema de drenagem superficial e interno. O sistema de drenagem de águas superficiais pode ser definido dentro do programa como conectado, não conectado, misto ou utilizando *caballones* (barreiras de argila que direcionam o lixiviado que surge na superfície). Conforme dito anteriormente, o sistema de drenagem de águas superficiais nos lisímetros tem o objetivo de coletar grande parte das águas de chuvas colocando-as para fora do sistema, não se misturando com os lixiviados. Sendo assim, o sistema de drenagem de águas pluviais para o lisímetro é não conectado.

A rede de drenagem inferior consiste em um sistema formado por uma camada de pedras do tipo brita e uma tubulação com diâmetro de 50 mm que facilitam a extração do lixiviado das células. Como o lisímetro é uma célula pequena, comparada com a escala de campo, tem-se apenas rede de drenagem principal, sendo a secundária ausente. A rede principal ficou localizada abaixo da primeira camada de resíduos.

A base do lisímetro foi considerada impermeável, devido à existência de uma camada bem compactada e espessa de argila, com uma inclinação de 2% do terreno. Além disso, tem-se uma inclinação da tubulação de drenagem principal também de 2%, com uma tubulação de PVC com 50 mm de diâmetro e uma área útil de secção da tubulação igual a 0,00196 m².

Pela fórmula de Manning (Equação 3.2), calcula-se a velocidade de escoamento do lixiviado, podendo relacionar com a vazão real máxima que o sistema poderia coletar.

$$v = \frac{1}{n} . Rh^{\frac{2}{3}} . I^{\frac{1}{2}} \quad (3.2)$$

Em que v é a velocidade de escoamento, em m/s, relacionada com a vazão pela fórmula geral $Q=V*S$, sendo S a seção molhada do conduto, em m^2 ; n é o coeficiente de Manning (para PVC esse valor é de 0,009); Rh é raio da tubulação, de 0,025 m; I é a inclinação da tubulação, nesse caso, 0,02. Realizando esses cálculos, verifica-se que a vazão máxima real que se pode existir de lixiviado drenado é de 1,34 L/s.

3.3.4. Módulo Geral

Este bloco se refere aos parâmetros fictícios de simulação que permitiram ajustar os valores simulados aos obtidos experimentalmente, além de alguns parâmetros não obtidos experimentalmente que caracterizam o material.

Como dados de entrada têm-se a data inicial e final de simulação, que para o lisímetro 1 foi de 27/08/2004 até 30/09/2007 e para o lisímetro 2 foi de 15/07/2005 até 30/09/2007, sendo necessária a existência de dados de produção e climatológicos neste mesmo período. Outro parâmetro a ser informado a este módulo é a latitude do Aterro da Muribeca (-8°) sendo este parâmetro imprescindível e sensível a variações.

Outros parâmetros a serem considerados são os do modelo de fluxo de canais preferenciais, como o fator de permeabilidade e o volume com canais. Como nos lisímetros era possível identificar falhas na camada, considerou-se o fator de permeabilidade (f_k) igual a 100 e o volume com canais (μ) igual a 25%, que indica a porcentagem em volume da célula com fluxo predominante canalizado.

Neste módulo, identifica-se o material que compõe a tubulação de drenagem inferior, chamado de coeficiente de rugosidade de Manning, e como citado anteriormente, para PVC este parâmetro é de 0,009. Para a realização do cálculo da capacidade de campo são utilizadas duas constantes definidas pelo modelo como CCb e CCc que representam respectivamente a capacidade de campo mínima que pode ter o material quando a pressão sobre o mesmo é infinita e a rapidez da variação da capacidade de campo com a profundidade. LOBO *et al* (2006b) recomenda valores para CCb e CCc de 5% e 10.000kg/m^2 .

O modelo de escoamento de águas superficiais utiliza o parâmetro dp (mm) que representa a máxima altura de acumulação de água na superfície de cada célula. Se depois de produzidos os fenômenos de evaporação, evapotranspiração e infiltração, ainda existir água na superfície, esta se armazenará até uma altura máxima definida por dp e estará disponível sobre a célula para o período seguinte. Foi adotado um valor de dp igual a 20mm, seguindo recomendações de LOBO *et al* (2006a).

O conceito de duração de chuvas isoladas é uma estimativa do tempo durante o qual chove. O valor recomendando por LOBO *et al* (2006a) está compreendido entre 1 e 60 minutos, no caso o valor adotado foi de 30 minutos.

O sub-modelo de evaporação utiliza o parâmetro profundidade de evaporação, que consiste na profundidade máxima que é afetada pela evaporação. LOBO *et al* (2003a) recomendam valores entre 0 a 0,3m. Como o índice de evaporação é muito elevado no local, adota-se o valor máximo, ou seja, 0,3 m e a altura limite de evaporação utilizado foi 50% Hres.

Simular a degradação e os recalques é opcional no Modulo 3 permitindo ainda a utilização apenas do módulo hidrológico. Para a simulação acoplada do módulo hidrológico e de biodegradação se faz necessário definir os parâmetros referentes à velocidade de hidrólise e degradação dos resíduos. Antes da calibração foram adotados valores iniciais, como um “*default*”, para todas as constantes. Esses parâmetros foram recomendados por LOBO *et al* (2006a) e são apresentados na Tabela 3.8, onde K_{AC} é a velocidade de produção de metano a partir de acetato em condições ideais, K_{H2} a velocidade de produção de metano a partir do hidrogênio em condições ideais, $TO_{rápidos}$ e TO_{lentos} são, respectivamente, o tempo de ativação da hidrólise dos componentes rapidamente e lentamente biodegradáveis e K_{hr} e K_{hl} são, respectivamente, a constante de hidrólise dos rapidamente e lentamente biodegradáveis em condições de umidade e temperaturas ótimas. É importante ressaltar que esses são os principais parâmetros a serem ajustados no processo de calibração do modelo de biodegradação.

Tabela 3.8. Valores iniciais das constantes inseridas no módulo de biodegradação do Modulo 3.

Parâmetros cinéticos	Valor adotado
HIDRÓLISE	
$T_{0\text{rapido}}$ (anos)	1
$T_{0\text{lento}}$ (anos)	0
$K_{h\text{rapido}}$ (1/dia)	0,5
$K_{h\text{lento}}$ (1/dia)	0,025
DEGRADAÇÃO	
K_{AC} (1/dia)	0,5
K_{H2} (1/dia)	50

No programa, os parâmetros de hidrólise são relacionados com a temperatura e umidade dos resíduos em cada célula. Estudos realizados por ALVES (2008) confirmaram que resíduos com teores de umidade em peso úmido mais elevados (entre 20 a 80%) apresentaram um maior potencial de geração de biogás, ou seja, uma maior velocidade na reação de decomposição dos resíduos. Baseado nesses estudos, foram adotados valores que melhor representassem tal realidade, onde a hidrólise do material é reduzida conforme a umidade exponencialmente, como pode ser observado na Figura 3.7, podendo paralisar a reação de hidrólise frente a um teor de umidade muito baixo.

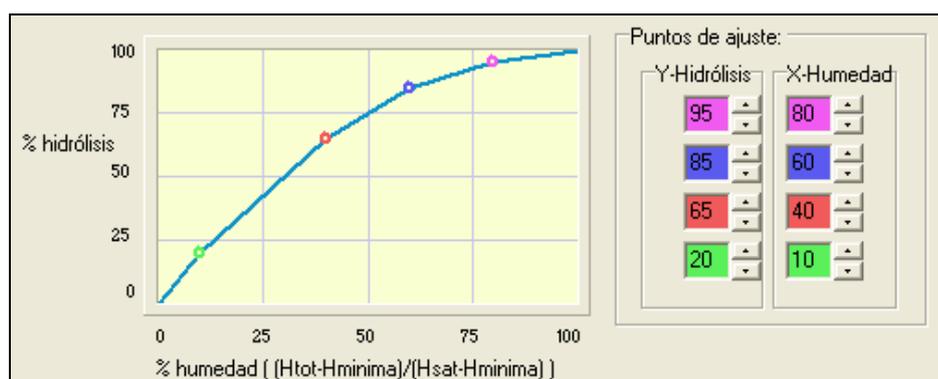


Figura 3.7. Relação entre o teor de umidade das células de resíduos e a taxa de hidrólise.

3.4. PROCESSO E PÓS-PROCESSO

Construídos os módulos de produção de resíduos, configuração do terreno, climatológico e geral, descritos anteriormente, foi iniciado o processo de simulação. Segundo DUPUY (2000) e LOBO *et al* (2006a), este processo envolve duas etapas, uma primeira de calibração do módulo hidrológico e uma segunda com o acoplamento do módulo hidrológico ao de biodegradação, considerando assim a perda e/ou geração de água no processo de biodegradação da matéria orgânica.

3.4.1. Simulação Hidrológica

Para a primeira etapa da simulação, foi desativado o modelo de degradação da matéria orgânica analisando apenas os parâmetros hidráulicos. A calibração hidrológica foi realizada variando a permeabilidade vertical e horizontal e capacidade de campo dos resíduos e camada de cobertura até obter uma reprodução aproximada dos dados experimentais de vazão de lixiviado. Ambos os parâmetros foram calibrados simultaneamente, pois tanto um como o outro modificam a quantidade de água infiltrada e o comportamento da quantidade de lixiviado simulada.

Nos lisímetros não houve uma medição sistemática da quantidade de lixiviados produzidos, sendo analisados os volumes de lixiviados acumulados por período determinado. Sendo assim, foi aplicado aos dados experimentais um procedimento de conversão de volume acumulado para vazões diárias de lixiviado, utilizando a regra do trapézio, de modo a permitir a comparação entre os resultados estimados pelo modelo e medidos no experimento.

A escolha do melhor ajuste à vazão de lixiviado drenado foi realizada de forma qualitativa através da comparação entre a vazão de lixiviado simulada e experimental, procurando reproduzir aproximadamente o mesmo comportamento e valores. Neste caso é difícil aplicar um critério quantitativo que avalie os erros de distintas simulações porque não se pode estabelecer a priori que pontos experimentais pertencem ou não à linha base.

3.4.1.1. Lisímetro 1

Primeiramente calibrou-se o módulo hidrológico do lisímetro 1 e após diversas simulações foram obtidos os parâmetros hidráulicos que melhor ajustassem os resultados de vazão de lixiviado simulados aos experimentais. Tais parâmetros de calibração do lisímetro podem ser observados na Tabela 3.9 e também foram utilizados posteriormente na simulação acoplada com o módulo de biodegradação.

Pode ser observado na Figura 3.8 os resultados obtidos na calibração do módulo hidrológico por meio da comparação entre a vazão de lixiviado simulada e experimental, podendo observar ainda a influência da precipitação no comportamento geral da vazão de lixiviado.

Tabela 3.9. Parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do módulo hidrológico do L1.

Parâmetros	L1		Fonte
	V*	V _s **	
Umidade (%)	51,9	30	ALCANTARA (2007)
Umidade de Saturação (%)	80	45	Calibração
Umidade Residual (%)	20	10	
Capacidade de Campo (%)	47,93	33,62	
Densidade (ton/m ³)	0,661	1,5	ALCANTARA (2007)
Permeabilidade vertical cobertura (m/s)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁸	Calibração
Permeabilidade vertical resíduo (m/s)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁸	
Permeabilidade horizontal (m/s)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁸	
PARÂMETROS DE HORTON			
fc (mm/h)	1,5	1	HUBER & DICKINSON (1988) <i>apud</i> LOBO <i>et al</i> (2006a)
fo (mm/h)	75	25,4	
k (h ⁻¹)	2	4,14	

*V corresponde às células do tipo resíduos;

** Vs corresponde às células do tipo resíduos com camada de cobertura.

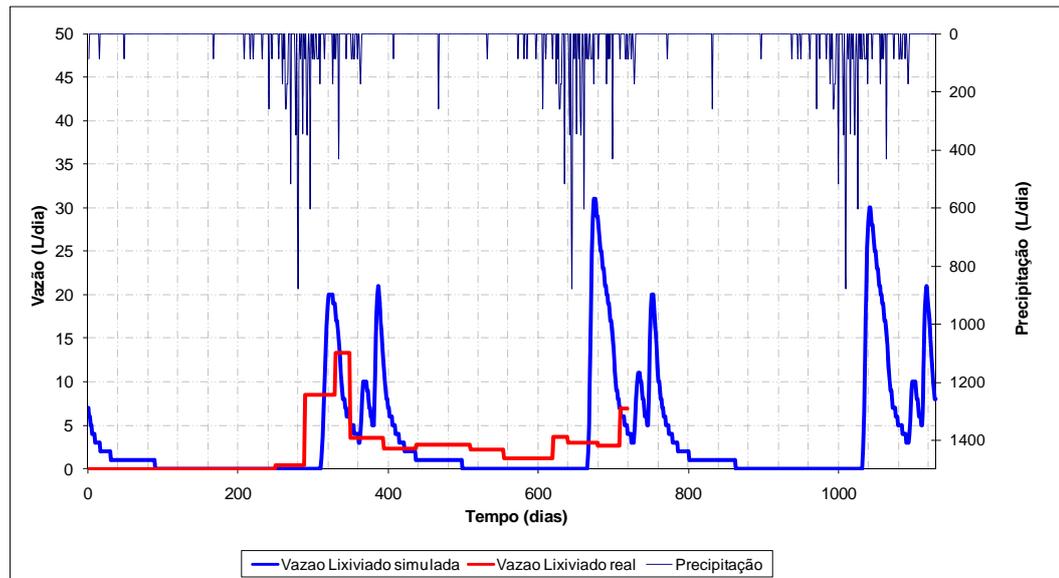


Figura 3.8. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no lisímetro 1 em função do tempo, obtida pela calibração do módulo hidrológico.

Considerando os volumes acumulados de lixiviado simulados e medidos experimentalmente pode-se perceber que o módulo hidrológico foi calibrado de forma satisfatória para o lisímetro 1, obtendo no período de 680 dias um volume acumulado simulado e experimental de $1610,0 \text{ m}^3$ e $1606,0 \text{ m}^3$, respectivamente, havendo uma diferença de 4 m^3 . A Figura 3.9 apresenta o contraste entre estas séries, uma vez calibrado o modelo.

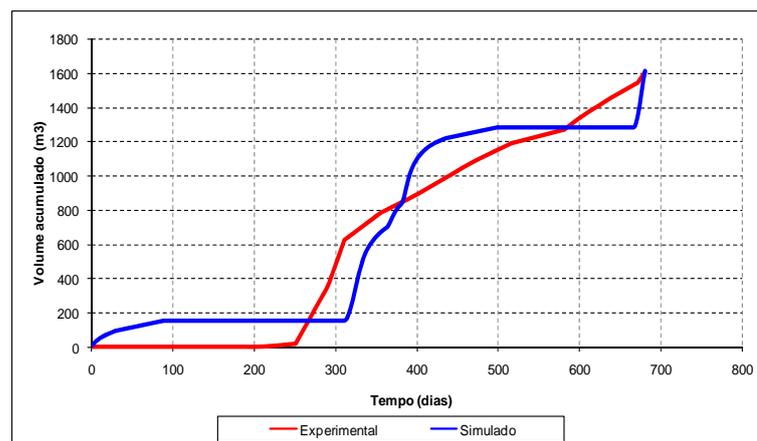


Figura 3.9. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no lisímetro 1, obtida pela calibração do módulo hidrológico.

O modelo também estima o volume de água acumulada nos resíduos do aterro em cada passo de tempo (Δt) da simulação. Esse dado é de extrema relevância para a simulação da degradação, pois as constantes cinéticas de hidrólise do material dependem diretamente do teor de umidade e da temperatura dos resíduos em cada célula definida no programa. Nos lisímetros, o teor de umidade foi medido por meio de coleta periódica do material sólido em pontos pré-estabelecidos ao longo de todo o reator, obtendo como resultado final o teor de umidade em peso úmido em cada amostra coletada.

Para comparar os dados experimentais com os simulados, foram considerados os valores de recalque obtidos por ALCANTARA (2007) obtendo assim o volume de resíduos no interior dos lisímetros com o tempo. Conhecendo o volume de resíduos e o volume simulado de água retida em cada passo de tempo (considerando que a densidade dos resíduos não se altera com o tempo), pode-se calcular o teor de umidade dos resíduos ao longo do tempo e comparar com os dados experimentais, como é apresentado na Figura 3.10.

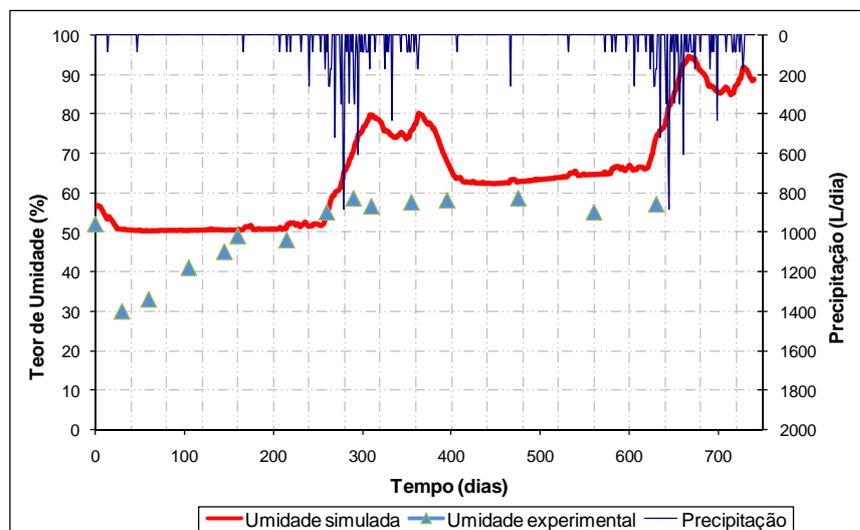


Figura 3.10. Comparação entre o teor de umidade medido e simulado dos resíduos no interior do lisímetro 1, obtidos pela calibração do módulo hidrológico.

Os dados globais de balanço hidrológico ao longo de todo o período de simulação (1130 dias) podem ser observados na Tabela 3.10.

Tabela 3.10. Volumes globais do balanço hídrico durante o período simulado do L1.

Parâmetros do balanço hídrico	L1
Chuva total sobre as células (m ³)	32,4251
Chuva infiltrada (m ³)	7,8980
Chuva escoada (m ³)	18,3812
Chuva evaporada (m ³)	6,1135
Lixiviado gerado (m ³)	4,1477
Água total evaporada (m ³)	10,2960
Água entrante por umidade (m ³)	2,9148

3.4.1.2. Lisímetro 2

Para a simulação inicial do módulo hidrológico do L2, foram utilizados os mesmos parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do L1 alterando apenas os dados de produção de resíduos e período de simulação. Os resultados dessa simulação podem ser observados na Figura 3.11.

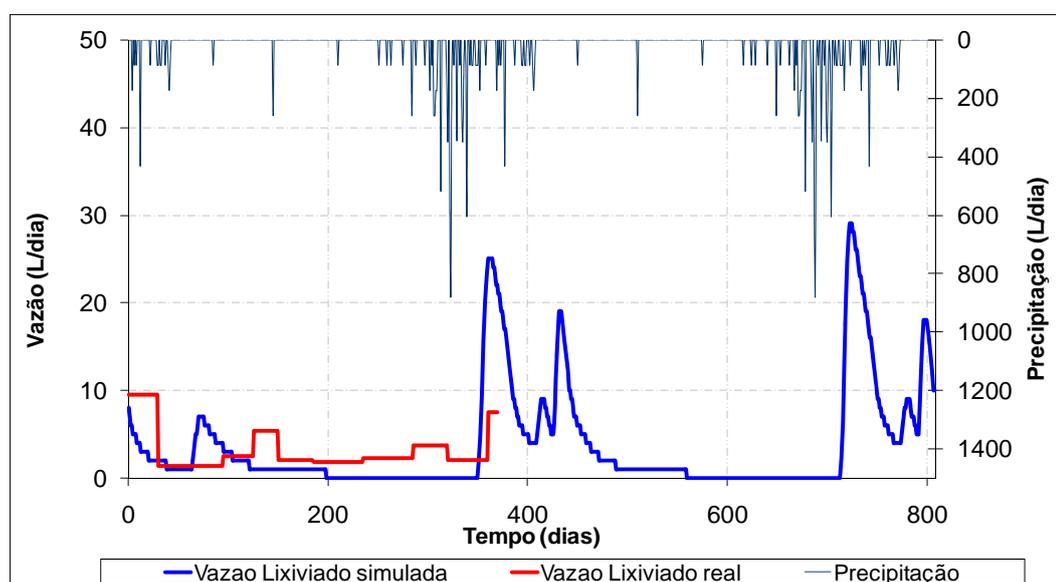


Figura 3.11. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no L2 utilizando os parâmetros de calibração do L1.

Considerando os volumes acumulados de lixiviado obtidos na simulação com as medições experimentais no L2, apresentados na Figura 3.12, pode-se perceber que tal simulação não foi satisfatória, pois o volume acumulado simulado e experimental, no período de 370 dias, de 814,0m³ e 1135m³, respectivamente, foram muito divergentes, apresentando uma diferença

entre esses resultados de 321m^3 . Sendo assim, foi necessário realizar uma nova calibração para o L2 respeitando as diferentes condições neste quando comparadas ao L1.

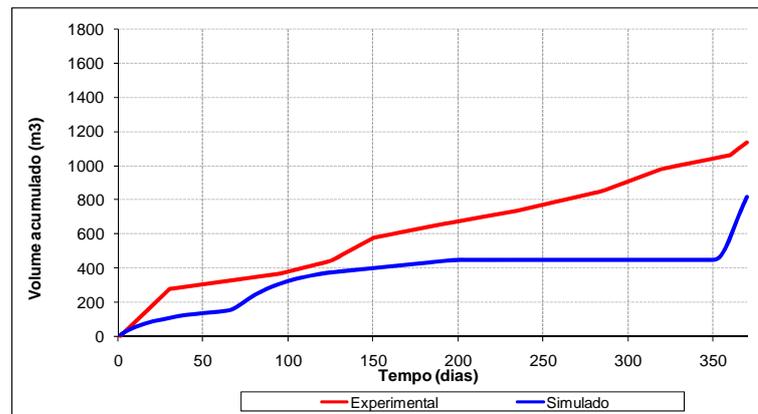


Figura 3.12. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no L2 utilizando os parâmetros de calibração do L1.

O fato dos parâmetros de calibração utilizados para o L1 não serem aplicados funcionalmente para o L2 tem total coerência, pois comparando a composição inicial dos resíduos que preencheram os lisímetros, no L2 existiu uma maior quantidade de matéria orgânica e menor teor de plásticos que o L1, ocasionando assim um aumento na densidade do material e diminuição do índice de vazios na massa de lixo e conseqüentemente uma diminuição da umidade de saturação e residual dos resíduos ocasionando também uma diminuição da capacidade de campo destes.

Sendo assim, o módulo hidrológico do L2 foi calibrado obtendo os parâmetros apresentados na Tabela 3.11. Analisando tais parâmetros pode-se observar que a capacidade de campo e permeabilidade obtidas para o L2 realmente foram menores, comprovando que quanto maior a densidade dos resíduos menor a quantidade de vazios e conseqüentemente menor a sua capacidade de campo. Estes parâmetros hidrológicos também foram utilizados na simulação acoplada com o módulo de biodegradação.

Tabela 3.11. Parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do módulo hidrológico do L2.

Parâmetros	L1		L2		Fonte
	V*	V _s **	V	V _s	
Umidade (%)	51,9	30	52,4	30	ALCANTARA (2007)
Umidade de Saturação (%)	80	45	60	45	Calibração e recomendado por LOBO <i>et al</i> (2006a)
Umidade Residual (%)	20	10	10	10	
Capacidade de Campo (%)	47,93	33,62	33,28	33,62	
Densidade (ton/m ³)	0,661	1,5	0,735	1,5	ALCANTARA (2007)
Permeabilidade vertical cobertura (m/s)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁸	5.10 ⁻⁷	1.10 ⁻⁸	Calibração
Permeabilidade vertical resíduo (m/s)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁸	5.10 ⁻⁷	1.10 ⁻⁸	
Permeabilidade horizontal (m/s)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁸	5.10 ⁻⁷	1.10 ⁻⁸	
PARÂMETROS DE HORTON					
f _c (mm/h)	1,5	1	1,5	1	HUBER E DICKINSON (1988) <i>apud</i> LOBO (2006a)
F _o (mm/h)	75	25,4	75	25,4	
k (h ⁻¹)	2	4,14	2	4,14	

*V corresponde às células do tipo resíduos;

** Vs corresponde às células do tipo resíduos com camada de cobertura.

Pode ser observado na Figura 3.13 a calibração realizada no Lisímetro 2, considerando a vazão de lixiviado simulada e experimental, podendo observar ainda a influência da precipitação no comportamento geral da curva de vazão de lixiviado.

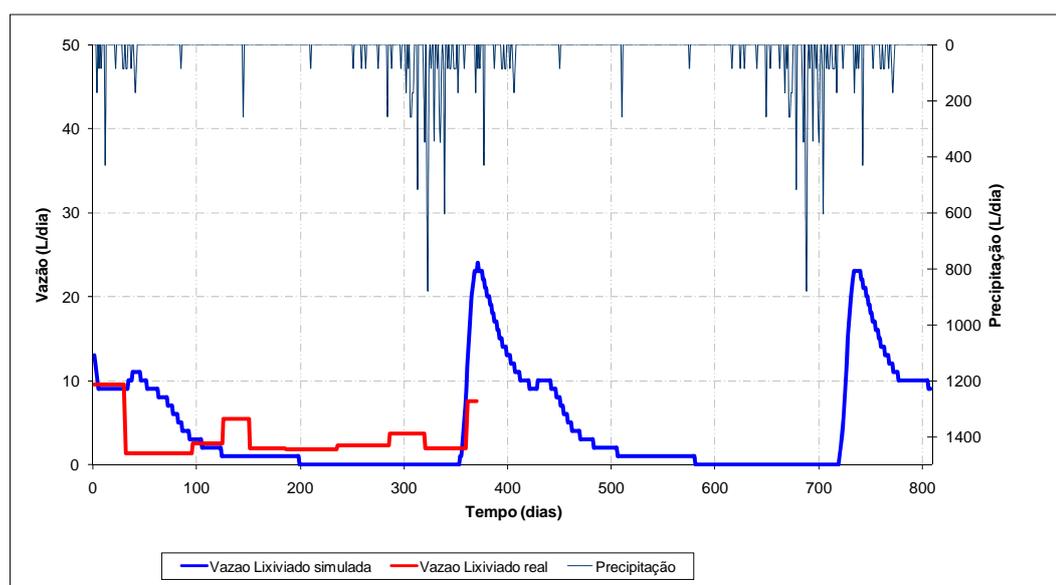


Figura 3.13. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no lisímetro 2 em função do tempo, obtida pela calibração do módulo hidrológico.

Considerando os volumes acumulados de lixiviado simulados e medidos experimentalmente pode-se perceber que com a utilização dos parâmetros apresentados na Tabela 3.11, o módulo hidrológico foi calibrado de forma satisfatória para o lisímetro 2, obtendo no período de 370 dias um volume acumulado simulado e experimental de 1141,0 m³ e 1135,5 m³, respectivamente, havendo uma diferença de 5,5m³. A Figura 3.14 apresenta o contraste entre estas séries, uma vez calibrado o modelo.

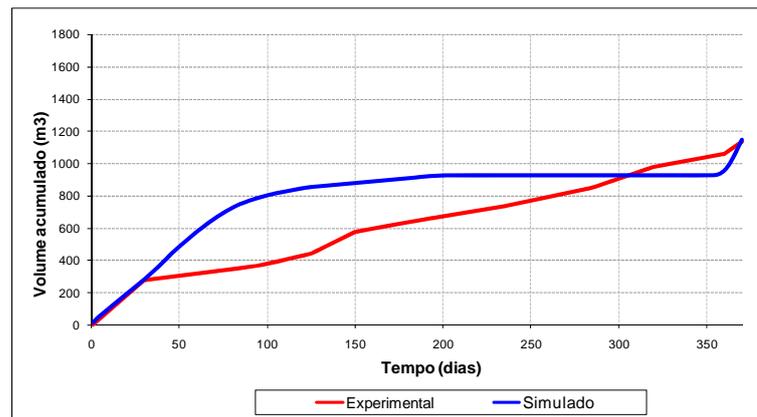


Figura 3.14. Comparação entre séries acumuladas de volume de lixiviado medido e simulado no lisímetro 2, obtida pela calibração do módulo hidrológico.

Para comparar o teor de umidade no lisímetro 2, procedeu-se da mesma forma em que foi calculado para o lisímetro 1, obtendo o volume de resíduos no interior do reator utilizando os dados de recalque, e através dos dados simulados de volume de água retida nos resíduos (considerando a densidade dos resíduos constante) estimou-se o teor de umidade dos resíduos e comparou-se com os dados medidos experimentalmente, como pode ser observado na Figura 3.15.

Os dados globais de balanço hidrológico ao longo de todo o período de simulação do lisímetro 2 (808 dias) podem ser observados na Tabela 3.12.

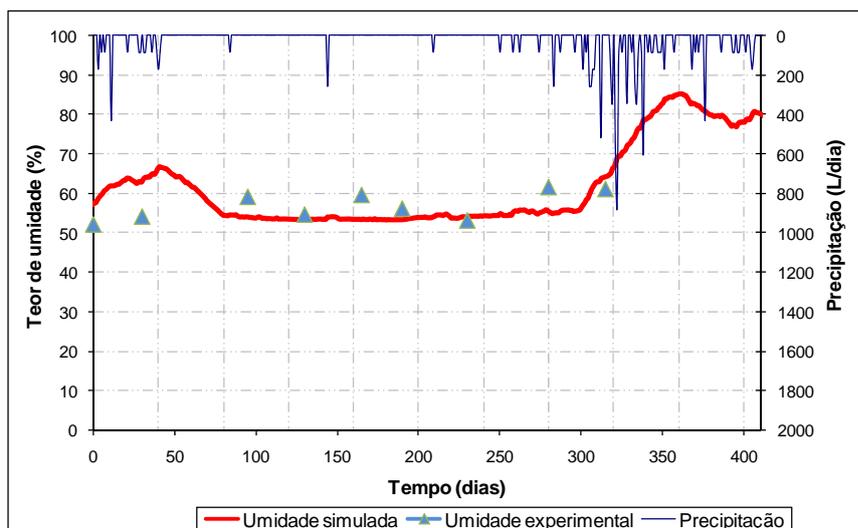


Figura 3.15. Comparação entre o teor de umidade dos resíduos medido e simulado no interior do lisímetro 2, obtidos pela calibração do módulo hidrológico.

Tabela 3.12. Volumes globais do balanço hídrico calibrado durante o período simulado do L1 e L2.

Parâmetros	L1	L2
Período de simulação (dias)	1130	808
Chuva total sobre as células (m ³)	32,4251	23,6733
Chuva infiltrada (m ³)	7,8980	5,9207
Chuva escoada (m ³)	18,3812	13,1380
Chuva evaporada (m ³)	6,1135	4,6146
Lixiviado gerado (m ³)	4,1477	3,6991
Água total evaporada (m ³)	10,2960	6,7964
Água entrante por umidade (m ³)	2,9148	3,5487

Com os resultados do balanço hídrico global calibrado pode-se observar que o coeficiente de escoamento superficial para os lisímetros 1 e 2, respectivamente, foi de 0,56 e 0,55. Esses valores encontram-se dentro da faixa recomendada por JUCÁ *et al* (2006) para o dimensionamento do sistema de drenagem superficial de aterros, entre 0,35 para áreas gramadas e 0,7 para superfícies em taludes. A camada de cobertura dos lisímetros consistia de solo argiloso compactado, e segundo ROCCA *et al* (1993) *apud* CASTILHOS JR (2003) o coeficiente de escoamento superficial deve estar na ordem de 0,45 a 0,55. Contradizendo esses valores, FENN *et al* (1975) *apud* LINS (2003) afirma que o escoamento superficial para solo argiloso com inclinação de 2 a 7% pode variar entre 0,18 a 0,22, dependendo da estação do ano, seca ou chuvosa.

O lixiviado gerado acumulado corresponde a 12,79% (L1) e 15,63% (L2) da quantidade total de chuva precipitada. Alguns modelos, como o método suíço de balanço hídrico, consideram que em aterros fortemente compactados (densidade acima de $0,7 \text{ ton/m}^3$) cerca de 15 a 25% da precipitação total formam os lixiviados.

3.4.2. Simulação da Degradação

No programa, o balanço hídrico aparece como requisito do módulo de biodegradação devido a necessidade de se conhecer o teor de umidade das células em cada passo de tempo para posteriormente relacionar com as constantes cinéticas de hidrólise nas equações de degradação.

Com o módulo hidrológico já calibrado nos dois lisímetros, foi dada continuidade à simulação, realizando a calibração do módulo de biodegradação, determinando assim os parâmetros cinéticos que melhor ajustem os dados experimentais com os simulados de composição do lixiviado em termos de DBO e DQO.

O modelo de biodegradação proposto no Modulo 3 possui 8 parâmetros: $t_{0rapido}$ (tempo de ativação da hidrólise dos materiais rapidamente degradáveis), t_{0lento} (tempo de ativação da hidrólise dos materiais lentamente degradáveis), Kh_{rapido} (constante de hidrólise dos materiais rapidamente degradáveis em condições de umidade e temperatura ótimas), Kh_{lento} (constante de hidrólise dos materiais lentamente degradáveis em condições de umidade e temperatura ótimas), K_{H2} (Constante de metanogênese hidrogenofílica), K_{AC} (Constante de metanogênese acetofílica), f_{ac} (fator de acessibilidade) e o f_{ar} (fator de arraste). Assim, para calibrar o módulo de biodegradação é necessário fazer modificações em tais parâmetros com o objetivo de encontrar o melhor ajuste dos valores simulados aos dados experimentais.

Segundo DUPUY (2000), LOBO *et al* (2006b), BORBA (2006), FERREIRA (2006) os primeiros fatores a serem ajustados são as constantes de hidrólise dos resíduos (kh_{rapido} e kh_{lento}) e o fator de acessibilidade (f_{ac}) de forma a aproximar os valores de nitrogênio amoniacal simulados aos experimentais. Logo, alterando os valores de K_{AC} aproxima-se a DBO. Se a DQO não corresponder aos valores medidos, a mesma pode ser ajustada variando o parâmetro de fator de arraste (f_{ar}) até encontrar o melhor ajuste. Finalmente, se são

conhecidos os dados de geração e composição de biogás pode-se ajustar as concentrações de CO_2 e CH_4 por meio de alterações no parâmetro K_{H2} .

A partir destes conhecimentos e dos dados experimentais obtidos, foi analisada a melhor calibração do módulo de biodegradação para os lisímetros. Entretanto, o Modulo 3 quando aplicado aos dois lisímetros, apresentou em todas as simulações realizadas valores nulos de nitrogênio amoniacal no lixiviado, mesmo considerando taxas de hidrólises muito elevadas e completamente fora dos valores médios encontrados na literatura. Além disso, nos lisímetros foram monitorados apenas concentração de biogás ao longo do tempo, não existindo assim dados experimentais de geração de biogás. Sendo assim, foram calibrados os módulos de biodegradação baseando-se apenas nos valores de DBO e DQO medidos experimentalmente.

A escolha do melhor ajuste dos dados simulados à composição de lixiviado drenado foi realizada comparando o comportamento e os valores de DBO e DQO simulada e experimental, procurando reproduzir de uma forma aproximada o mesmo comportamento e valores. Neste caso é difícil aplicar um critério quantitativo que avalie os erros de distintas simulações porque não se pode estabelecer a priori que pontos experimentais pertencem ou não à linha base.

3.4.2.1. Lisímetro 1

No período de monitoramento do lisímetro 1, nos primeiros 214 dias não houve geração de lixiviado em quantidade suficiente para a coleta e análise de DBO e DQO. Para se estimar o tempo de ativação dos resíduos rapidamente degradáveis, foi necessário considerar os dados experimentais de concentração volumétrica do biogás gerado, onde a concentração volumétrica dos gases começou realmente a aumentar no período de aproximadamente 170 dias. Sendo assim, para o L1 estimou-se o $t_{\text{rápido}}$ em 0,45 anos, diminuindo assim o grau de liberdade do modelo. Entretanto, para o ajuste dos outros parâmetros do modelo foram realizadas tentativas sucessivas até obter similaridades visuais entre os resultados do modelo e os medidos no L1.

O primeiro objetivo nessa etapa foi aproximar o comportamento da DBO simulada à experimental, pelo ajuste arbitrário da $K_{\text{rápido}}$. Ao utilizar um valor elevado deste parâmetro

se tinha um primeiro pico mais alto e uma diminuição acentuada na DBO do lixiviado. Para compensar esse primeiro pico, foi necessário alterar o K_{AC} , onde ao aumentar seu valor têm-se uma diminuição acelerada da DBO, fazendo o mesmo efeito na DQO. Sendo assim, utilizando $K_{hrápido}$ e K_{AC} igual a $0,03 \text{ dia}^{-1}$ conseguiu-se um ajuste visualmente satisfatório em 730 dias de simulação, onde não houve a hidrólise dos resíduos lentamente degradáveis.

O segundo passo da calibração consistiu em ajustar o tempo inicial dos resíduos lentamente degradáveis, considerando o segundo pico dos valores de DBO, considerando um tempo de ativação dos resíduos lentamente degradáveis (t_{lento}) de 2 anos e kh_{lento} de $0,003 \text{ dia}^{-1}$. Assim, o comportamento da DBO foi bem reproduzido pelo modelo, entretanto foi necessário ajustar a DQO do lixiviado através de alterações no fator de arraste (f_{ar}).

A Figura 3.16 apresenta a comparação realizada entre a DBO e DQO simulada com a experimental. Ainda pode ser observado o efeito da diluição dos contaminantes no lixiviado, onde os picos de vazão de lixiviados foram sempre seguidos de um decréscimo na concentração de DBO e DQO.

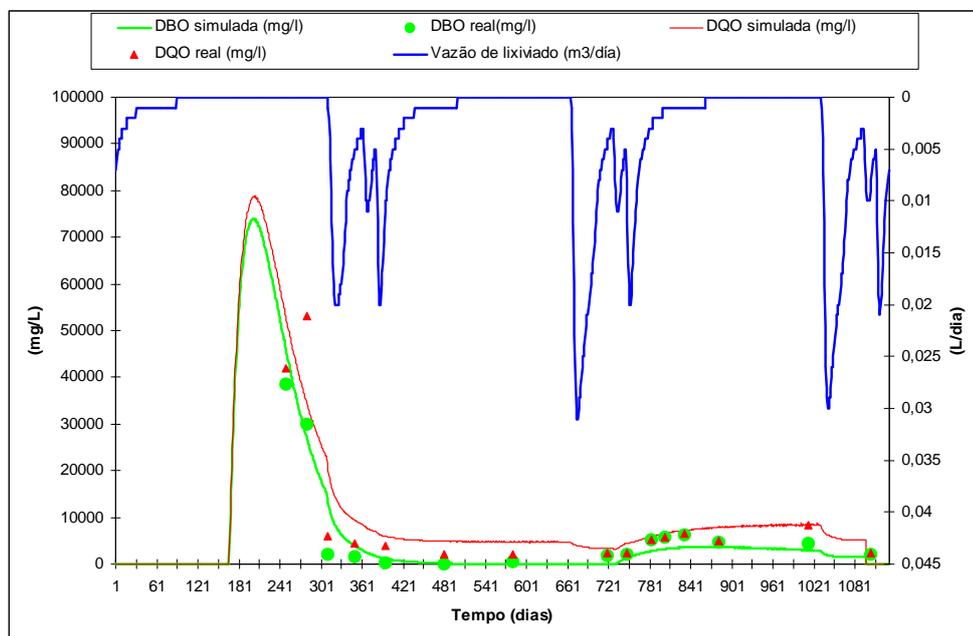


Figura 3.16. Comparação entre séries de concentração de DBO e DQO simuladas e os valores obtidos experimentalmente no lisímetro 1.

Os valores obtidos dos parâmetros do modelo de biodegradação que melhor ajustaram os valores de DBO e DQO simulados aos experimentais são apresentados na Tabela 3.13. Além disso, nessa mesma tabela têm-se alguns valores de calibração encontrados na literatura.

Tabela 3.13. Valores dos parâmetros obtidos na calibração do módulo de biodegradação do Modulo 3 para o L1.

Parâmetro	L1	Faixa de referencia
f_{ar}	0,01	0,01 (LOBO <i>et al</i> , 2006c); 0,08 (BORBA, 2006) 0,08 (FERREIRA, 2006)
f_{ac}	0,65	0,70 (LOBO <i>et al</i> , 2006c)
$T_{orapido}$ (anos)	0,45	0 (DUPUY, 2000) 0 (BORBA, 2006)
T_{olento} (anos)	2	1 (DUPUY, 2006) 1 (BORBA, 2006)
$K_{hrapido}$ (1/dia)	0,03	0,043 (DUPUY, 2000) 0,9 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,006 (BORBA, 2006) 0,006 (FERREIRA, 2006)
K_{hlento} (1/dia)	0,003	0,001 (DUPUY, 2000) 0,13 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,0005 (BORBA, 2006) 0,0005 (FERREIRA, 2006)
K_{AC} (1/dia)	0,03	0,03 (DUPUY, 2000) 2 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,1 (BORBA, 2006) 0,1 (FERREIRA, 2006)
K_{H2} (1/dia)	200	50 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 200 (BORBA, 2006) 20 (FERREIRA, 2006)

No lisímetro 1 houve apenas a medição de concentração volumétrica do biogás gerado, impossibilitando a calibração completa do módulo de biodegradação, pois não houve medição da vazão de gás gerado. Desta forma, sem calibração, a estimativa da geração de gás acumulada para o L1 é apresentada na Figura 3.17, onde tem-se uma geração intensa de gás entre 171 e 280 dias após a disposição dos resíduos.

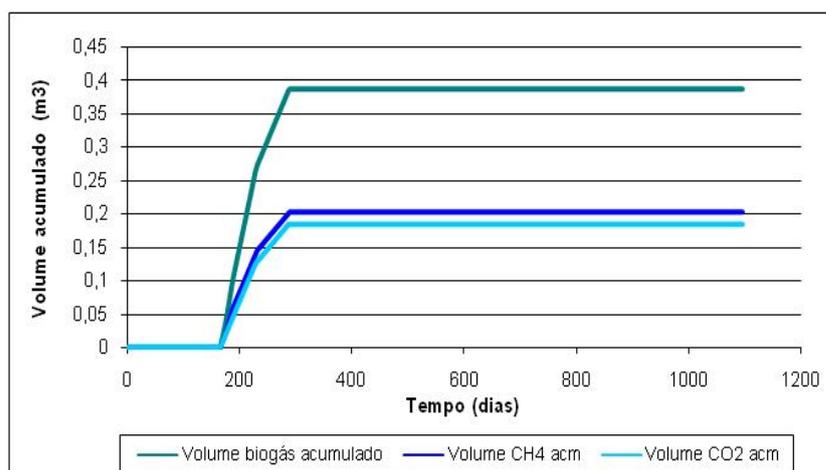


Figura 3.17. Estimativa da geração de biogás sem calibração para o lisímetro 1 segundo Modulo 3.

3.4.2.2. Lisímetro 2

No módulo hidrológico, utilizar os mesmos parâmetros obtidos de calibração do L1 não representou a realidade do L2, já que este tinha composição diferente dos resíduos e foi construído em outro período com situações climáticas diferentes. No L2, a geração de lixiviados ocorreu logo após o seu fechamento assim como a concentração volumétrica de CH_4 já havia aumentado. Sendo assim, para o L2 estimou-se o *t_{0rápido}* em 0,07 anos. Adquirida a experiência na calibração do L1, foi realizada a calibração do L2 utilizando-se da mesma lógica.

A Figura 3.18 apresenta a comparação realizada entre a DBO e DQO simulada com a experimental, podendo observar o mesmo efeito da diluição dos contaminantes visualizada no L1.

Os valores obtidos dos parâmetros do modelo de biodegradação que melhor ajustaram visualmente os valores de DBO e DQO simulados aos experimentais são apresentados na Tabela 3.14. Além disso, nessa mesma tabela têm-se alguns valores de calibração encontrados na literatura.

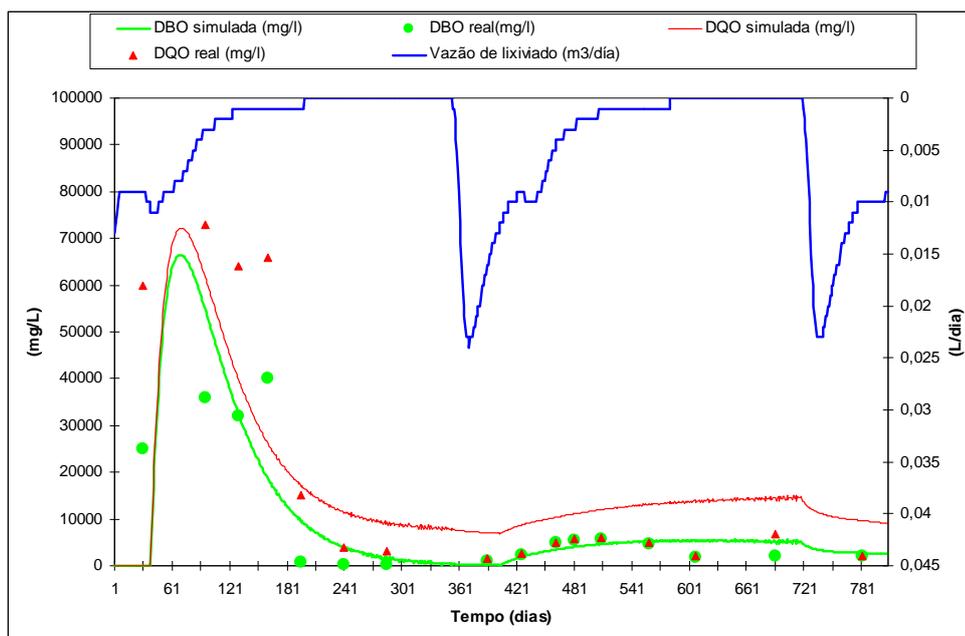


Figura 3.18. Comparação entre séries de concentração de DBO e DQO simuladas e os valores obtidos experimentalmente no lisímetro 2.

Tabela 3.14. Valores das constantes aplicadas no módulo de biodegradação do Modulo 3.1 para o L1 e L2.

Parâmetro	L1	L2	Faixa de referencia
f_{ar}	0,01	0,005	0,01 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,08 (BORBA, 2006) 0,08 (FERREIRA, 2006)
f_{ac}	0,65	0,70	0,70 (LOBO <i>et al</i> , 2006c)
$T_{orapido}$ (anos)	0,45	0,07	0 (DUPUY, 2000) 0 (BORBA, 2006)
T_{olento} (anos)	2	1,07	1 (DUPUY, 2006) 1 (BORBA, 2006)
$K_{hrapido}$ (1/dia)	0,03	0,05	0,043 (DUPUY, 2000) 0,9 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,006 (BORBA, 2006) 0,006 (FERREIRA, 2006)
K_{hlento} (1/dia)	0,003	0,002	0,001 (DUPUY, 2000) 0,13 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,0005 (BORBA, 2006) 0,0005 (FERREIRA, 2006)
K_{AC} (1/dia)	0,03	0,02	0,03 (DUPUY, 2000) 2 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,1 (BORBA, 2006) 0,1 (FERREIRA, 2006)
K_{H2} (1/dia)	200	200	50 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 200 (BORBA, 2006) 20 (FERREIRA, 2006)

Comparando os parâmetros de calibração do módulo de biodegradação entre os dois lisímetros, pode-se observar que, o fator de arraste (f_{ar}) para o L2 é menor que o utilizado no L1, que apresenta coerência, pois os resíduos que preenchem o L2 têm uma menor permeabilidade e conseqüentemente uma menor velocidade de líquidos ocorre entre os poros, arrastando assim uma menor quantidade de partículas orgânicas. No L2 havia um menor teor de plásticos e uma maior quantidade de matéria orgânica, o qual em teoria aumentaria a acessibilidade dos microrganismos à matéria orgânica, por esse motivo foi utilizado um fator de acessibilidade maior para o L2.

Também pela diferente composição entre os lisímetros, as constantes cinéticas de hidrólise (para as quais o modelo é muito sensível) foram mais elevadas para o lisímetro 2 que tem uma maior quantidade de matéria orgânica representando assim uma dissolução mais rápida da matéria sólida antecipando o aparecimento de contaminantes no lixiviado e a produção de biogás. Deste modo, nos resultados experimentais obtidos por ALCANTARA (2007) e nos simulados pode-se observar tal fato, necessitando considerar para a calibração do modelo um tempo de ativação para os resíduos rapidamente e lentamente degradáveis menor para o L2 que para o L1.

Assim como no lisímetro 1, no lisímetro 2 houve apenas a medição de composição do biogás gerado, impossibilitando a calibração completa do módulo de biodegradação. Desta forma, sem calibração, a estimativa da geração de gás acumulada para o L2 é apresentada na Figura 3.19, onde se tem uma geração intensa de gás entre 46 a 152 dias após a disposição dos resíduos.

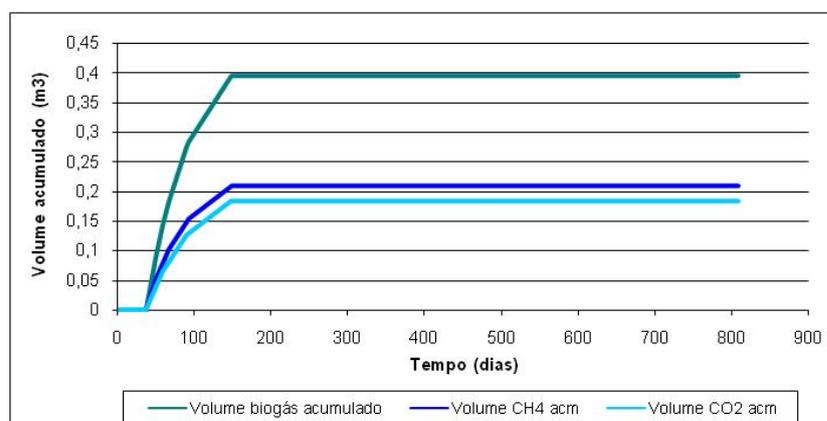


Figura 3.19. Estimativa da geração de biogás sem calibração para o lisímetro 2 segundo Moduelo 3.

CAPÍTULO IV- DESCRIÇÃO E MODELAGEM COM MODUELO 3 NA CÉLULA EXPERIMENTAL

4.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Este capítulo apresenta a aplicação do Moduelo 3 em um aterro experimental, comparando os resultados simulados com os obtidos experimentalmente. Na primeira parte serão apresentadas características, parâmetros e resultados experimentais importantes para a utilização do modelo consistindo de dimensão, geometria, preenchimento do aterro, sistema de drenagem interna e superficial, características dos resíduos e da camada de cobertura, vazão e composição de lixiviados e gases gerados. Em seguida é realizado o pré-processamento dos dados de entrada para utilização do modelo, envolvendo a construção da malha, definição dos módulos de produção dos resíduos, climatológicos e características das camadas de resíduos e de cobertura. Para isso, foram utilizados os dados provenientes de JUCÁ *et al* (2006) e MACIEL (2008). Na terceira parte são apresentados os dados obtidos pelo modelo e a discussão desses.

4.2. DESCRIÇÃO

A célula experimental foi implantada em uma área existente no Aterro Controlado da Muribeca-PE, como pode ser observada na Figura 4.1. Foi dimensionada por JUCÁ *et al* (2006) e está sendo monitorada por MACIEL (2008). Esta célula tem uma capacidade de 36.636,57 toneladas e um volume estimado de 35.208,90 m³ de resíduos com uma área de base de aproximadamente 5.993 m².



Figura 4.1. Célula experimental construída no aterro controlado da Muribeca/PE.

4.2.1. Camada de base

A célula experimental foi construída sobre uma camada antiga de resíduos. Para evitar interações entre esta camada de resíduos e a nova, foi implementada uma camada entre 60-120 cm de solo argiloso compactado com permeabilidade de 10^{-7} cm/s. Além disso, a declividade da camada de argila compactada obedeceu à declividade do terreno indicado na planta. O dimensionamento e as cotas referentes à camada de base podem ser visualizados na Figura 4.2.



Figura 4.2. Cotas da camada de base do aterro experimental (adaptado de MACIEL, 2008)

4.2.2. Processo de enchimento

O preenchimento da célula foi iniciado em 12/04/2007 e finalizado em 31/01/2008, sendo dividido em duas etapas. A primeira etapa do enchimento da célula experimental foi realizada até que os resíduos depositados atingissem uma altura de aproximadamente 3,0 metros, ou seja, a cota 43 (Figura 4.3a). Uma vez atingida a cota desta etapa, foi iniciada a implantação da cobertura apenas nos taludes para evitar a entrada de oxigênio na célula e a segunda etapa do processo de enchimento. A Etapa 2 teve o mesmo procedimento operacional e de geometrização da Etapa 1, atingindo a cota 49, como pode ser observado na (Figura 4.3b), que ilustra a situação final da célula experimental, de acordo com JUCÁ *et al* (2006). Na Figura 4.4 pode-se observar a quantidade mensal de resíduos depositados no período de enchimento da célula, utilizados na aplicação do modelo.

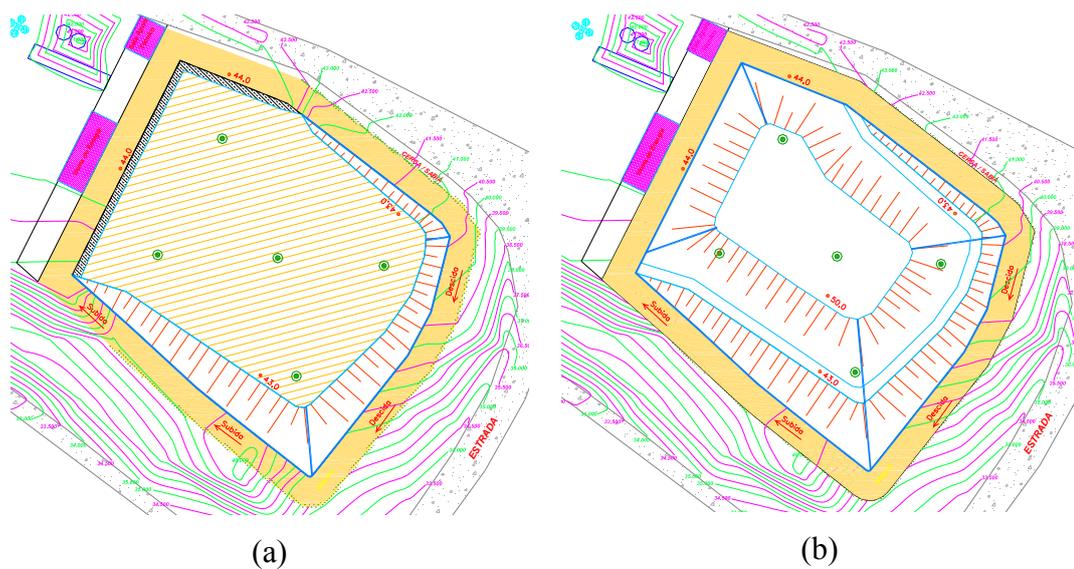


Figura 4.3. Geometria da etapa 1 (a) e situação final da etapa 2 e do aterro experimental (FONTE: MACIEL, 2008)

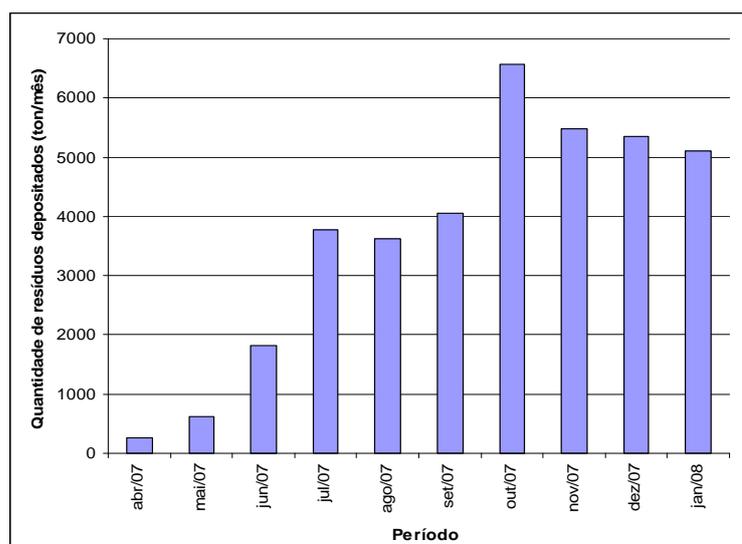


Figura 4.4. Quantidade de resíduos depositada entre os meses de abril de 2007 a janeiro de 2008 (adaptado de MACIEL, 2008).

4.2.3. Características iniciais dos resíduos

Durante o período de enchimento da célula foram realizadas diversas caracterizações gravimétricas envolvendo a classificação dos materiais que compõem: matéria orgânica putrescível; papel/papelão; plásticos; madeira; materiais têxteis; borracha e couro; metais; vidros; fraldas descartáveis; outros (lixo eletrônico, poeira, solo, cinzas etc.), como pode ser observado na Tabela 4.1. Além disso, foram realizados diversos ensaios para a obtenção do teor de umidade em peso úmido e densidade dos resíduos, onde os valores médios encontrados foram de, 55,84% e 1,01 ton/m³, respectivamente.

4.2.4. Sistema de Drenagem Interna

O sistema de drenagem da célula experimental é constituído por dreno principal, secundários e anelares, além de drenos verticais de lixiviado e de gás. A drenagem anelar é formada por uma linha de drenos ao longo da parte interna da base do dique de contorno de maneira a coletar líquidos lixiviados, impedindo a ocorrência de acúmulo de lixiviado junto à base do talude. A drenagem principal e secundária na base da célula é do tipo “espinha de peixe” com duas linhas de drenos secundários que se interligam com os poços verticais de drenagem de gás e lixiviado (Figura 4.5). Os drenos principais e anelares são formados por valas de 60 cm de largura e 40 cm de altura, preenchidas com pedra rachinha (diâmetro de aproximadamente

10 cm) e tubulação de PVC com 100 mm de diâmetro envolvido por um geotextil, onde a superfície superior está em contato direto com os resíduos conforme ilustrado na Figura 4.6. Os drenos secundários não possuem tubulação internamente, sendo formados apenas por valas com 60 cm de largura e 20 cm de altura.

Tabela 4.1. Valores médios da composição gravimétrica dos resíduos e a umidade de cada componente.

Composição Gravimétrica	Composição em peso úmido (%)	Umidade por componente (%)
Papel e Cartão	14,24	52,28
Matéria Orgânica Putrescível	41,95	46,15
Côcos	3,52	64,11
Madeira	2,48	37,38
Fralda descartável	4,3	60,3
Têxtil	4,22	46,22
Borracha e couro	1,24	8,73
Plástico (isopor, plásticos gerais)	21,41	29,69
Vidro	0,71	3,04
Metal	1,82	17,11
Outros	4,11	11,88

Fonte: adaptado de MACIEL (2008)

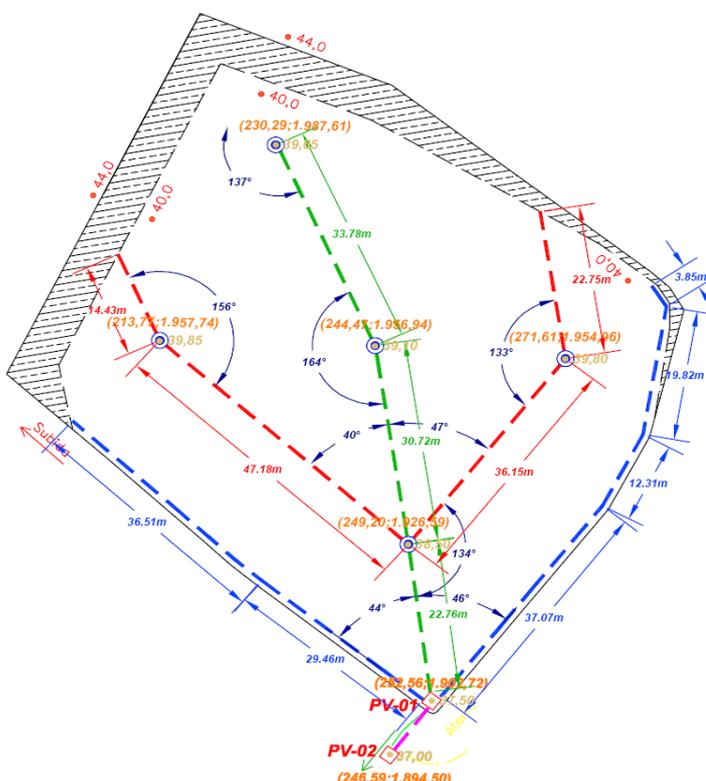


Figura 4.5. Sistema de drenagem principal e secundário na base do aterro experimental (adaptado de MACIEL, 2008)

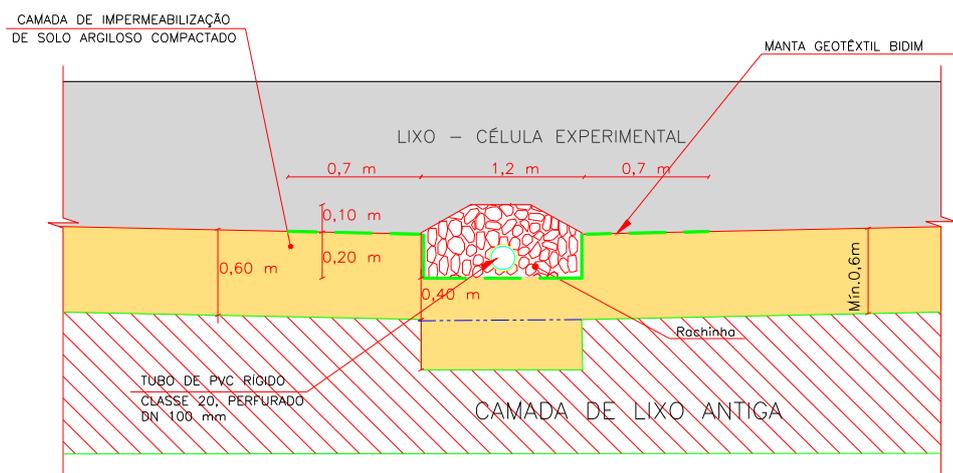


Figura 4.6. Ilustração do corte típico do dreno principal da Célula Experimental (JUCÁ *et al*, 2006).

Na cota 43 a drenagem interna consiste em drenos horizontais e verticais (Figura 4.7), onde os drenos horizontais são formados por valas preenchidas por pedras rachinhas (diâmetro com aproximadamente 10 cm) com 60 cm de largura e 40 cm de altura sem tubulação. O aterro experimental possui 5 drenos verticais constituídos por tubos perfurados de PVC rígido de 100 mm com perfurações de 2 a 3 cm de diâmetro, envoltos por uma vala preenchida por pedras rachinhas (diâmetro de aproximadamente 10 cm) formando assim um diâmetro externo de aproximadamente 60 cm.

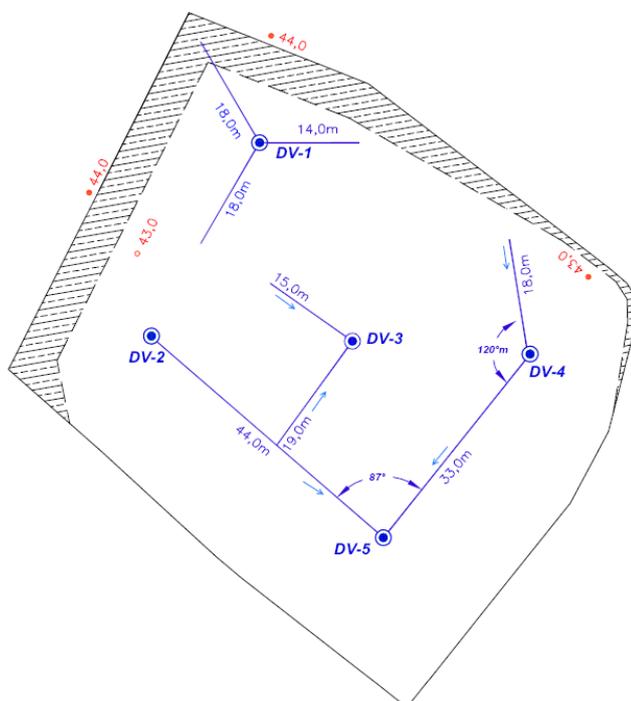


Figura 4.7. Sistema de drenagem e na cota 43 do aterro experimental (adaptado de MACIEL, 2008)

4.2.5. Sistema de Drenagem Superficial

O sistema de drenagem superficial foi construído objetivando impedir que toda a água proveniente de escoamento superficial e das precipitações pluviométricas atinjam a célula infiltrando-se na massa de lixo, e por consequência, gerando grandes volumes de lixiviados. Atualmente a drenagem de águas superficiais do aterro experimental consiste em apenas 1 descida do tipo gabião, com uma altura de 0,3m, largura de 1,5m e comprimento de 20 m e uma caixa coletora para amortecer o fluxo no final do escoamento.

4.2.6. Camada de Cobertura

Uma vez atingida a cota final (cota 49) foi implantada a camada de cobertura. No aterro experimental existem 3 tipos de camada de cobertura (evapotranspirativa, metanotrófica e homogênea) com espessura total variando de 0,4 a 1,20 metros. A camada homogênea consiste numa camada de solo argiloso compactado diretamente sobre a massa de resíduo. A camada metanotrófica é formada por solo argiloso enriquecido com nutrientes que propicia o desenvolvimento de bactérias oxidantes de metano. A camada evapotranspirativa consiste em três camadas seqüenciais de pedra britada, argila compactada e pedra britada que controla a infiltração da água na massa de lixo.

4.2.7. Monitoramento

O monitoramento ambiental do aterro experimental é um instrumento de controle e avaliação que objetiva conhecer o estado inicial e as tendências qualitativas e quantitativas do processo de biodegradação dos RSU, da geração de lixiviado, de biogás e da produção de energia (JUCÁ *et al*, 2006). Assim como no capítulo anterior para os lisímetros, neste estudo serão apenas destacados os resultados representativos para a utilização do Modulo 3, ou seja, os que correspondem aos parâmetros de saída do programa, como vazão de lixiviados, composição de lixiviados em termos de DBO e DQO, e a vazão e concentração de gases. Os dados experimentais obtidos por MACIEL (2008) serão apresentados posteriormente comparando-os com os resultados simulados.

4.3. PRÉ-PROCESSO

Para a aplicação do Modulo 3 à célula experimental foi necessário fazer todo o levantamento geral dos dados referentes à topografia original do terreno, ordem de enchimento das células, características dos resíduos e camada de cobertura além dos dados climatológicos. O tratamento dos dados levantados tornando-os dados de entrada do programa foi realizado utilizando procedimentos semelhantes aos usados nos lisímetros.

4.3.1. Módulo Morfológico

Antes de definir a quantidade de resíduos que preencherão o aterro, é importante considerar primeiro a morfologia deste, considerando as particularidades e o volume unitário de cada célula. O primeiro passo para a definição dos dados morfológicos consiste na digitalização do terreno onde tem-se a conformação do terreno original estabelecendo o limite do aterro (Figura 4.8 a e b) e as cotas da camada de base (Figura 4.8 c e d) onde posteriormente haverá o enchimento do aterro.

A partir disto o programa inicia a discretização da malha unitária, conformando um paralelepípedo com dimensões em toda a sua extensão, que serão dispostos de camada a camada (LOBO *et al*, 2003a). Neste caso, cada célula foi conformada com uma dimensão de 2x2x1m (volume de 4m³). É importante salientar que o programa necessita de uma camada de cobertura intermediária sobre as células de resíduos, no entanto esta é ausente no aterro experimental. Sendo assim, colocou-se a camada intermediária com a menor espessura possível, 0,01m, considerando esta com as mesmas características dos resíduos.

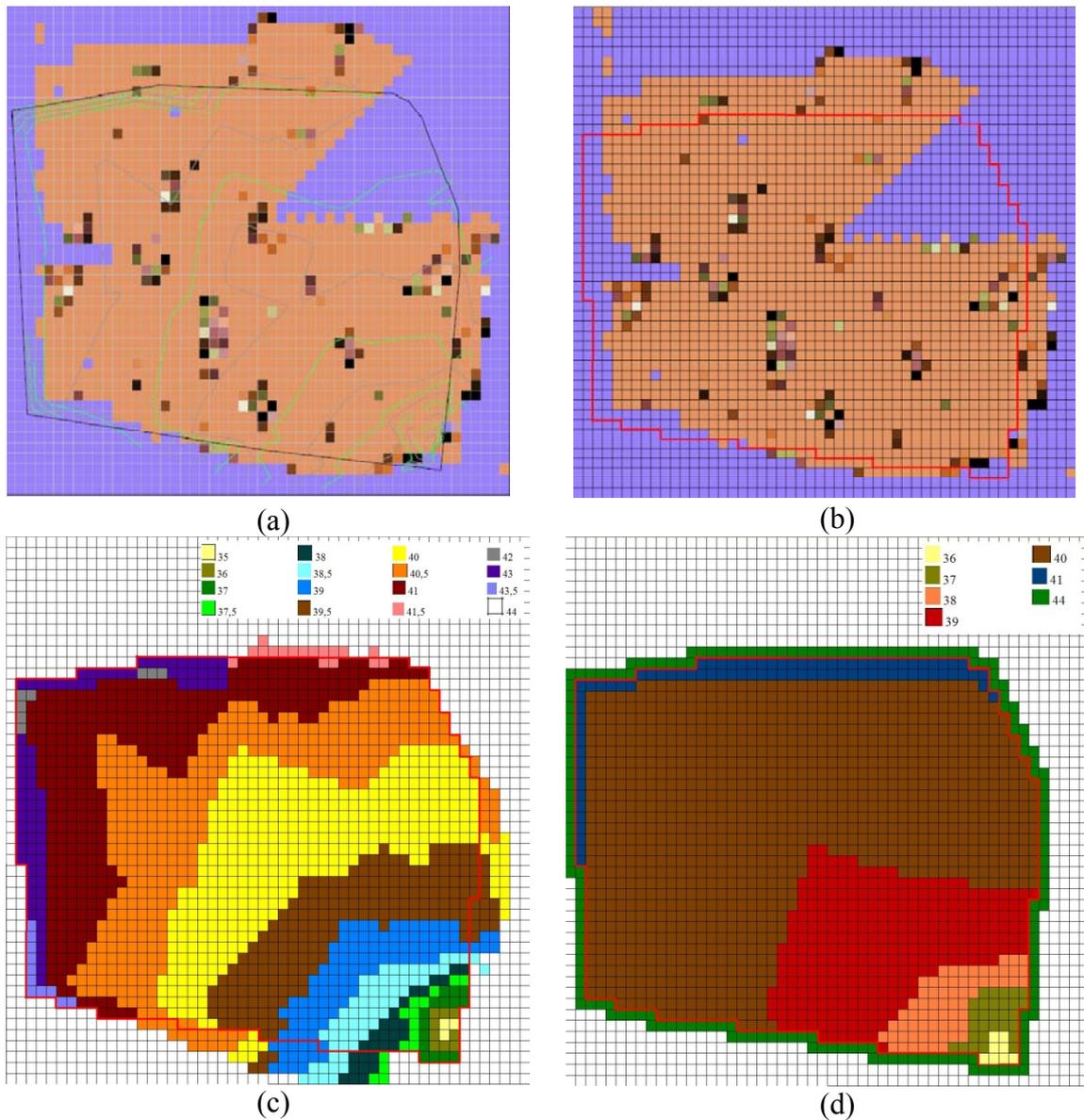
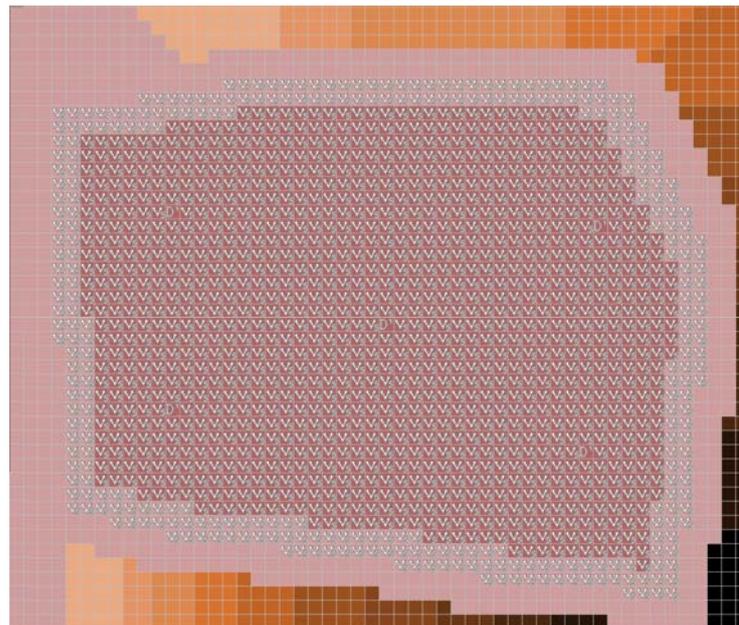
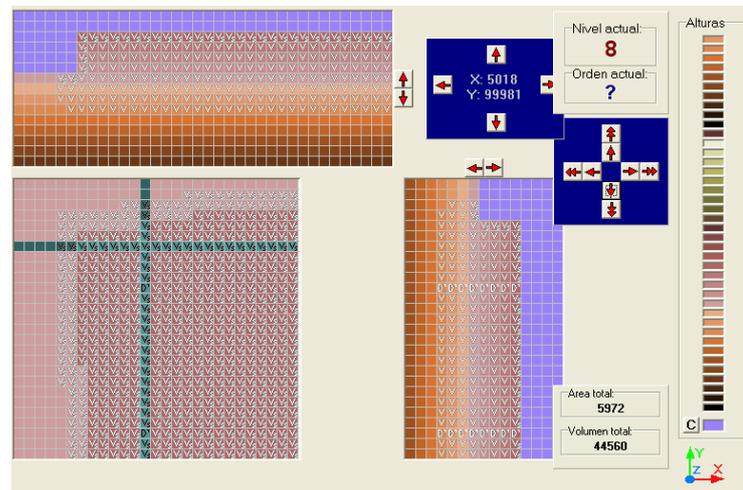


Figura 4.8. (a) Digitalização do aterro conforme Modulo 3; (b) Definição do limite do aterro experimental; (c) Estabelecimento das cotas e discretização do terreno original antes do nivelamento e aplicação da camada de base; (d) Estabelecimento das cotas e discretização da camada de base do aterro experimental onde será preenchido por resíduos.

A Figura 4.9 apresenta a célula experimental completamente preenchida, em planta e em perfil, na tela de visualização do Modulo 3. Foram utilizadas 9.222 células do tipo resíduos, 1876 células do tipo célula de resíduos com camada de cobertura e 42 células do tipo dreno que representam os 5 drenos verticais, desde a base da célula.



(a)



(b)

Figura 4.9. Planta (a) e perfil (b) da configuração do aterro experimental no Modulo 3.

Nas células do tipo resíduos, resíduos com camada de cobertura e dreno foram introduzidos os parâmetros referentes à capacidade de campo em porcentagem em peso seco; unidade de saturação; permeabilidade horizontal e vertical em m/s; densidade em ton/m^3 e os parâmetros de Horton. A Tabela 4.2 apresenta os respectivos valores adotados inicialmente.

Tabela 4.2. Parâmetros iniciais adotados para cada tipo de célula.

PARAMETROS Descrição	TIPOS DE CÉLULAS		
	V*	Vs**	Dreno
Umidade (%)	55,84	20	-
Umidade de saturação (% peso seco)	60	41,9	-
Umidade residual (% peso seco)	10	5	-
Permeabilidade horizontal (m/seg)	0,00001	0,00001	1,0
Permeabilidade vertical cobertura (m/seg)	0,00001	0,000001	1,0
Permeabilidade vertical resíduo (m/seg)	0,00001	0,00001	-
Densidade (Tn/m ³)	1,00	1,55	-
PARAMETROS DE HORTON			
fc (mm/h)	3,81	1	-
fo (mm/h)	76,2	25,4	-
k (h ⁻¹)	4,14	4,14	-

*V corresponde às células do tipo resíduos;

** Vs corresponde às células do tipo resíduos com camada de cobertura.

Após o enchimento e caracterização das células, fez-se a definição do sistema de drenagem interna de lixiviado de acordo com as redes de drenagem existentes na base e na cota 43 do aterro experimental, como mostra a Figura 4.10.

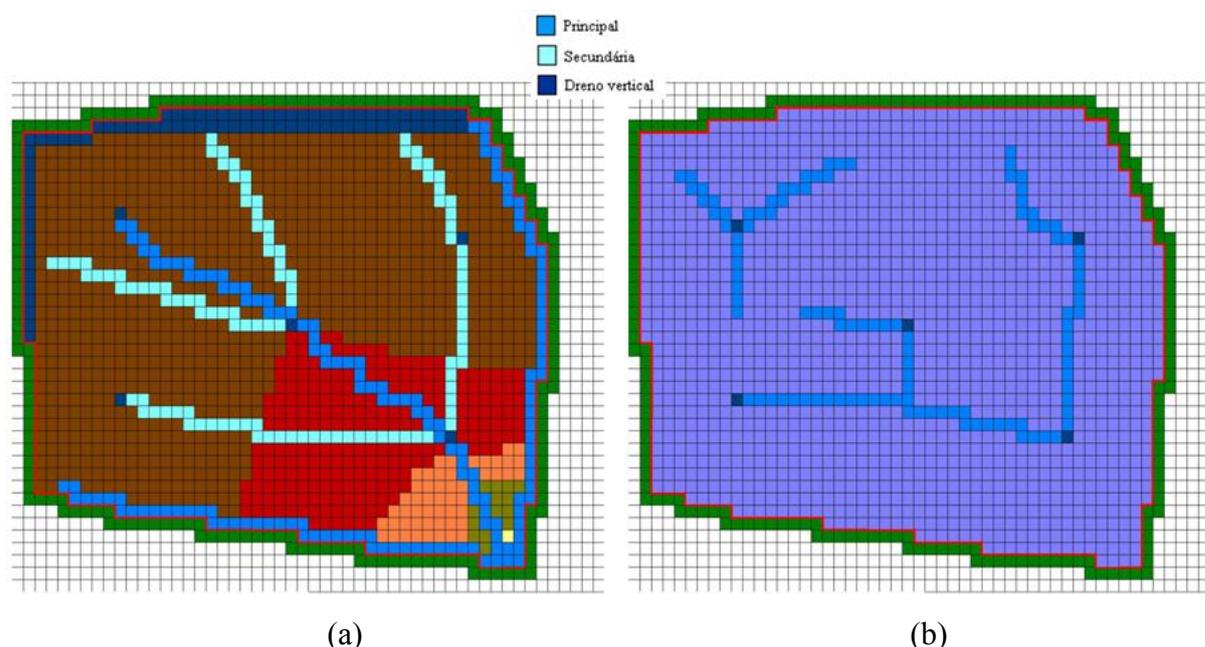


Figura 4.10. Definição do sistema de drenagem interna do aterro experimental na base (a) e na cota 43 (b).

O sistema de drenagem existente no aterro experimental consiste em valas, onde a drenagem principal e anelar tem uma seção de área igual 0,24m² e a drenagem secundária uma área

igual a $0,12\text{m}^2$, o que corresponde a uma tubulação com diâmetro de 0,55m e 0,39m respectivamente. Sendo assim, calculou-se a área de tubulação por célula que contém a drenagem, que são os dados inseridos no programa. Esses dados podem ser observados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Característica da drenagem implantada

Parâmetro	Drenagem Principal	Drenagem Secundária
Área de drenagem por célula	0,23758 m ²	0,11946 m ²
Coefficiente de Manning	0,009	0,009
Declividade	2 %	2 %

Além da definição da drenagem interna, levou-se em consideração o sistema de drenagem superficial que consiste apenas em uma descida do tipo gabião, como mostra a Figura 4.11a e b. Todo o sistema de drenagem superficial, foi considerado como “não-conectado”, ou seja, o volume de água escoado por estas células não está conectado ao sistema de coleta de lixiviados e por tanto são gerenciadas de forma independente do lixiviado.



(a)



(b)

Figura 4.11. Definição do sistema de drenagem superficial do aterro experimental

4.3.2. Módulo de Produção de Resíduos

Foram realizados diversos ensaios de caracterização do lixo por componente dos resíduos. Para a aplicação do modelo à célula experimental foram utilizados os valores médios,

apresentados na Tabela 4.4, onde se tem a composição gravimétrica média em peso úmido e em peso seco, e a umidade medida de cada componente também realizada em cada ensaio de caracterização dos resíduos, utilizada para converter peso úmido em peso seco.

Tabela 4.4. Classificação dos componentes e composição gravimétrica

Aterro experimental	MODUELO	Velocidade de degradação	% Peso úmido*	Umidade dos componentes (% peso úmido)*	% Peso seco
Papel e Papelão	Papel e Cartão	Rápida	14,24	52,28	11,68
Matéria Orgânica	Resíduos de comida	Rápida	41,95	46,14	38,81
Côco	Resíduos de podaço	Lenta	3,56	64,11	2,17
Madeira	Madeira	Lenta	2,48	37,38	2,67
Fralda descartável	Celulose	Lenta	4,3	60,3	2,93
Têxtil	Têxtil	Lenta	4,22	46,22	3,9
Borracha e couro	Borracha e couro	Lenta	1,24	8,73	1,95
Plástico	Plástico	Não degradável	21,41	29,69	25,88
Vidro	Vidro	Não degradável	0,71	3,04	1,18
Metal	Metal	Não degradável	1,82	17,11	2,59
Outros	Outros	Não degradável	4,11	11,88	6,23

* Dados obtidos em MACIEL (2008)

Após a entrada de dados qualitativos é necessário definir a quantidade dos resíduos que preenchem a célula. A quantidade total de resíduo que foi depositada na célula foi 36636,57 toneladas durante 295 dias (12/04/2007 a 31/01/2008). Foi definido no módulo de configuração do aterro que o volume de resíduos na célula é de 36.888m³, adotando assim uma densidade de 0,993ton/m³ para os resíduos, que confere com os valores encontrados experimentalmente por MACIEL (2008).

Adotando uma taxa de geração de resíduo por habitante de 1,2 kg/hab.dia, pode-se definir a quantidade de resíduos recebidos diariamente pelo aterro experimental como sendo

125.044,05 kg/dia, que corresponde a um aterro que receberia RSU de uma cidade com 104.204 habitantes.

As características físicas iniciais dos resíduos, como umidade, densidade e poder calorífico e devem ser introduzidos. O teor de umidade médio obtido experimentalmente para os resíduo foi de 55,84% em peso úmido. Assim como para os lisímetros, adotou-se o poder calorífico como sendo 1500Kcal/ kg de RSU úmido, conforme citado por LOBO *et al* (2003a).

Para finalizar o módulo de produção é necessário classificar os materiais em rapidamente, lentamente e não biodegradável e foi adotada a mesma classificação utilizada nos lisímetros. Além disso, é necessário definir dois parâmetros, o fator de arraste e de acessibilidade. Esses fatores não foram obtidos experimentalmente, assim como para os lisímetros, foram uns dos parâmetros alterados no processo de calibração do programa. Segundo LOBO *et al* (2003a), quando não se tem o conhecimento desses dados e esta na fase inicial de calibração, recomenda-se utilizar valores iniciais de 0,05 para o fator de arraste e 0,65 para o fator de acessibilidade. Os dados de entrada do módulo de produção utilizados para a simulação do aterro experimental são apresentados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5. Dados iniciais do módulo de produção dos resíduos

Dados de produção de resíduos	Aterro experimental	Fonte
Produção diária (kg/hab/dia)	1,2	-
Número de habitantes	104204	MACIEL (2008)
Taxa de crescimento anual	0	-
Umidade dos resíduos (%)	55,84	MACIEL (2008)
Densidade dos resíduos (ton/m ³)	0,993	MACIEL (2008)
Poder Calorífico (Kcal/kg de RSU)	1500	LOBO (2003a)
Crescimento da produção	0	-
Evolução do Reciclado	0	-
Fator de arraste inicial	0,05	LOBO (2003a)
Fator de acessibilidade inicial	0,65	LOBO (2003a)

4.3.3. Módulo Climatológico

Diferentemente dos lisímetros, para o período em que foi construído e monitorado o aterro experimental foram disponibilizados os dados referentes à estação meteorológica da

Muribeca, entretanto havia dados de precipitação, umidade relativa, temperatura média, mínima e máxima, velocidade do vento dos meses de junho, julho, agosto, novembro e dezembro de 2007 e janeiro e fevereiro de 2008. Os dados de insolação diária e dos outros meses foram obtidos da estação Recife pertencente ao Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climatológicos (INPE, 2008) localizada no bairro do Curado, a cerca de 10 km do aterro. Os dados climatológicos necessitaram de conversão de tempo e de unidades e foram calculados da mesma forma em que foram calculados os dados de clima dos lisímetros.

4.3.4. Módulo Geral

Um dos dados iniciais de entrada do programa é o tempo de simulação, que nesse estudo foi considerado entre 12/04/2007 a 31/08/2008, que corresponde ao primeiro dia de enchimento da célula e o último mês em que foram utilizados os dados provenientes do monitoramento para esse trabalho. Os outros parâmetros desse módulo foram os mesmos adotados no início da simulação dos lisímetros, modificando apenas os parâmetros referentes ao fluxo de canais preferenciais nos resíduos.

4.4. PROCESSO E PÓS-PROCESSO

Construídos os módulos de produção de resíduos, configuração do terreno, climatológico e geral, descritos anteriormente, foi iniciado o processo de simulação envolvendo duas etapas sucessivas, a calibração do módulo hidrológico e do módulo de biodegradação, assim como foi realizado para os lisímetros.

4.4.1. Simulação Hidrológica

Para a primeira etapa da simulação, foi desativado o modelo de degradação da matéria orgânica analisando apenas os parâmetros hidráulicos, assim como foi realizado para os lisímetros, alterando a capacidade de campo, permeabilidade vertical e horizontal dos resíduos até obter resultados simulados de vazão de lixiviado com o tempo semelhante aos obtidos experimentalmente.

A medição de vazão de lixiviado drenado no aterro experimental foi realizada diretamente na caixa coletora, numa periodicidade de 2 vezes por semana, a partir do dia 18/11/2007, correspondendo a 231 dias após o início da disposição de resíduos no aterro experimental. Para auxiliar o processo de calibração do módulo hidrológico acoplado ao módulo de biodegradação, estimou-se a vazão de lixiviado acumulada utilizando os valores médios semanais para os outros dias da mesma semana, considerando que não havia uma grande variação entre os valores medidos na mesma semana.

Pode ser observado na Figura 4.12 os resultados obtidos na calibração do módulo hidrológico comparando os dados de vazão de lixiviado simulada e experimental, verificando ainda a influência da precipitação no comportamento geral da curva de vazão de lixiviado, onde os picos na vazão do lixiviado têm correspondência com os picos da precipitação. Na Figura 4.13 pode-se observar o volume acumulado de lixiviado no período em que foram realizadas as medições de vazão de lixiviado drenado.

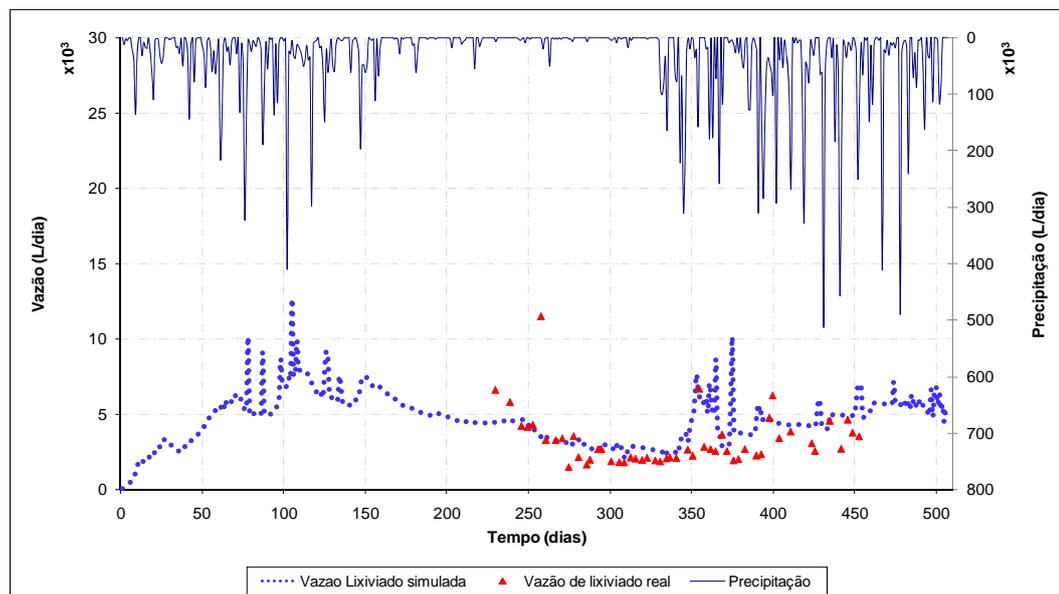


Figura 4.12. Comparação entre a precipitação e a vazão de lixiviado simulada e medida no aterro experimental em função do tempo, obtida pela calibração do módulo hidrológico.

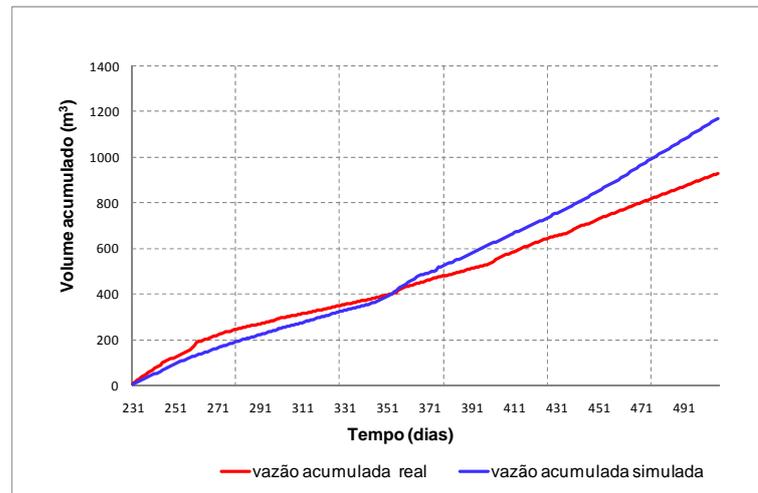


Figura 4.13. Comparação entre séries acumuladas de volume de líquido medido e simulado no aterro experimental, obtida pela calibração do módulo hidrológico.

A Figura 4.14 apresenta o volume de líquido acumulado no aterro sob a forma de umidade nos resíduos em m^3 . Pode-se observar que até 295 dias, que corresponde ao enchimento da célula, a curva fornecida pelo modelo tem uma tendência crescente, já que diariamente tem-se a entrada de líquido pela umidade inicial dos resíduos. Após a finalização do enchimento da célula tem-se um período de estiagem, onde a precipitação é muito baixa, ocasionando a perda de umidade gradativa dos resíduos devido ao elevado potencial de evaporação da área do aterro experimental. Após o período de estiagem tem-se o período chuvoso, onde o resíduo volta novamente a reter líquidos e aumentar o seu teor de umidade.

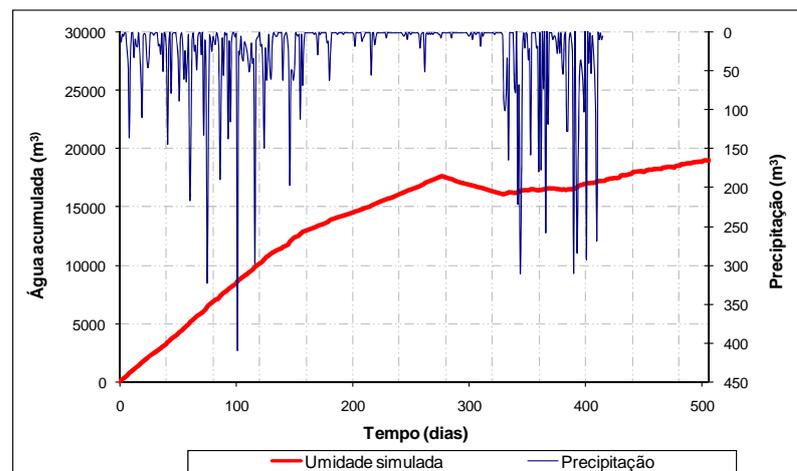


Figura 4.14. Volume acumulado de líquido (m^3) sob a forma de umidade nos resíduos do aterro experimental com o tempo simulado.

Os parâmetros hidráulicos que representaram a calibração do módulo hidrológico são apresentados na Tabela 4.6. Para acompanhar os picos de geração de lixiviado, foram também alterados os parâmetros de fluxo de canais preferenciais até que esses melhor representassem o comportamento dos dados experimentais. Assim, os valores encontrados para μ (percentual do volume da célula que se encontram os canais preferenciais) e f_k (fator de permeabilidade saturada do material na zona canalizada foi de 33% e 156, respectivamente).

Tabela 4.6. Parâmetros hidráulicos obtidos na calibração do módulo hidrológico ao aterro experimental.

Parâmetro	V	V _s	Fonte
Umidade (%)	55,8	30	MACIEL (2008)
Umidade de Saturação (%)	70	50	Calibração e LOBO <i>et al</i> (2006a)
Umidade Residual (%)	15	10	
Capacidade de Campo (%)	40,6	28,62	
Densidade (ton/m ³)	0,993	1,5	MACIEL (2008)
Permeabilidade vertical cobertura (m/s)	5.10 ⁻⁸	1.10 ⁻⁹	Calibração
Permeabilidade vertical resíduo (m/s)	5.10 ⁻⁸	1.10 ⁻⁹	
Permeabilidade horizontal (m/s)	5.10 ⁻⁸	1.10 ⁻⁹	
fc (mm/h)	1,5	1	HUBER & DICKINSON (1988) <i>apud</i> LOBO <i>et al</i> (2006a)
fo (mm/h)	75	25,4	
k (h ⁻¹)	2	4,14	

Caso a geração de lixiviado frente não ocorresse no aterro experimental, seria necessário fazer com que o modelo anulasse o aparecimento de lixiviado frente que pode ser realizado de diversas formas. Uma dessas seria a mesma utilizada para a simulação dos lisímetros, considerando as células que fazem fronteira com células vazias como impermeáveis, exceto as células superiores. Outra alternativa seria introduzir células do tipo *relleno* ou solo sobre todo o aterro, (também fazendo exceção às células superiores) com permeabilidade muito baixa, o que não formaria lixiviado frente e sim lixiviado drenado ou líquido acumulado no interior do aterro.

Os dados globais de balanço hidrológico ao longo de todo o período de simulação (507 dias) podem ser observados na Tabela 4.7. O lixiviado total gerado consiste no lixiviado frente e drenado.

Tabela 4.7. Volumes globais do balanço hídrico durante o período simulado

Parâmetros do balanço hídrico	
Chuva total sobre as células (m ³)	16566,7402
Chuva infiltrada (m ³)	7025,0991
Chuva escoada (m ³)	4281,7056
Chuva evaporada (m ³)	5233,0098
Lixiviado gerado (m ³)	6658,1166
Água total evaporada (m ³)	6929,6079
Água entrante por umidade (m ³)	20744,0859
Água acumulada (m ³)	18742,5605

No balanço hídrico simulado e na Figura 4.14 foi observada a existência de um volume de líquido acumulado no aterro de 18742,5605m³, sob a forma de umidade dos resíduos. Aplicando a Equação 2.33 do balanço hídrico no interior da massa de lixo, considerando o volume de líquido acumulado no aterro (*ARMINT*); a chuva infiltrada (*I*), o lixiviado gerado (*LIX*), a umidade inicial dos resíduos (*WRSU*) e a água evaporada (*EVPTINT*) estimou-se o volume de água utilizado no processo de decomposição da matéria orgânica, que foi de 4561,1m³ de água, ou seja, 21,98% do teor de umidade inicial dos resíduos. Sendo assim, considerando um caso hipotético fechado (como alguns biodigestores) se não houvesse a entrada de líquido pela infiltração da água de chuva e nem a saída desses como lixiviado drenado ou frente, o processo de decomposição dos resíduos seria realizado de forma satisfatória devido ao fato de a grande parcela de líquido existente no aterro ser proveniente da umidade inicial dos resíduos.

$$LIX = I + WRSU \pm RD - EVPTINT - ARMINT \quad (2.33)$$

Com os resultados do balanço hídrico realizado, pode-se observar também que o volume total da água da chuva escoada na camada superficial do aterro experimental foi de aproximadamente 25,85% da precipitação total realizada sobre todo o aterro, entretanto esse valor é equivalente a uma média entre os três tipos de coberturas existentes no aterro experimental, onde cada uma possui características independentes e podem apresentar um coeficiente de escoamento menor ou maior do que o encontrado na simulação. Nos lisímetros, o valor desse coeficiente foi bem maior, da ordem de 56,68% a 55,5%, por existir uma camada argilosa bem compactada de baixa permeabilidade.

4.4.2. Simulação da Degradação

Com o módulo hidrológico calibrado, procedeu-se com a calibração do módulo de biodegradação por meio de simulações sucessivas até a determinação dos parâmetros do modelo que melhor representassem os resultados obtidos experimentalmente de DBO e DQO do lixiviado e vazão de CH₄ e CO₂ do biogás, ajustando inicialmente os dados de composição do lixiviado e posteriormente os de biogás. Alguns autores (LOBO *et al*, 2006a; FERREIRA, 2006; BORBA, 2006) afirmam que o módulo de biodegradação pode ser calibrado ainda em função do nitrogênio amoniacal, entretanto mesmo considerando altas taxas de hidrólise, esse parâmetro não era produzido nas simulações aplicadas ao lisímetro e ao aterro experimental.

Para a calibração do módulo de biodegradação primeiramente se ajustou os valores de DBO, alterando o tempo de ativação dos resíduos rapidamente e lentamente degradáveis, as constantes de metanogênese acetofílica (K_{AC}) e hidrólise dos materiais rapidamente degradáveis (K_{hr}), haja vista o tempo de simulação utilizado. O ajuste do módulo de biodegradação aos valores de DQO foi realizado alterando apenas o coeficiente de arraste (f_{ar}).

Com o objetivo de calibrar os valores simulados aos experimentais de biogás gerado, foram realizadas alterações na constante de metanogênese hidrogenofílica (K_{H2}). Entretanto, certo nível dificuldade foi encontrado nessa etapa do processo de calibração pois a constante utilizada (K_{H2}) tinha uma sensibilidade muito baixa no modelo, isto é, mesmo alterando-a em valores elevados, não havia modificações no comportamento e nos valores simulados. Sendo assim foram realizadas novamente alterações na constante K_{AC} até ajustar os valores de biogás, porém foi observado que essa constante tinha uma alta sensibilidade, ou seja, pequenas diferenças nos seus valores ocasionavam uma modificação no comportamento e nos valores simulados encontrados, não somente de biogás como também no lixiviado.

Um dos objetivos principais desse trabalho era ajustar os resultados experimentais de DBO e DQO dos lixiviados juntamente com os dados de produção do biogás simulados. O problema encontrado foi ajustar essas duas variáveis utilizando o mesmo conjunto de parâmetros cinéticos de biodegradação. Quando se conseguia ajustar o lixiviado, tinha-se o biogás superestimado e no ajuste dos dados de biogás, tinha-se a concentração de DBO e DQO

subestimadas. O mesmo caso foi encontrado em DUPUY (2000), onde este afirma que é necessário estabelecer prioridades segundo a utilização do modelo frente aos resultados gerados. Se for desejado estudar o aproveitamento energético do biogás, é recomendado, pelo mesmo autor, ajustar o biogás e desprezar o lixiviado. Entretanto, se os resultados obtidos pelo modelo servirem como base para o dimensionamento, por exemplo, da estação de tratamento de lixiviado, é recomendado realizar a calibração do módulo de biodegradação em termos da DBO e DQO. Nesse trabalho foram realizadas simulações considerando ambos os casos.

4.4.2.1. CASO 1: Calibração baseada na composição do lixiviado

Nesse caso a calibração do módulo de biodegradação foi realizada igualmente aos lisímetros, baseando-se na DBO e DQO do lixiviado. Esse caso tem grande relevância pois no Modulo 3 não se tem implantado um modelo que represente o fluxo de gás na massa de lixo, nas camadas drenantes e de cobertura. Sendo assim, é considerado que todo o gás gerado no processo de decomposição é imediatamente coletado, desprezando as perdas por emissão através da camada de cobertura, oxidação química ou microbiológica, migração para áreas vizinhas ou acúmulo dentro do aterro, como foi apresentado anteriormente na Equação 2.4.

$$\text{CH}_4^{\text{gerado}} = \text{CH}_4^{\text{emitido}} + \text{CH}_4^{\text{oxidado}} + \text{CH}_4^{\text{coletado}} + \text{CH}_4^{\text{migrado}} + \Delta\text{CH}_4^{\text{acumulado}} \quad (2.4)$$

Sendo assim, o Modulo 3 sempre superestima o volume de geração de biogás quando comparado aos dados de vazão de biogás coletado nos drenos. Assim, após sucessivas simulações o melhor ajuste na composição do lixiviado e os resultados obtidos para o volume de biogás utilizando os mesmo parâmetros são apresentados nas Figuras 4.15 e 4.16, respectivamente, e os parâmetros obtidos podem ser observados na Tabela 4.8.

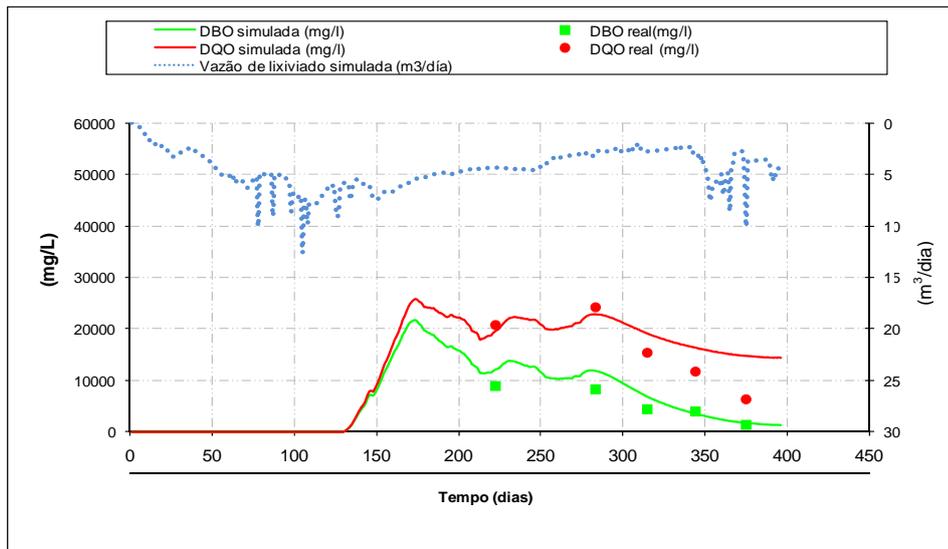


Figura 4.15. Comparação entre as séries de concentração de DBO e DQO simuladas e valores experimentais no caso 1 do aterro experimental.

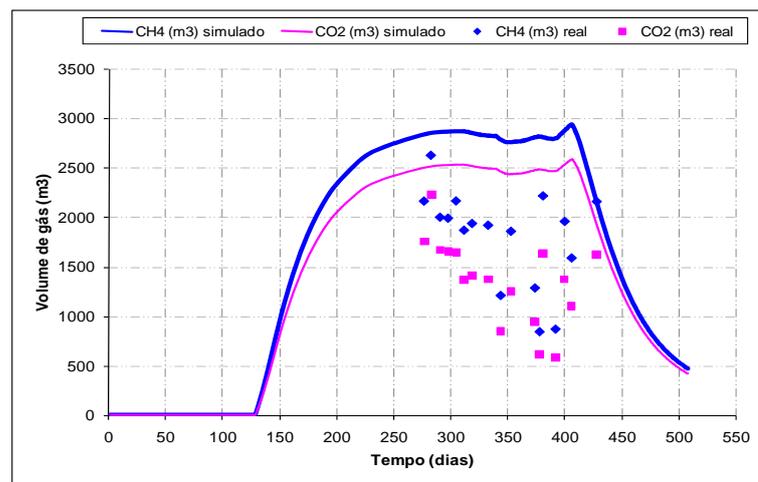


Figura 4.16. Comparação entre os dados experimentais e simulados pelo Modulo 3 de metano e dióxido de carbono no caso 1 do aterro experimental

Tabela 4.8. Valores dos parâmetros obtidos na calibração do módulo de biodegradação do Modulo 3 aplicado ao aterro experimental para o caso 1.

Parâmetro	Caso 1	Faixa de referencia
f_{ar}	0,001	0,01 (LOBO <i>et al</i> , 2006c); 0,08 (BORBA, 2006) 0,08 (FERREIRA, 2006)
f_{ac}	0,65	0,70 (LOBO <i>et al</i> , 2006c)
$T_{orapido}$ (anos)	0,35	0 (DUPUY, 2000) 0 (BORBA, 2006)
T_{olento} (anos)	1	1 (DUPUY, 2006) 1 (BORBA, 2006)
$K_{hrapido}$ (1/dia)	0,025	0,043 (DUPUY, 2000) 0,9 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,006 (BORBA, 2006) 0,006 (FERREIRA, 2006)
K_{hlento} (1/dia)	0,003	0,001 (DUPUY, 2000) 0,13 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,0005 (BORBA, 2006) 0,0005 (FERREIRA, 2006)
K_{AC} (1/dia)	0,13	0,03 (DUPUY, 2000) 2 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,1 (BORBA, 2006) 0,1 (FERREIRA, 2006)
K_{H2} (1/dia)	200	50 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 200 (BORBA, 2006) 20 (FERREIRA, 2006)

4.4.2.2. CASO 2: Calibração baseada na geração do biogás

Uma das principais propostas em construir o aterro experimental é estudar o aproveitamento energético do biogás. Nesse contexto foram realizadas diversas simulações para melhor representar os dados simulados do biogás aos experimentais. A Figura 4.17 apresenta a geração de CH₄ e CO₂ obtida pelo modelo comparando com os dados de vazão desses gases nos drenos existentes no aterro experimental. Na Figura 4.18 pode-se observar o comportamento do volume acumulado de biogás diariamente ente os dias 276 a 427, que corresponde ao período em que foram realizados ensaios para a medição de vazão e composição de biogás nos drenos. Utilizando os mesmos parâmetros, pôde-se estimar a DBO e DQO do lixiviado (Figura 4.19). A Tabela 4.9 apresenta os parâmetros obtidos na calibração do caso 2.

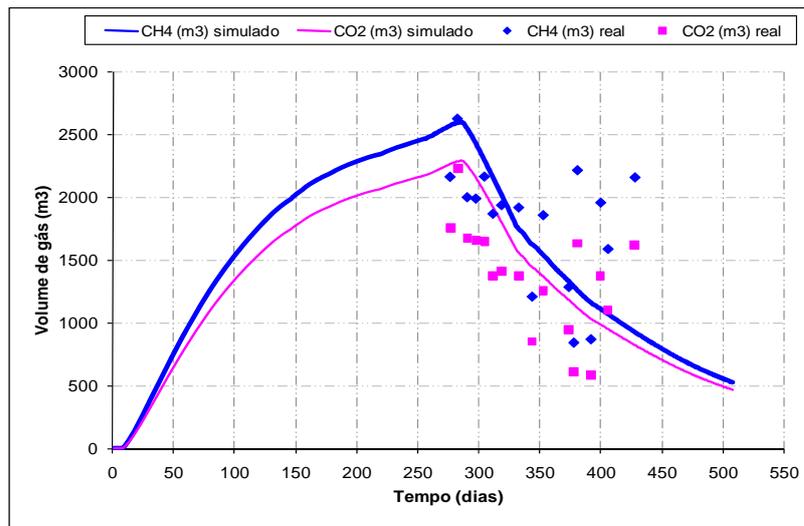


Figura 4.17. Comparação entre os dados experimentais e simulados pelo Modulo 3 de metano e dióxido de carbono no caso 2 do aterro experimental

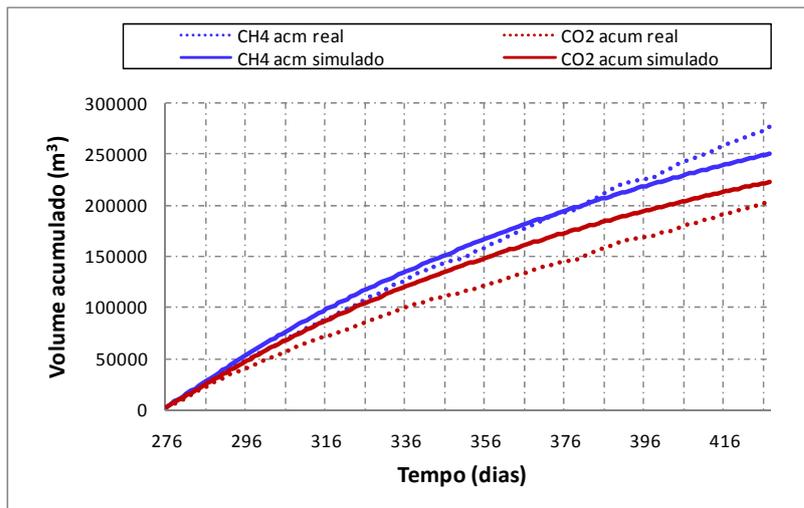


Figura 4.18. Comparação entre o volume acumulado de metano e dióxido de carbono entre os dias 276 a 427 no caso 2 do aterro experimental.

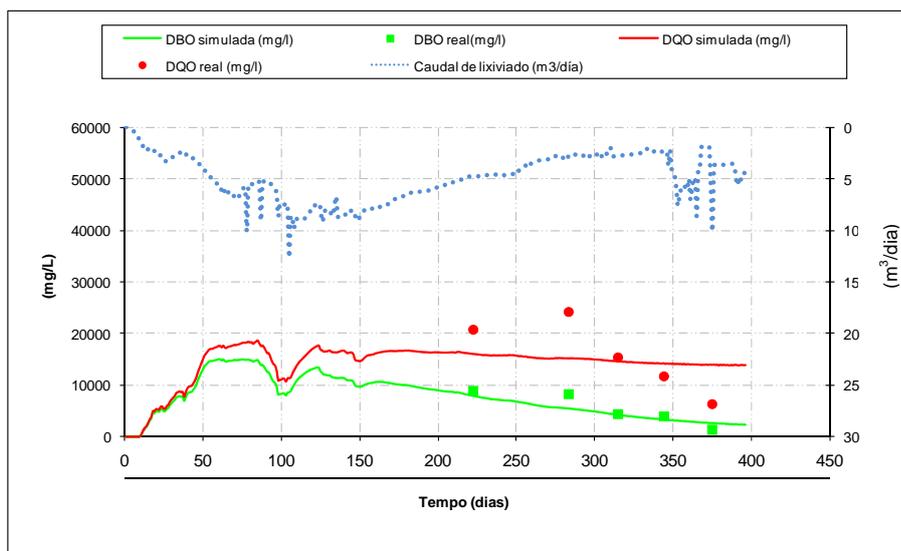


Figura 4.19. Comparação entre as series de concentração de DBO e DQO simuladas e valores experimentais no caso 2 do aterro experimental.

Tabela 4.9. Valores dos parâmetros utilizados na calibração do módulo de biodegradação do Modulo 3 aplicado ao aterro experimental.

Parâmetro	Caso 1	Caso 2	Faixa de referencia
f_{ar}	0,001	0,001	0,01 (LOBO <i>et al</i> , 2006c); 0,08 (BORBA, 2006) 0,08 (FERREIRA, 2006)
f_{ac}	0,65	0,65	0,70 (LOBO <i>et al</i> , 2006c)
$T_{0rapido}$ (anos)	0,35	0,02	0 (DUPUY, 2000) 0 (BORBA, 2006)
T_{0lento} (anos)	1	1	1 (DUPUY, 2006) 1 (BORBA, 2006)
$K_{hrapido}$ (1/dia)	0,025	0,009	0,043 (DUPUY, 2000) 0,9 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,006 (BORBA, 2006) 0,006 (FERREIRA, 2006)
K_{hlento} (1/dia)	0,003	0,0009	0,001 (DUPUY, 2000) 0,13 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,0005 (BORBA, 2006) 0,0005 (FERREIRA, 2006)
K_{AC} (1/dia)	0,13	0,08	0,03 (DUPUY, 2000) 2 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 0,1 (BORBA, 2006) 0,1 (FERREIRA, 2006)
K_{H2} (1/dia)	200	1 - 400	50 (LOBO <i>et al</i> , 2006c) 200 (BORBA, 2006) 20 (FERREIRA, 2006)

Nos Casos 1 e 2, os valores do fator de arraste (f_{ar}) e fator de acessibilidade (f_{ac}) foram os mesmos entretanto os outros parâmetros foram bem diferenciados. No caso 1, assim como nos lisímetros, considerou-se um tempo maior de ativação dos resíduos rapidamente degradáveis. No caso 2, esse tempo foi mínimo, supondo assim que o resíduo necessite de certo período para se adaptar as condições de anaerobiose do meio. Para o caso 1, foi adotado um valor de constante de hidrólise dos resíduos rapidamente e lentamente degradáveis ($K_{hrapidos}$) próximo aos valores encontrados na aplicação do modelo aos lisímetros. No caso 2, considerou-se valores mais baixos, onde se supõe que o resíduo se degrada a uma velocidade bem menor do que as dos lisímetros encontrando-se numa faixa mais próxima de BORBA (2006) e FERREIRA (2006). Com os resultados da calibração pode-se observar que a constante de metanogênese acetofílica (K_{AC}), no caso 2 também era menor que no caso 1, representando que o consumo de acetato pelas bactérias para formar CH_4 e CO_2 proceder-se-ia de forma mais lenta que no caso 1.

No caso da constante de metanogênese hidrogenofílica (K_{H2}), alterando os valores em ambos o casos não se obteve variação nos resultados de volume diário de CO_2 e CH_4 . No caso 2, essa constate foi variada de 1 a 400 L/dia e os dados de saída do modelo não apresentaram variações.

CAPÍTULO V- CONSIDERAÇÕES SOBRE A SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DO MODELO

Ao calibrar o módulo biodegradação foi observado que alguns parâmetros, quando alterados em pequenos valores ocasionavam uma grande variação nos resultados, enquanto que em outros o oposto era evidenciado. Sendo assim, resolveu-se estudar a sensibilidade dos principais parâmetros utilizados nas calibrações realizadas nesse estudo como a velocidade de hidrólise dos resíduos rapidamente e lentamente degradáveis (K_{hr} e K_{hl}), constante de metanogênese acetofílica e hidrogenofílica (K_{AC} e K_{H2}), fator de arraste (f_{ar}) e o de acessibilidade (f_{ac}).

Para obter resultados mais rápidos, a análise de sensibilidade foi baseada no lisímetro 2 e os parâmetros do módulo de biodegradação foram variados em 5 intervalos (-60%, -30%, 0%, +30% e +60%) calculados sob os valores apresentados na Tabela 5.1. A partir disto, foram executadas simulações simultâneas observando o comportamento e valores dos resultados do modelo (DBO, DQO, volume de CH₄ e CO₂).

Tabela 5.1. Valores base dos parâmetros do módulo de biodegradação para a análise de sensibilidade.

Parâmetro	L2
f_{ar}	0,005
f_{ac}	0,70
$T_{0rapido}$ (anos)	0,07
T_{0lento} (anos)	1,07
K_{hr} (1/dia)	0,05
K_{hl} (1/dia)	0,003
K_{AC} (1/dia)	0,02
K_{H2} (1/dia)	200

5.1.Velocidade de hidrólise dos resíduos rapidamente degradáveis (K_{hr})

Foram realizadas 5 simulações variando a constante de hidrólise dos resíduos rapidamente degradáveis (K_{hr}) em cada simulação. Os resultados de DBO, DQO, volume acumulado de CH₄ e CO₂ podem ser visualizados da Figura 5.1.

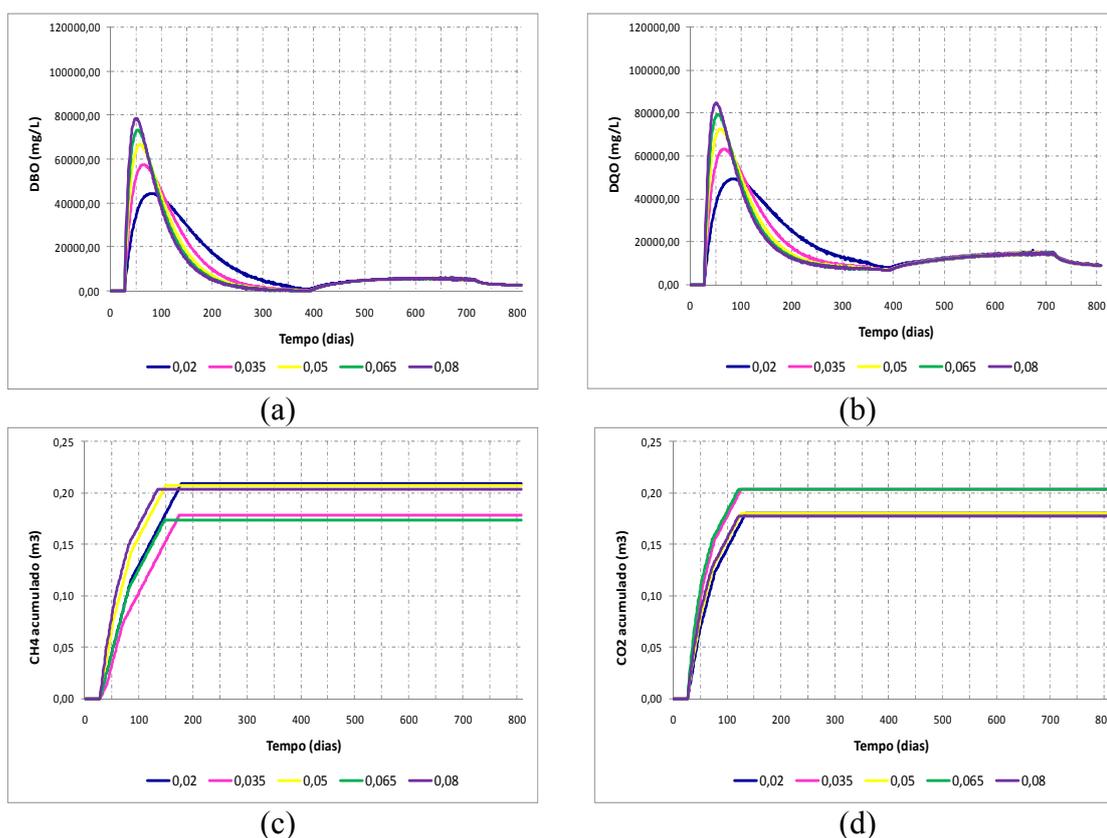


Figura 5.1. Resultados da simulação alterando K_{hr} em cinco intervalos (0,02 - 0,035 - 0,05 - 0,065 - 0,08) analisando o comportamento da DBO (a); DCO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).

O aumento da velocidade de hidrólise K_{hr} ocasiona uma quebra e dissolução mais rápida da matéria orgânica sólida antecipando o aparecimento dos contaminantes no lixiviado. Sendo assim, ao aumentar o parâmetro K_{hr} , tem-se um pico de geração e uma velocidade de decaimento maior, tanto na DBO quanto na DCO, entretanto, se a curva fosse integrada para os 5 casos, essa apresentaria o mesmo valor.

O fato de os compostos biodegradáveis serem hidrolisados mais rapidamente, estes também irão produzir uma maior quantidade de gás de uma forma mais rápida. Analisando o volume de biogás, ao aumentar em 30% o valor de K_{hr} , tem-se um acréscimo no volume acumulado de metano em 84,06%.

5.2. Velocidade de hidrólise dos resíduos lentamente degradáveis (K_{hl})

Foram realizadas 5 simulações variando a constante de hidrólise dos resíduos lentamente degradáveis (K_{hl}) em cada simulação, onde os resultados de DBO, DQO, volume acumulado de CH_4 e CO_2 podem ser visualizados da Figura 5.2.

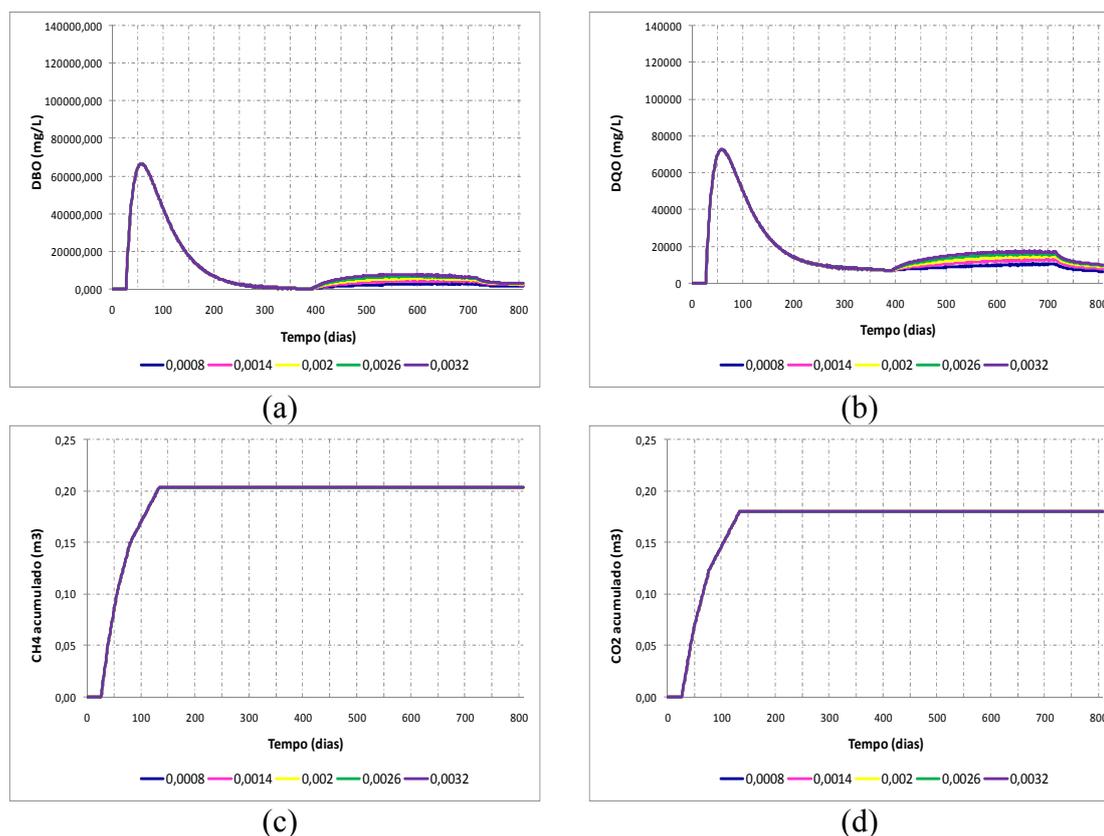


Figura 5.2. Resultados da simulação alterando K_{hl} em cinco intervalos (0,0008 - 0,0014 - 0,002 - 0,0026 - 0,0032) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).

A influência de K_{hl} nas simulações realizadas pode-se ser observada apenas quando o período de simulação é igual ou maior ao tempo de ativação dos resíduos lentamente degradáveis, apresentando o mesmo efeito da variação de K_{hr} na estimativa na DBO e DQO nos lixiviados, entretanto sendo apenas aplicada nos resíduos lentamente degradáveis. Como a quantidade de material lentamente degradável no lisímetro 2 era pequena quando comparada aos rapidamente degradáveis, não foi observado o efeito da modificação dessa constante no volume acumulado de biogás

5.3. Constante de metanogênese acetofílica (K_{AC})

Foram realizadas 5 simulações variando a constante de metanogênese acetofílica (K_{AC}) em cada simulação, onde os resultados de DBO, DQO, volume acumulado de CH_4 e CO_2 podem ser visualizados da Figura 5.3.

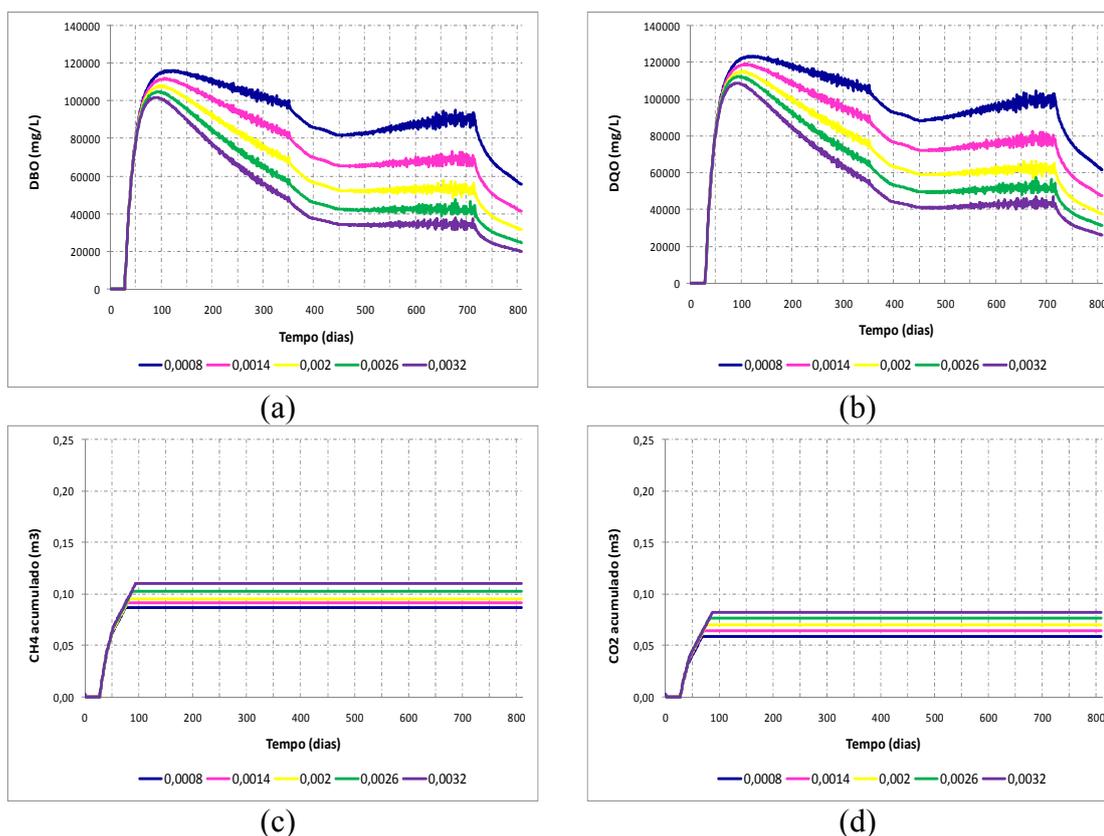


Figura 5.3. Resultados da simulação alterando K_{AC} em cinco intervalos (0,0008 - 0,0014 - 0,002 - 0,0026 - 0,0032) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH_4 (c) e de CO_2 (d).

À medida que o valor de K_{AC} é aumentado, a DBO e a DQO diminuem gradativamente porque, desta forma, se acelera o consumo de ácido acético no sistema, diminuindo a quantidade deste que aparece no lixiviado sob a forma de DBO e DQO. Além da influência na composição do lixiviado, existe uma influência no volume de biogás gerado, pois existe um consumo maior e mais rápido de acetato e conseqüentemente uma geração maior e mais rápida de metano e dióxido de carbono. Ao aumentar o valor dessa constante em 30%, tem-se um aumento de 108% da geração de CH_4 e CO_2 , e em 60%, tem-se um aumento de 117% de CH_4 e CO_2 .

5.4. Constante de metanogênese hidrogenofílica (K_{H2})

Segundo BORBA (2006), essa constante intervém nos processos de consumo e geração de biogás, influenciando sensivelmente na quantidade de hidrogênio emitido e provocando uma pequena variação nas emissões de CO_2 e CH_4 , devido a relação estequiométrica da reação, que para formar um mol de metano consome quatro de hidrogênio e um de dióxido de carbono. Como a quantidade de hidrogênio gerado no lisímetro era pequena, praticamente não houve influência na composição do biogás. No lixiviado essa constata, independente da aplicação não deve ocasionar nenhuma alteração na concentração dos contaminantes.

5.5. Fator de arraste (f_{ar})

O fator de arraste (f_{ar}) relaciona a massa biodegradável do resíduo hidrolisada com a parte orgânica não biodegradável que é carregada no mesmo processo, seu valor unicamente condiciona os resultados da contaminação orgânica que incluem compostos não biodegradáveis, representados pela DQO. Com o aumento da taxa de fator de arraste, os valores da concentração na DQO sofrem um incremento comparado com a DBO, e não há alteração na quantidade e composição do biogás.

5.6. Fator de acessibilidade (f_{ac})

Foram realizadas 5 simulações variando a constante de fator de acessibilidade (f_{ac}) em cada simulação, onde os resultados de DBO, DQO, volume acumulado de CH_4 e CO_2 podem ser visualizados da Figura 5.4.

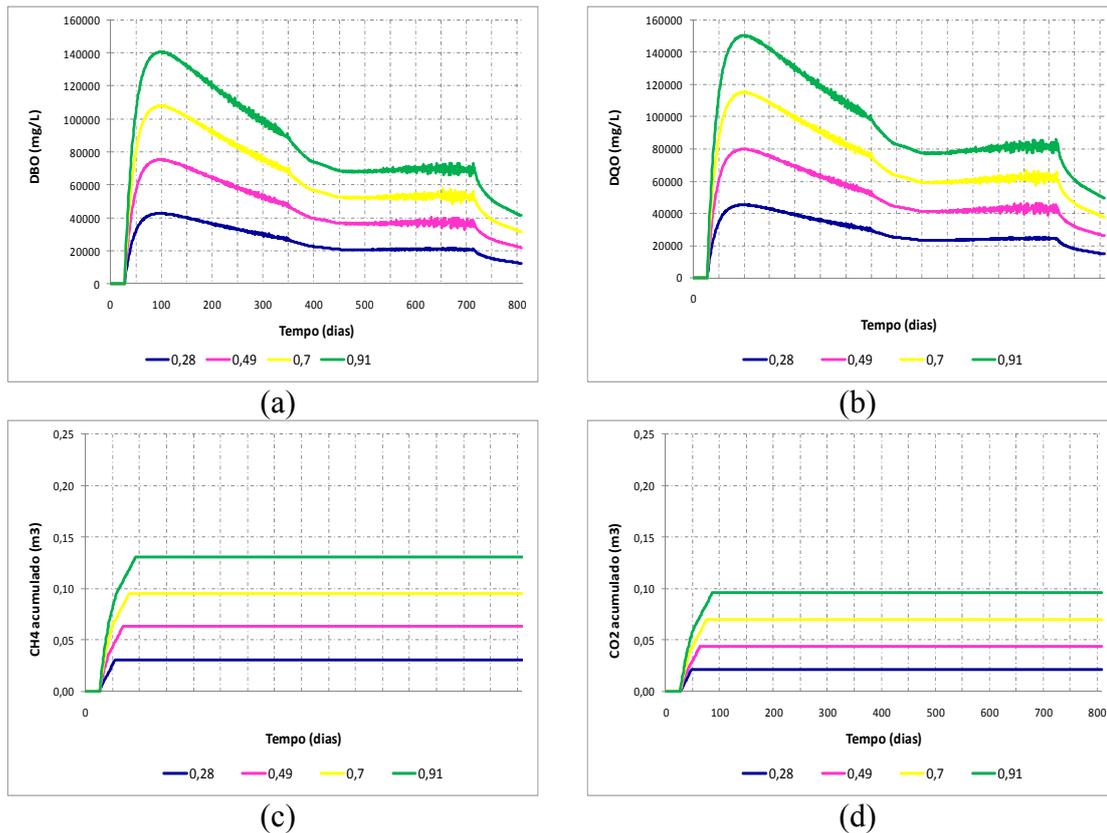


Figura 5.4. Resultados da simulação alterando f_{ac} em cinco intervalos (0,0008 - 0,0014 - 0,002 - 0,0026 - 0,0032) analisando o comportamento da DBO (a); DQO (b); volume acumulado de CH₄ (c) e de CO₂ (d).

O modelo considera que nem toda a matéria orgânica biodegradável existente na massa de lixo é hidrolisada porque os microrganismos só têm acesso a uma determinada quantidade desse material definindo assim o fator de acessibilidade (f_{ac}) que indica a fração degradável que é acessível. Sendo assim, ao aumentar ou diminuir essa constante, os resultados de saída (DBO, DQO, CH₄ e CO₂) variam da mesma forma. A mudança no valor dessa constante ocasiona um deslocamento vertical das curvas, onde se o f_{ac} é diminuído/aumentado ocorre uma redução/crescimento na concentração de poluentes e volume de biogás com o tempo.

CAPÍTULO VI – CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

O trabalho apresentou resultados da aplicação de um modelo computacional para a estimativa da geração e composição de lixiviado e biogás em aterros sanitários, o Modulo 3, em dois lisímetros e um aterro experimental antecedendo algumas etapas como (a) caracterização de todo o sistema com a compilação de dados históricos de preenchimento dos resíduos e climatológicos, ensaios laboratoriais e de campo; (b) construção do modelo inicial que consistiu no processamento dos dados disponíveis e construção da malha em diferenças finitas; (c) calibração do modelo onde foram contrastados com os resultados obtidos experimentalmente e dados históricos obtendo assim os parâmetros do modelo que melhor o represente.

A partir das simulações realizadas foram obtidas as seguintes conclusões:

- A aplicação do Modulo 3 aos lisímetros consistiu na aprendizagem de manejo do programa, parâmetros e modelos que o regem. Uma dificuldade encontrada é o fato de o lisímetro ser um caso muito particular de aterro sanitário necessitando fazer algumas considerações particulares além da forma de obtenção dos dados de saída principalmente vazão de lixiviado. O último problema enfrentado, e esse não pôde ser solucionado, foi a falta de dados quantitativos de biogás.

- Os resultados calibrados do modelo nos lisímetros 1 e 2 foram satisfatórios. Como no lisímetro 2 havia uma maior quantidade de matéria orgânica e uma menor densidade, os parâmetros do módulo hidrológico e de degradação foram diferentes dos adotados no lisímetro 1, onde seus os valores apresentaram-se coerentes e na faixa estabelecida pela literatura.

- Para a calibração do módulo hidrológico no aterro experimental foi verificada a importância na calibração da capacidade de campo, permeabilidade dos resíduos, e o volume de caminhos preferenciais na massa de resíduos no sistema estudado e alterando esses parâmetros conseguiu-se uma boa calibração para tal módulo.

- A calibração do módulo de degradação no aterro experimental foi realizada baseando-se principalmente na composição do lixiviado em termos de DBO e DQO, já que em campo foi medida a vazão de biogás drenado e o modelo considera que todo o biogás gerado é drenado, o que superestima a geração de biogás em todos os casos em que houver a aplicação do Modulo 3.
- Não foi possível realizar a calibração do modelo para os lisímetros e para o aterro experimental utilizando dados de nitrogênio amoniacal, como citado por outros autores.
- Os parâmetros de calibração do modelo de biodegradação que foram mais sensíveis são as velocidades de hidrólise dos resíduos rapidamente e lentamente degradáveis (Kh_{rapido} e Kh_{lento}) e a constante de metanogênese acetofílica (K_{AC}).

Baseado nesta pesquisa, recomenda-se:

- Continuar a aplicação do Modulo 3 ao aterro experimental, analisando também outras variáveis envolvidas como o recalque, o fluxo de calor e a distribuição de umidade em profundidade comparando com resultados obtidos em campo para assim poder validar o modelo.
- Desenvolver ou melhorar o módulo de produção dos resíduos do modelo de forma a considerar a variação da composição gravimétrica dos resíduos mensalmente e não anualmente, o qual representaria de uma forma mais refinada a variação mensal na composição dos resíduos.
- Para representar o sistema aterro sanitário, deve-se utilizar de modelos matemáticos que vá mais adiante do conceito de *biorreator*, tentando descrever a cinética de biodegradação do resíduo desde a zona superficial até o interior da massa de lixo, considerando cada elemento de uma malha de diferenças finitas ou elementos finitos como um *micro-reator*, acoplando o modelo de biodegradação desenvolvido a modelos que representem o fluxo de líquidos, de gás e de calor na massa de lixo além de analisar o comportamento mecânico deste.

- Realizar ensaios no aterro experimental para a obtenção de dados climatológicos locais medição em campo da densidade, capacidade de campo e permeabilidade dos resíduos aterrados e da camada de cobertura.

- Intensificar o desenvolvimento e divulgação de pesquisas sobre aterros sanitários, onde os resultados brutos sejam abertos e difundidos para a sociedade científica para que os dados experimentais possam ser utilizados, por exemplo, para o desenvolvimento ou adaptação de um modelo matemático que representem o sistema estudado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, P. B (2007). *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese de Doutorado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 366 p.

ALCANTARA, P.B.; MONTEIRO, V.E.D; PALHA, M.L.A.P.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. (2005). *Construção e monitoramento de uma célula de RSU em escala reduzida*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Setembro de 2005, Campo Grande/MS, Brasil.

ALVES, I.R.F.S. (2008). *Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 117p.

AVERBURG, P.; BRACONY, V.; LEMOS, J.K.; HENRIQUES, A.W.S. (2008). *Aplicação da Modelagem Híbrido-Neuronal ao Processo Fermentativo de Produção de Cerveja*. Universidade Estácio de Sá. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia de Alimentos. Universidade Estácio de Sá.

AZEVEDO, R. F., CARVALHO, A. R., AZEVEDO, I. C. D. & MARQUES, E. A. (2003) *Propriedades Geotécnicas dos Resíduos do Aterro Sanitário de Santo André, São Paulo – Brasil*. www.semase.sp.gov.br/Documentos/ASSEMAE/Trab_70.pdf acessado em 11/07/08.

BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; NEWELL, R.B.; NEWLAND, M. (2000). Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: model development. *Bioresource Technology*, n.75, p.67-74.

BORBA, S.M.P (2006). *Análise de modelo de geração de gases em aterros sanitários: estudo de caso*. 134p. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro – RJ.

BRITO FILHO, L.F. (2005). *Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. Rio de Janeiro. Dissertação (mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 222 p.

CABRAL & DEMÉTRIO (1997). *Aplicação de modelos em hidrogeologia. Hidrogeologia conceitos e aplicações*. CPRH, LABHID-UFPE. p.367 – 387.

CAPELO NETO, J.; DE CASTRO, M.A.H. (2005). Simulação e avaliação do desempenho hidrológico da drenagem horizontal de percolado em aterro sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10 n. 3. Rio de Janeiro, Julho/Setembro 2005.

CASTILHOS JR, A.B. (2003). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. 294p.

CUNHA, E. (2008). Dissertação em andamento.

DUPUY, O.M. (2000). Simulación de producción de lixiviados em vertederos basado em moduelo. Dissertação de mestrado. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria, Santander, España.

EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. (1996a). Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model formulation. *Waste Management & Research*, v.14, p.483-504.

EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. (1996b). Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills II. Model application. *Waste Management & Research*, v.14, p.537-551.

EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. (1997a). Gas simulation models for solid waste landfills. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.23, p.237-283.

EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. (1997b). Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills II. Sensitive analysis. *Waste Management & Research*, v.15, p.87-102.

ENSINAS, A. V. (2003.). *Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas-SP*. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo-SP. 143 p.

FERREIRA, M. A. S. (2006). *Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 212 p.

FIRMO, A.L.B. (2006). *Análise comportamental de parâmetros físico-químicos e geração de gás numa célula experimental no Aterro da Muribeca-PE*. Monografia Conclusão de Curso – Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 79 p.

GUIMARÃES, L.T. (2000). *Utilização do Sistema de Informações Geográficas (SIG) para identificação de áreas potenciais para a disposição de resíduos na Baicha do Paquequer, município de Teresópolis – RJ*. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro – RJ. 172p.

GUZZONE, B.; MULLER, D.; STEGE, G.A. (2003). *User's Manual México Landfill Gas Model*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 25 p.

HAMADA, J.; ABEICHE, L.H.T. (1997). *Ferramenta Computacional para a Estimativa do Volume Mensal de Percolados em Aterros Sanitários*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES.

HIMMELBLAU, D.M; RIGGS, J.B. (2006). *Engenharia Química: Princípios e Cálculos*. Edição 7. Editora de Livros Técnicos e Científicos. 2006. 846 páginas.

HETTIARACHCHI, C.H.; MEEGODA, J.N.; HETTIARACHCHI, J.P.A. (2006). *A numerical model to predict settlements and moisture distribution in bioreactor landfills*. Annual General Conference on the Canadian Society for Civil Engineering. Maio de 2006. Calgary, Alberta, Canada.

INPE (2008). <http://satelite.cptec.inpe.br/PCD/> acessado em 15 de janeiro de 2007.

IPCC (1996). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Report produced by Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) on the invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2001). *Greenhouse Gas Inventory Reporting Instructions – Guideline for National Greenhouse Gas Inventories*. United Nations for Environmental Program, The Organization for Economic Cooperation and Development and The International Energy Agency. London, UK.

IPCC (2006). *Solid Waste Disposal – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Report produced by Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) on the invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change.

JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; BRITO, A.R. (2005). *Relatório Técnico do Estudo de Aproveitamento Energético do Biogás no Aterro da Muribeca*. Universidade Federal de Pernambuco / Grupo de Resíduos Sólidos, Recife-PE.

JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; KAYMOTO, L.S. (2006). Projeto executivo das obras civis da célula piloto energética da CHESF-Aterro da Muribeca/PE. Universidade Federal de Pernambuco / Grupo de Resíduos Sólidos, Recife-PE.

JUNQUEIRA, F.F. (2000). *Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referência ao Aterro do Jôquei Clube Brasília – DF*. Tese de Doutorado - Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília-DF. 283 p.

LEMOS, J.A.S.V. (2008). Núcleo de Modelação Matemática e Física- Lisboa, Portugal. *Modelos para Estudo do Comportamento das Barragens de Betão*. Disponível em www.lnec.pt/organizacao/dbb/nmmf. Acesso em: 23 de agosto de 2008.

LIN, Y.P.; HUANG, G.H.; LU, H.W.; HE, L. (2007). Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes. *Waste Management*, doi:10.1016/j.wasman.2007.09.016.

LINS, E.A.M. (2003). *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolato gerado no Aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE. 142p.

LIMA, J.D. (2003). Consórcio de desenvolvimento intermunicipal: instrumento de integração social. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Capítulo Nacional da AIDIS.

LOBO A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2003a). *Desarrollo de MODUELO 2: Herramienta para la Evaluación de la Contaminación Producida en Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado. Departamento de Ciências y Técnicas de água y del Medio Ambiente. Universidade de Cantabria, Santander, España.

LOBO A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2003b). *Manual Técnico de Moduelo 3.0. Herramienta de Gestión y Biorrecuperación de Suelos Contaminados por Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos*. Grupo de Engenharia Ambiental, Departamento de Ciências y Técnicas del Água y Del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria, Santander, España.

LOBO, A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2006a). *Manual do Usuário de Moduelo 3.1: Aplicação de Moduelo a un Vertedero de Cespa Gr. Universidad de Cantabria*. Grupo de Engenharia Ambiental, Departamento de Ciências y Técnicas del Água y Del Medio Ambiente, Outubro de 2006.

LOBO, A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2006b). *Manual Técnico de Moduelo 3.1: Aplicação de Moduelo a un Vertedero de Cespa Gr. Universidad de Cantabria*. Grupo de Engenharia Ambiental, Departamento de Ciências y Técnicas del Água y Del Medio Ambiente, Outubro de 2006.

- LOBO, A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2006c). Aplicação de Moduelo 3.0 a um Vertedero de Cespa GR. *Manual Técnico de Moduelo 3.1: Aplicação de Moduelo a un Vertedero de Cespa Gr. Universidad de Cantabria*. Grupo de Engenharia Ambiental, Departamento de Ciências y Técnicas del Agua y Del Medio Ambiente, Maio de 2006.
- MACIEL, F.J. (2003). *Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 173p.
- MACIEL (2008). Tese de doutorado em andamento.
- MANNA, L.; ZANETTI, M.C.; GENON, G. (1999). Modelling biogas production at landfill site. *Resources, Conservation and Recycling*. V. 26, p 1-14.
- MORA-NARANJO, N.; MEIMA, J.A.; HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D.C. (2004). Modelling and experimental investigation of environmental influences on the acetate and methane formation in solid waste. *Waste Management*, v. 24, p 763-773.
- PADILLA, R.S. (2007). *Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado, 117 f. Programa de Pós-graduação em Sanemanto, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG.
- PEGOLLO, C.A.G (2005). Modelos Matemáticos em Engenharia: motivando a pesquisa e a integração. *Integração (São Paulo)*, São Paulo, v. Ano XI, n. 41, p. 153-158, 2005.
- REICHERT, G.A.; COTRIM, S.L.S.; RODIGHERI, E. (2002). Geração de lixiviado em aterro sanitário municipal. 28º Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Outubro de 2002, Cancún, México.
- SANCHEZ, M.I. (1992). *Métodos para el estudio de la evaporación y evapotranspiracion*. Cuadernos Técnicos Sociedade Española de Geomorfologia. v.3.

SANCHEZ, R.; HASHEMI, M.; TSOTSIS, T.T.; SAHIMI, M. (2006). Computer simulation of gas generation and transport in landfills II: Dynamic conditions. *Chemical Engineering Science*, v. 61, p 4750-4761

SCHARFF, H., AFVALZORG, N.V. (2005). Landfill gas production and emission on former landfills. *Interreg IIC*. Outubro de 2005.

SCHROEDER, P.R.; DOZIER, T.S.; ZAPPI, P.A.; Mc ENROE, B.M.; SJOSTROM, J.W.; PEYTON, R.L. (1994). *The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) Model: engineering documentation for version 3*. Report EPA/600/R-94/168b. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Estados Unidos.

SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANGTON, J.P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; MOREAU-LE GOLVAN, Y.; HEBE, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems?. *Waste Management*, v 26, p 516-525.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. (1994). *Gestion Integral de Residuos Solidos*. McGraw-Hill. 1107p.

VAN ELK, A,G,H,P. (2007). *MDL aplicado a aterros de resíduos sólidos urbanos: redução de emissões na disposição final*. Rio de Janeiro, Brasil.

VASCONCELOS, V.F. (2005). *Análise das Condições Ambientais da Bacia hidrográfica do Córrego Lavapés, no Município de Indianópolis-MG, como Suporte para o seu Gerenciamento*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Geografia, Uberlândia, Minas Gerais.

VAVILIN, V.A.; FERNANDEZ, B.; PALATSI, J.; FLOTATS, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management*, v. 28, p 939-951.

YOUNG, A. (1992). *Applications of Computer Modelling to Landfill Process*. DoE Report Number CWM 039A/92. Department of the Environment. University of Oxford.

YOUNG, A. (1995), *Mathematical Modeling of the Methanogenic Ecosystem*, Microbiology of Landfill Sites, 2ª edição, pp.67-89.

ZACHAROF, A.I.; BUTLER, A.P. (2003). Stochastic modeling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Model formulation and uncertainty analysis. *Waste Management*, n.24, p 453-462.