

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

CURSO DE MESTRADO EM GEOTECNIA E TRANSPORTES

**AVALIAÇÃO QUALITATIVA DE REGISTROS
DE MONITORAMENTO GEOTÉCNICO E
MODELAGEM NUMÉRICA DE UM ATERRO
SANITÁRIO EXPERIMENTAL**

Michelle Granha Giorgini

Belo Horizonte

2019

Michelle Granha Giorgini

**AVALIAÇÃO QUALITATIVA DE REGISTROS
DE MONITORAMENTO GEOTÉCNICO E
MODELAGEM NUMÉRICA DE UM ATERRO
SANITÁRIO EXPERIMENTAL**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Geotecnia e Transportes da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geotecnia e Transportes.

Área de concentração: Geotecnia

Orientador(a): Gustavo Ferreira Simões

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2019

G498a Giorgini, Michelle Granha.
Avaliação qualitativa de registros de monitoramento geotécnico e modelagem numérica de um aterro sanitário experimental [recurso eletrônico] / Michelle Granha Giorgini. – 2019.
1 recurso online (112 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Gustavo Ferreira Simões.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndice: f.112.
Anexos: f. 107-111.
Bibliografia: f. 99-106.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Transportes - Teses. 2. Aterro sanitário - Teses. 3. Solos - lixiviação – Teses. 4. Resíduos sólidos – Aspectos ambientais – Teses. I. Simões, Gustavo Ferreira. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 656(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOTECNIA E TRANSPORTES

UFMG

FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação qualitativa de registros de monitoramento geotécnico e modelagem numérica de um aterro sanitário experimental.

MICHELLE GRANHA GIORGINI

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em GEOTECNIA E TRANSPORTES, como requisito para obtenção do grau de Mestre em GEOTECNIA E TRANSPORTES, área de concentração GEOTECNIA.

Aprovada em 01 de julho de 2019, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Gustavo Ferreira Simões - Orientador
UFMG

Prof. Miriam de Fátima Carvalho Machado
UFBA

Prof. Cicero Antônio Antunes Catapreta
SLU-PBH

Belo Horizonte, 1 de julho de 2019.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por guiar meus passos.

Em especial aos meus pais, meus maiores exemplos de vida, por estarem sempre me apoiando e me ajudando a crescer. Por todo o amor e constante incentivo, por acreditarem na minha capacidade e por estarem sempre torcendo por mim.

Às minhas irmãs Danielle e Andressa por estarem sempre ao meu lado me dando forças e ajudando como podiam. Obrigada pelo amor e compreensão.

Ao Felipe, por estar sempre ao meu lado. Obrigada pelo companheirismo, amor, paciência e por todo o incentivo. Obrigada por cada palavra, sorriso e carinho.

Aos familiares e amigos que me deram força para essa caminhada e pela compreensão nos momentos de ausência.

Ao meu orientador Gustavo Simões, pelo papel que teve na minha trajetória acadêmica, pelo exemplo de profissional e pessoa. Pela orientação, confiança, disponibilidade e incentivo.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Geotecnia e Transportes da UFMG pelos ensinamentos transmitidos nas disciplinas ministradas durante o curso que contribuíram para minha formação.

A SLU-PBH (Superintendência de Limpeza Urbana da Prefeitura de Belo Horizonte) por todo o apoio a este estudo.

A CAPES pela disponibilização da bolsa, para a realização dessa pesquisa.

A todos que contribuíram de alguma forma para que esse trabalho fosse realizado.

*“Tudo acontece na hora certa.
Tudo acontece, exatamente quando deve acontecer.”*

(Albert Einstein)

“Quando eu tinha 5 anos, minha mãe sempre me disse que a felicidade era a chave para a vida. Quando eu fui para a escola, me perguntaram o que eu queria ser quando crescesse. Eu escrevi “feliz”. Eles me disseram que eu não entendi a pergunta, e eu lhes disse que eles não entendiam a vida.”

(John Lennon)

RESUMO

GIORGINI, Michelle Granha. **Avaliação Qualitativa de Registros de Monitoramento Geotécnico e Modelagem Numérica de um Aterro Sanitário Experimental**. 112f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia e Transportes) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

O monitoramento de aterros sanitários é uma ferramenta importante, pois permite acompanhar seu comportamento geomecânico e o desempenho ambiental, permitindo a identificação de alterações nos comportamentos previstos e a proposição de medidas preventivas e corretivas, orientando os trabalhos de conservação e manutenção. A interpretação dos registros de programas de monitoramento geotécnico e ambiental, quando obtidos de forma sistemática e contínua, possibilita o entendimento do comportamento e a avaliação contínua do desempenho dos aterros sanitários, principalmente com relação à segurança geotécnica (estabilidade) e ambiental (contaminação do meio ambiente), além de contribuir para o estabelecimento e a calibração de modelos de comportamento para os aterros sanitários. Os resíduos sólidos urbanos são um material muito heterogêneo e de comportamento geomecânico e hidráulico complexo. Sob o ponto de vista geotécnico, a principal característica dos RSU, que dificulta a avaliação do seu comportamento, é a biodegradabilidade, que tem como consequência a constante alteração de suas propriedades geomecânicas e hidráulicas. Nesse contexto, essa dissertação analisou dados de 13 anos de monitoramento de um aterro sanitário experimental para: calibrar modelos e prever recalques a longo prazo; avaliar qualitativamente relações entre a precipitação, a vazão e os níveis de líquidos acumulados no interior de um aterro; avaliar a aplicabilidade de modelos computacionais para a previsão das emissões de longo prazo dos aterros sanitários, com destaque para os recalques e a geração e a qualidade dos líquidos lixiviados. Os resultados da análise qualitativa indicam uma diminuição das vazões e um aumento dos níveis mínimos de líquidos, que podem estar relacionados à uma redução da permeabilidade dos resíduos e à colmatação do sistema de drenagem. Os resultados dos modelos de previsão de recalques confirmaram a necessidade de utilização de longos períodos de registros de monitoramento para a previsão de valores mais próximos aos observados em campo. Os resultados obtidos pelos modelos hiperbólico e reológico subestimaram significativamente os recalques, independentemente do período de registros utilizado na calibração. Os melhores ajustes foram obtidos com o modelo compósito. O modelo computacional HMB mostrou que é capaz de produzir resultados semelhantes aos observados em campo.

ABSTRACT

Landfill monitoring is an important tool because it allows to assess its geomechanical behavior and environmental performance, enabling the identification of changes in predicted behavior and the proposition of preventive and corrective measures, guiding the work of conservation and maintenance. Interpretation of geotechnical and environmental monitoring data, when obtained in a systematic and continuous way, allows the understanding of the behavior and a continuous assessment of landfill performance, mainly concerning geotechnical (stability) and environmental (contamination of the environment) safety, as well as contributes to the development of models for landfill behavior. Municipal solid waste is a very heterogeneous material with complex geomechanical and hydraulic behavior. From the geotechnical point of view, the main feature of MSW that makes it difficult to study its behavior, is the biodegradability, which causes a continuous change in geomechanical and hydraulic properties. In this context, this work analyzed data from 13 years of monitoring of an experimental sanitary landfill aiming to calibrate models and predict long-term settlements; evaluate qualitatively the relationships between precipitation, flow and the levels of liquid accumulated within a landfill; assess the applicability of computational models to predict long-term emissions of landfills, emphasizing settlements and the generation and quality of leachate. The results of the qualitative analysis indicated a reduction of discharges and an increase in minimum liquids levels in time, which may be related to a reduction of waste permeability and clogging of the drainage system. The results of the settlements models confirmed the need of using long periods of monitoring data to predict values closer to those observed in field. The results obtained with hyperbolic and rheological models significantly underestimate the settlements, regardless the period of data used in the calibration. The best fits were obtained with the composite model. The computational HBM model showed that it is able to produce results similar to those observed in the field.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	OBJETIVOS DO TRABALHO.....	24
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	25
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	25
2.1.1	<i>Definição de resíduos sólidos urbanos.....</i>	<i>25</i>
2.1.2	<i>Classificação dos resíduos sólidos.....</i>	<i>26</i>
2.1.3	<i>Composição e características dos resíduos sólidos.....</i>	<i>28</i>
2.2	LÍQUIDOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	30
2.2.1	<i>Formação dos líquidos lixiviados.....</i>	<i>30</i>
2.2.2	<i>Composição dos líquidos lixiviados</i>	<i>31</i>
2.3	BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS	32
2.3.1	<i>Método Suíço.....</i>	<i>33</i>
2.3.2	<i>Método do Balanço Hídrico</i>	<i>34</i>
2.3.3	<i>HELP.....</i>	<i>36</i>
2.3.4	<i>MODUELO.....</i>	<i>38</i>
2.3.5	<i>Balanço Hídrico de Mateus (2008).....</i>	<i>42</i>
2.4	COMPRESSIBILIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E RECALQUES EM ATERROS SANITÁRIOS.....	44
2.4.1	<i>Mecanismos responsáveis pelos recalques em aterros sanitários.....</i>	<i>45</i>
2.4.2	<i>Biodegradação</i>	<i>47</i>
2.4.3	<i>Modelos de previsão de recalques.....</i>	<i>51</i>
2.5	MODELO HBM	56
2.6	MODELOS CONSTITUTIVOS	60
2.6.1	<i>Modelo proposto por Machado et al. (2008).....</i>	<i>60</i>

2.6.2	<i>Modelo proposto por Sivakumar Babu et al. (2010)</i>	64
2.7	MONITORAMENTO DE ATERROS SANITÁRIOS	66
3	MATERIAL E MÉTODOS	69
3.1	ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL	69
3.2	PLANO DE MONITORAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL	71
3.2.1	<i>Drenagem dos líquidos lixiviados</i>	71
3.2.2	<i>Drenagem dos gases</i>	72
3.2.3	<i>Poço de monitoramento</i>	74
3.2.4	<i>Medidores de recalques</i>	74
3.3	ANÁLISE QUALITATIVA DE VARIÁVEIS RELACIONADAS AO BALANÇO HÍDRICO	75
3.4	CALIBRAÇÃO DOS MODELOS DE RECALQUES ESTUDADOS	75
3.5	MODELAGEM NUMÉRICA.....	77
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
4.1	RESULTADO DA ANÁLISE QUALITATIVA DE 13 ANOS DE MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS RELACIONADAS AO BALANÇO HÍDRICO	79
4.2	MODELOS DE PREVISÃO DE RECALQUES DE LONGO PRAZO ESTUDADOS	84
4.3	RESULTADOS DA MODELAGEM NUMÉRICA DO ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL UTILIZANDO O MODELO HBM.....	91
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	96
5.1	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	98
	REFERÊNCIAS	99
	ANEXO A	107
	ANEXO B	110
	APÊNDICE A	112

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Percentuais de massa de resíduos sólidos domésticos e públicos e respectivas destinações finais nos municípios entre 2015 e 2017 (SNIS, 2019).	23
Figura 1.2: Representação espacial do tipo de unidade de disposição utilizada nos municípios (SNIS, 2019).	23
Figura 2.1: Componentes do balanço hídrico de um aterro sanitário (adaptado Farquhar, 1988).	33
Figura 2.2: Processo geral de cálculo do MODUELO (adaptado Cortazar <i>et al.</i> , 2002).	39
Figura 2.3: Comparação entre os valores medidos e simulados das vazões de líquidos lixiviados (Simões <i>et al.</i> , 2010).	41
Figura 2.4: Comparação entre os valores acumulados de líquidos lixiviados gerados (Simões <i>et al.</i> , 2010).	41
Figura 2.5: Volumes de líquidos retido no interior do aterro sanitário experimental.	42
Figura 2.6: Estágios típicos de tempo-recalque para um aterro sob uma determinada carga (adaptado, Liu <i>et al.</i> , 2006).	46
Figura 2.7: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (Chernicharo, 2007).	49
Figura 2.8: Evolução da composição dos gases no interior de aterros sanitários (Schalch, 1992).	51
Figura 2.9: Modelo compósito para compressão dos resíduos sólidos urbanos (Marques, 2001).	55
Figura 2.10: Estrutura conceitual dos módulos do Modelo HBM e suas interações (adaptado McDougall, 2007).	57
Figura 2.11: Diagrama de fases ilustrando o efeito da perda de massa (adaptado, Machado <i>et al.</i> , 2008).	62

Figura 2.12: Influência das fibras no reforço (adaptado, Kolsch, 1995 apud. Machado <i>et al.</i> , 2008).....	63
Figura 2.13: Comparação entre o modelo de <i>Cam Clay</i> Modificado e o modelo proposto para RSU novos (adaptado, Sivakumar Babu <i>et al.</i> , 2009).....	66
Figura 3.1: Localização CRTS BR 040 e vista aérea do Aterro Sanitário Experimental.....	71
Figura 3.2: Sistema de drenagem interna do Aterro Sanitário Experimental (Catapreta, 2008).	72
Figura 3.3: Esquema dos drenos de biogás (Adaptado, Catapreta, 2008).....	73
Figura 3.4: Drenos auxiliares do aterro sanitário experimental (Catapreta, 2008).....	73
Figura 3.5: Localização dos medidores de recalque no aterro sanitário experimental (Catapreta, 2008).....	74
Figura 3.6: Fluxograma das simulações realizadas.	77
Figura 4.1: Dados da precipitação fornecida pela estação na área da CTRS da BR-040.....	80
Figura 4.2: Vazão média mensal de líquidos lixiviados x precipitação média mensal (junho/2005 a setembro/2018).....	80
Figura 4.3: Influência da pluviometria no nível de líquidos lixiviados no aterro sanitário experimental.	81
Figura 4.4: Evolução das vazões de líquidos lixiviados e precipitações no aterro sanitário experimental.	82
Figura 4.5: Níveis de líquidos internos no aterro sanitário experimental.....	83
Figura 4.6: Deformações observadas em campo.	85
Figura 4.7: Deformações simuladas, utilizando registros de 6 anos na calibração, e medidas em campo.	86

Figura 4.8: Deformações simuladas ao longo de 20 anos com base na calibração dos modelos para registros de campo de 13 anos.	88
Figura 4.9: Deformações simuladas ao longo de 20 anos com base na calibração dos modelos para registros de campo de 13 anos (valores médios de recalques das 6 faixas).	89
Figura 4.10: Esquema do sistema de drenagem de fundo e posição da seção modelada (Simões <i>et al</i> , 2015).....	92
Figura 4.11: Malha de elementos finitos (Simões <i>et al</i> , 2015).....	93
Figura 4.12: Comparações entre as vazões medidas em campo e obtidas com o modelo.....	93
Figura 4.13: Evolução dos recalques médios medidos em campo e obtidos com o modelo HBM.	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Percentuais de destinações finais nos municípios (SNIS, 2019).....	22
Tabela 2.1: Origens dos íons encontrados no líquido lixiviado (Segato & Silva, 2000).....	32
Tabela 2.2: Dados típicos da composição de líquidos lixiviados de aterros novos e antigos (Catapreta, 2008).	32
Tabela 2.3: Valores de K para aplicação no Método Suíço (Rocca, 1981).....	34
Tabela 2.4: Critérios de definição de parâmetros para análise do balanço hídrico pelo Método de Thornthwaite-Mather (Koerner & Daniel, 1997).	36
Tabela 2.5: Recalques em maciços sanitários (Boscov, 2008).....	45
Tabela 2.6: Modelos de previsão de recalques utilizados em aterro (Adaptado Catapreta, 2008).	53
Tabela 2.7: Formulação modelo HBM.	59
Tabela 2.8: Monitoramento ambiental de aterros sanitários (adaptado Reis, 2018).	67
Tabela 2.9: Monitoramento operacional de aterros sanitários.....	68
Tabela 2.10: Monitoramento geotécnico de aterros sanitários (adaptado Reis, 2018).....	68
Tabela 3.1: Pesos específicos iniciais.....	70
Tabela 4.1: Parâmetros obtidos do ajuste de registros de campo para o período de 6anos (adaptado Simões e Catapreta, 2011).	84
Tabela 4.2: Parâmetros obtidos do ajuste de registros de campo para o período de 13 anos para as 6 faixas.	87
Tabela 4.3: Deformações Finais.	87

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
C:N	Relação carbono/hidrogênio
COT	Carbono Orgânico Total
CTRS	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos BR 040
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GRSU	Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos
HBM	<i>Hydro-Bio-Mechanics</i>
NBR	Norma Técnica Brasileira
pH	Potencial Hidrogeniônico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
HELP	<i>Hydrologic Evaluation of Landfil Performance</i>
CAD	Capacidade de Água Disponível
ETP	Evapotranspiração potencial
Q	Vazão média de lixiviado
P	Precipitação
A	Área total do aterro
t	Tempo

K	Coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos
U_w	Água presente nos resíduos
E	Evaporação e/ou Evapotranspiração
G	Vapor d'água que sai com os gases
L	Água que sai como lixiviado
ES	Escoamento superficial
ΔU_w	Água absorvida ou retida pelo resíduo
ΔU_s	Água absorvida ou retida pela camada de cobertura
T	Temperatura
H_m	Índice mensal de calor
UPET	Evapotranspiração potencial diária
N	Duração média mensal das horas de sol (insolação mensal)
PET	Evapotranspiração potencial
C	Coeficiente de escoamento superficial ou de “ <i>runoff</i> ”
R	Escoamento superficial
IN	Infiltração
WL	Perda acumulada de água
WS	Água acumulada na zona de raízes
CWS	Reserva de água no solo
AET	Evapotranspiração real

PERC	Percolação
CK	Verificação dos cálculos
FLUX	Taxa de percolação
AMC	Aterro Metropolitano Centro – Salvador/BA
σ_0	Tensão vertical inicial
$\Delta\sigma$	Acréscimo de tensão vertical
S	Recalque
λ/b	Taxa de compressão secundária
H	Altura inicial do resíduo
ε	Deformação
S_{ult}	Recalque final
C'_c	Coefficiente de compressão mecânica primária
b	Coefficiente de compressão mecânica secundária
c	Taxa de compressão mecânica secundária
Edg	Compressão total devido à degradação dos resíduos
d	Taxa de compressão biológica secundária
ψ	Carga de pressão
k	Condutividade hidráulica
θ	Teor de umidade volumétrico
C_w	Capacidade específica da água relação entre teor de umidade volumétrico e carga de pressão

x, z	Coordenadas espaciais
α, n, m	Parâmetros do modelo HBM
k_{sat}	Condutividade hidráulica saturada
k_r	Permeabilidade relativa
θ_e	Teor de umidade efetivo
θ_r	Teor de umidade volumétrico residual
θ_s	Teor de umidade volumétrico saturado
e_i	Relação entre o volume de vazios e o volume de sólidos da fase inerte
GSI	Massa específica dos grãos dos componentes da fase inerte
γ_w	Peso específico da água
γ_d	Peso específico seco
GSD	Massa específica dos grãos dos componentes da fase degradável
w	Relação entre a fração degradável dos sólidos e a massa seca dos sólidos totais
e	Deformação elástica
p	Deformação plástica
c, d	Fluência dependente do tempo e induzidas por degradação
σ_m	Tensão média
σ_d	Tensão desviadora
σ_x	Tensão horizontal
σ_z	Tensão vertical

τ_{xz}	Tensão cisalhante
v	Volume específico
K	Módulo volumétrico
G	Módulo cisalhante
μ	Coefficiente de Poisson
k	Rigidez elástica
F	Função de plastificação
M	Parâmetro do estado crítico
h	Parâmetro de endurecimento
d_{hp}	Incremento de tensão na função de plastificação devido às deformações volumétricas plásticas
λ	Rigidez elastoplástica
$d\varepsilon_V^p$	Deformação volumétrica plástica
e	Índice de vazios
χ	Coefficiente de viscosidade de fluência
d_{hc}	Incremento de tensão na função de plastificação devido às deformações de fluência em determinado período
Λ	Parâmetro de alteração nos vazios devido à decomposição (ou degradação)
d_{hd}	Incremento de tensão na função de plastificação devido à biodegradação
Ω	Multiplicador do endurecimento devido à decomposição, que relaciona o incremento de tensão na função de plastificação aos incrementos de deformação

V_s	Volume da fase sólida
r_g	Taxa de acumulação de ácido graxo volátil
S	Fração degradável sólida restante
S_0	Fração degradável sólida inicial
k_{vfa}	Fator de inibição do produto
c	Concentração de ácidos graxos voláteis
k_0	Taxa de crescimento específica máxima
k_{MC}	Constante de meia saturação
m	Concentração de biomassa metanogênica
k_2	Taxa de mortalidade metanogênica
q	Fluxo advectivo
ρ_{H_2O}	Densidade da água
Y	" <i>Yield coefficient</i> ", definido como a relação entre a biomassa produzida e substrato consumido
D	Coeficiente de difusão
CCM	<i>Cam Clay</i> Modificado
AGV	Ácidos graxos voláteis

1 INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos é uma das grandes preocupações ambientais do mundo moderno. Com o crescimento populacional e o avanço da industrialização, o homem passou a consumir cada vez mais produtos menos duráveis e/ou descartáveis, acarretando no aumento da quantidade de resíduos gerados. Juntamente com esse crescimento populacional, surgiram demandas por infraestrutura, tais como o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (GRSU). Um dos principais problemas desse gerenciamento, principalmente na etapa de disposição final, é que os resíduos sólidos urbanos (RSU) são um material extremamente heterogêneo e de comportamento geomecânico e hidráulico complexo.

Sob o ponto de vista geotécnico, a principal característica dos RSU, que dificulta a avaliação do seu comportamento, é a biodegradabilidade, que tem como consequência a constante alteração de suas propriedades geomecânicas e hidráulicas.

Segundo Boscov (2008), os resíduos sólidos urbanos (RSU) são aqueles produzidos nas residências, nos comércios, nos logradouros públicos e nas diversas atividades desenvolvidas nas cidades incluindo os resíduos de varrição de ruas e praças.

O GRSU envolve diferentes órgãos da administração pública e da sociedade civil com o intuito de realizar a limpeza urbana, coleta, tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos. Portanto, este gerenciamento deve ser integrado e é um tema de grande importância, pois está relacionado com a qualidade de vida da população e com a conservação do meio ambiente. Existem diversas formas de destinação final dos RSU, tais como a disposição em lixões, aterros controlados e aterros sanitários, sendo estes últimos a única forma ambientalmente correta.

Segundo a norma técnica NBR 8419 (ABNT, 1992), o aterro sanitário é a técnica para a disposição dos RSU por não causar danos à saúde pública nem a sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método prepara o terreno e implanta um sistema de impermeabilização de base, diminuindo ou eliminando a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas pelos líquidos lixiviados. Estes líquidos são coletados por um sistema de drenagem instalado dentro do aterro sanitário, e conduzidos para um sistema de tratamento. Os gases produzidos também são coletados e tratados. Além disso, esse método confina os resíduos à uma menor área possível e os reduz ao menor volume, cobrindo-os com uma camada de terra, evitando a proliferação de vetores e mau cheiro.

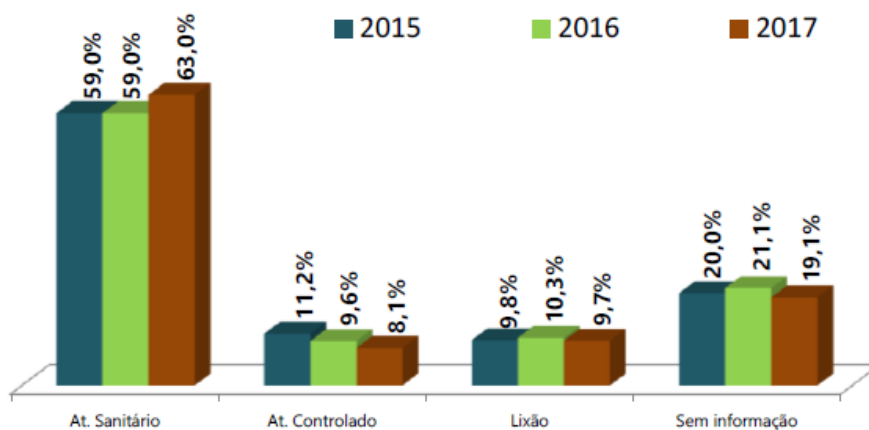
Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2019), as quantidades anuais de resíduos sólidos domiciliares e públicos recebido em lixões, aterros controlados, aterros sanitários, unidades de triagem e unidades de compostagem contempla 49,0 milhões de toneladas, o que representa 81% das 60,6 milhões de toneladas coletadas no país em 2017, referindo-se ao contingente de 152,8 milhões de habitantes urbanos, ou seja, 87% desta parcela de população do país. Nesse estudo foi considerado uma participação de 3.556 municípios representando 63,8% do total de municípios do país, o que foi considerado suficiente para uma estimativa total coletada no país bem próxima da realidade. A Tabela 1.1 mostra percentuais de massa de resíduos sólidos domésticos e públicos e respectivas destinações finais dos municípios.

Tabela 1.1: Percentuais de destinações finais nos municípios (SNIS, 2019).

Percentual de Destinação (%)	Destinação Final de seus resíduos
63,0	Aterro Santário
8,1	Aterro Controlado
9,7	Lixão
19,1	Sem informação

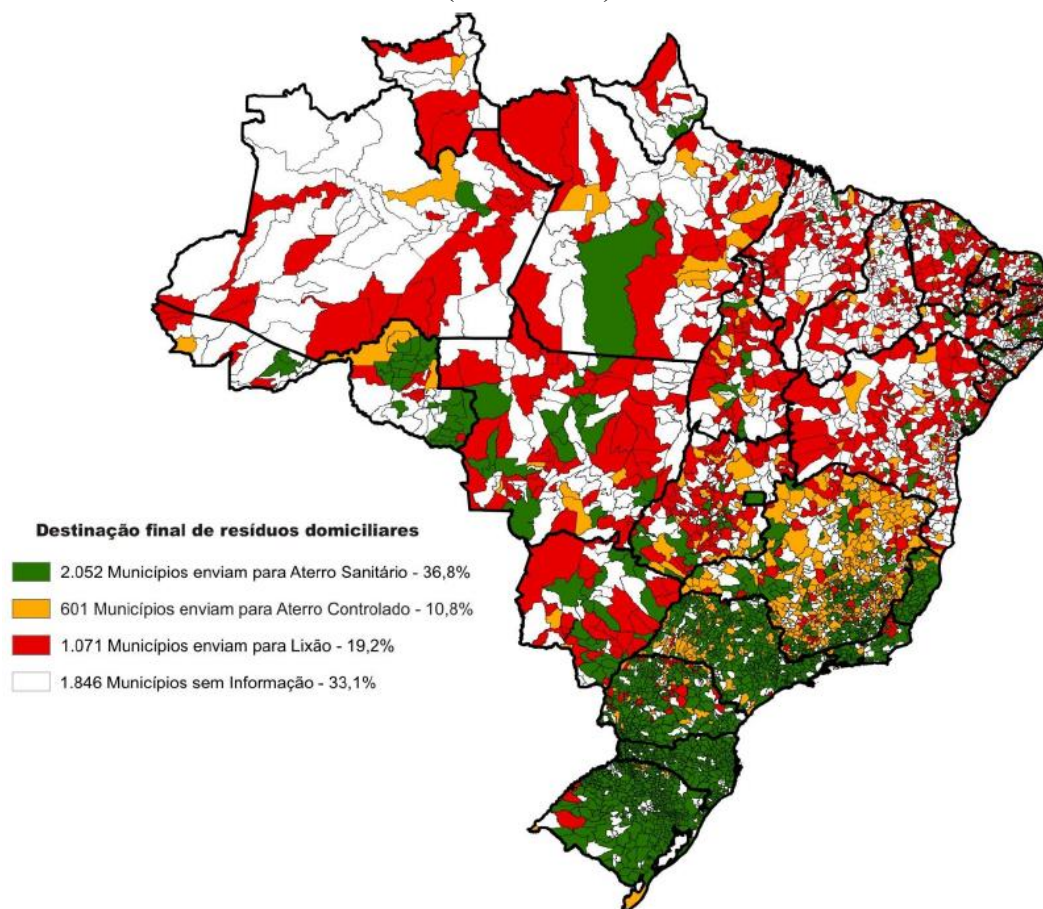
A Figura 1.1 mostra que houve um movimento significativo do percentual da massa total de resíduos destinada aos aterros sanitários em detrimento do percentual de envio para lixões e aterros controlados, bem como da parcela dos “sem informação”. A massa destinada aos aterros sanitários subiu de 59 para 63%, compensada pelas retrações de 1,5% da massa enviada para aterros controlados, 0,6% da massa enviada para lixões e 2,0% do conjunto dos “sem informação”. Destaca-se que os percentuais de quantidades recebidas nas unidades de triagem e compostagem dos anos 2015 e 2016 foram computados como “sem informação”.

Figura 1.1: Percentuais de massa de resíduos sólidos domésticos e públicos e respectivas destinações finais nos municípios entre 2015 e 2017 (SNIS, 2019).



Na Figura 1.2 é mostrada a representação espacial do tipo de unidade de destinação final utilizada pelos municípios.

Figura 1.2: Representação espacial do tipo de unidade de disposição utilizada nos municípios (SNIS, 2019).



Como a quantidade de resíduos que vêm sendo disposta em aterros sanitários tem aumentado, esse tipo de disposição passa a desempenhar um papel importante. Esses locais de disposição final devem ser executados e operados dentro de padrões ambientais e de segurança que visem minimizar os impactos causados ao meio ambiente e a saúde.

Além disso, o estudo do comportamento dos resíduos sólidos durante a operação e após o encerramento da disposição, também é de extrema importância, uma vez que estão diretamente relacionados com a avaliação da estabilidade e da integridade do maciço sanitário. Deste modo, diversos trabalhos vêm sendo realizados com o intuito de investigar o comportamento geotécnico dos resíduos e do sistema de disposição por meio de ensaios laboratoriais e de campo, do monitoramento e de modelos que representem o comportamento geomecânico dos aterros sanitários.

Existem problemas geotécnicos relacionados aos aterros sanitários como estabilidade, compressibilidade e balanço hídrico que vêm sendo estudados com modelos simplificados que analisam isoladamente esses fenômenos. Uma abordagem mais integrada desses processos geomecânicos deveria ser realizada conjuntamente com a análise de dados de monitoramento ambiental e geotécnico, permitindo que a estabilidade dos aterros seja continuamente avaliada.

Neste contexto, a presente dissertação irá apresentar a aplicação de um modelo bidimensional para avaliação do comportamento geomecânico dos RSU. O modelo em estudo, denominado HBM (*Hydro-Bio-Mechanics*) proposto por McDougall (2007) será aplicado no aterro sanitário experimental construído na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 (CTR BR-040), localizada no município de Belo Horizonte. Esse modelo faz uma análise integrada dos processos mecânicos, hidráulicos e de biodegradação associada à possibilidade de simulação completa do enchimento e incorporação de condições climáticas. Além disso, será apresentada uma avaliação qualitativa e quantitativa dos registros de 13 anos de monitoramento do aterro sanitário experimental, com destaque para a utilização de três modelos de previsão de recalques de longo prazo (reológico, hiperbólico e composto).

1.1 Objetivos do trabalho

O objetivo geral deste trabalho é analisar por meio de modelagem numérica, o comportamento geotécnico de um aterro sanitário experimental.

São objetivos específicos deste trabalho:

- Realizar uma análise de consistência e interpretar qualitativamente os registros de 13 anos de monitoramento do aterro sanitário experimental;
- Analisar o comportamento mecânico do aterro sanitário experimental por meio da interpretação de registros do monitoramento de recalques e modelagem numérica;
- Analisar qualitativamente os registros dos níveis internos e vazões geradas do aterro sanitário experimental;
- Realizar modelagem numérica dos recalques, do balanço hídrico e de indicadores da biodegradação do aterro sanitário experimental utilizando o modelo HBM.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo aborda uma revisão da literatura sobre os temas relacionados a balanço hídrico, compressibilidade e biodegradação em aterros de resíduos sólidos urbanos, fundamentais para o entendimento dessa dissertação.

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

2.1.1 Definição de resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos são constituído por diferentes tipos de materiais como plásticos, papéis, metais, resíduos alimentares, entulho, dentre outros, resultando em um material extremamente heterogêneo com propriedades variadas.

De acordo com a lei Federal, número 12305 de agosto de 2010, os resíduos sólidos são definidos como:

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

Segundo a NBR 8419 (ABNT,1992), resíduos sólidos urbanos são “resíduos sólidos gerados num aglomerado urbano, excetuados os resíduos industriais perigosos, hospitalares sépticos e de aeroportos e portos.”

Por se tratar de um material heterogêneo, suas propriedades terão características de seus constituintes individuais e das interações entre eles e com o meio ambiente.

2.1.2 Classificação dos resíduos sólidos

Os resíduos sólidos podem ser classificados quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente e quanto a natureza ou origem.

Segundo a norma brasileira NBR 10004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos podem ser classificados em:

- Resíduos classe I – Perigosos: aqueles que apresentam periculosidade (risco a saúde pública, gerando mortalidade, incidência de doenças ou riscos ao meio ambiente com o manuseio incorreto do resíduo), ou que apresente características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.
- Resíduos classe II A – Não perigosos – Não inertes: aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou classe II B. Esses resíduos podem ter propriedades, tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
- Resíduos classe II B – Não perigosos – Inertes: aqueles quando amostrados de uma forma representativa, segundo a NBR 10007 (ABNT, 2004), e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10006 (ABNT, 2004), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme anexo G da NBR 10004 (ABNT, 2004).

Segundo Barros (2013), os resíduos sólidos podem ser classificados quanto a atividade que os produziu, grau de biodegradabilidade e forma de operacionalização dos serviços de coleta. A seguir são descritos cada um deles.

- Quanto a atividade que os produziu:

- Residencial ou domiciliar: resíduos produzidos nos domicílios, provenientes da cozinha e da limpeza e manutenção das casas, compostos também de outros materiais descartados pelos usuários, como papéis, embalagens, restos de alimentos, podas e etc. Outros estabelecimentos (industriais ou comerciais) possuem em parte de seus resíduos do tipo doméstico, variando os percentuais da composição gravimétrica.
 - Comercial: Resíduos provenientes de estabelecimentos comerciais em geral, como escritórios, lojas, restaurantes e bares. São compostos por embalagens e podem conter alguma matéria orgânica.
 - Dos serviços de saúde: Resíduos oriundos de diversas áreas das instituições hospitalares (refeitórios, centros cirúrgicos, ambulatórios e etc). Inclui também os resíduos de clínicas médicas, odontológicas, veterinárias, farmácias e estabelecimentos similares. Devido as suas características específicas, demandam cuidados e métodos especiais no seu manuseio (coleta, transporte e destinação final).
 - Industrial: segundo a NBR 10004, são resíduos em estado sólido e semissólido que resultam das atividades industriais. Podem ser perigosos, exigindo cuidados especiais no manuseio e na disposição final.
 - Varrição e feiras: resíduos oriundos de varrição regular de logradouros públicos, conservação e limpeza de zonas residenciais e comerciais, limpezas de feiras livres e etc. Constituídos de embalagens, cigarros, restos de capina e de alimentos, areia e terra, materiais de poda e etc.
- Quanto ao grau de biodegradabilidade:
 - Degradabilidade fácil: matérias orgânicas que se decompõem rapidamente, consumindo oxigênio e produzindo odores desagradáveis.
 - Degradabilidade moderada: papel, papelão e outros produtos celulósicos.
 - Degradabilidade difícil: trapos, couro, borracha e madeira, degradam muito lentamente e se acumulam no meio ambiente.
 - Degradabilidade não degradável: entulhos, principalmente restos de argamassas, areia, vidros, metal, plástico, pedras, terra e etc, também chamados de recalcitrantes.

- Quanto à forma de operacionalização dos serviços de coleta:
 - Domiciliar: material constituído de diversos tipos de resíduos, normalmente oriundos de unidades residenciais, comerciais, serviço em geral e atividades institucionais. São formados principalmente de matéria orgânica (biodegradável), mas também contém substâncias recalcitrantes, como a celulose dos papéis.
 - Público: resíduos oriundos das atividades de limpeza urbana (varrição e capina de vias e logradouros públicos, de mercados e feiras, resíduos provenientes dos cestos e lixeiras públicos, podas de árvores e etc).
 - Especial: composto por resíduos que normalmente não são recolhidos pelo serviço regular de coleta, em função de grande volume e/ou de apresentarem riscos de contaminação, requerendo cuidados especiais para o acondicionamento e coleta, como é o caso daqueles oriundos de unidade de saúde e os radioativos. Podem ser classificados em três grupos: resíduos contaminados ou resíduos de saúde e congêneres (provenientes de hospitais, laboratórios, farmácias e etc); resíduos sólidos inertes (pneus e acessórios de veículos, resíduos volumosos, móveis, eletroeletrônicos, resíduos provenientes de construção e etc); resíduos nocivos (resíduos radioativos, poluentes, corrosivos, agressivos e etc).

2.1.3 Composição e características dos resíduos sólidos

As características dos RSU podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, tornando-o heterogêneo e variável. Elas podem ser divididas em características físicas, químicas e biológicas.

As propriedades físicas utilizadas para a caracterização dos resíduos sólidos urbanos são:

- Composição gravimétrica: segundo Mateus (2008), a composição gravimétrica do RSU refere-se ao percentual de participação de cada componente (plástico, vidro, metal, orgânicos, papel, papelão, resíduos de varrição e podas, têxteis, couro etc.) em massa, nos resíduos estudados. Para o balanço hídrico, esse parâmetro é importante para prever e também avaliar a perda de massa e o consumo de água do resíduo, devido à produção de biogás. Além disto, a composição do RSU influi no seu valor de umidade, pois cada

componente possui diferente capacidade de retenção de água. A composição gravimétrica do RSU varia principalmente em função do poder aquisitivo e dos hábitos de consumo da população, do estágio de industrialização do local e, também, da existência de processos de pré-tratamento ou de reciclagem dos resíduos. Isso implica em diferenças na composição gravimétrica do RSU de cada cidade e entre os diversos países, necessitando, portanto, de um estudo individual de cada local para sua determinação (Mateus, 2008).

- **Peso específico aparente:** depende principalmente da composição gravimétrica dos resíduos. É a relação entre o peso dos resíduos, em função do volume ocupado livremente, sem qualquer compactação, expresso em KN/m^3 . Sua determinação é fundamental para o dimensionamento de equipamentos e instalações (Barros, 2013).
- **Teor de umidade:** representa a quantidade de água presente no resíduo, medida em percentual do seu peso. Os valores de teor de umidade podem alterar pelos seguintes fatores: condições climáticas do local, composição inicial dos RSU, existência e eficiência do sistema de drenagem. Segundo Mateus (2008), a determinação do teor de umidade dos RSU é importante pois permite obter a quantidade de água que vem com os mesmos para os aterros, e representa um dos componentes de entrada de água no balanço hídrico de aterros. A umidade dos resíduos é uma das propriedades que, aliada a outros fatores como temperatura, define as condições propícias ao processo de decomposição da sua fração orgânica. O teor de umidade inicial do RSU, associado à quantidade de água que entra no aterro devido às precipitações pluviométricas, influi na velocidade de decomposição dos resíduos, no potencial de geração de lixiviados e no seu acúmulo no interior dos aterros.

As características químicas para a caracterização dos resíduos sólidos urbanos são:

- **Poder calorífico:** é a capacidade potencial de um material desprender determinada quantidade de calor quando submetido a queima, sendo expresso em kcal/kg de resíduos. É um parâmetro utilizado no dimensionamento de incineradores.
- **Potencial hidrogeniônico (pH):** indica o teor de acidez ou alcalinidade dos RSU. Segundo Barros (2013), tem um papel importante na digestão dos resíduos, pois suas variações podem acelerar ou inibir o processo de decomposição num aterro ou em outros processos de tratamento e disposição final.

- Proporção de elementos: segundo Barros (2013), mostra o balanço entre os vários elementos constituintes dos resíduos. Resíduos orgânicos possuem altas concentrações de C, H, O, N, S e P. Informação importante para indicar as formas mais adequadas de tratar e de dispor o resíduo.
- Relação carbono/nitrogênio (C:N): é a proporção de carbono em relação a nitrogênio. Indica o potencial de degradabilidade e capacidade dos resíduos em decomposição de se constituírem em composto orgânico bioestabilizado. Parâmetro básico no tratamento biológico do resíduo, principalmente na compostagem.

As características biológicas dos RSU são aquelas determinadas pela população microbiana e dos agentes patogênicos presentes no mesmo, que conjuntamente com as características químicas, permitem que sejam escolhidos os métodos de tratamento e disposição final mais adequados.

2.2 Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários

Segundo a norma NBR 8419 (ABNT, 1992), o chorume, também denominado de líquido lixiviado, é definido como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).

A estimativa da geração de líquidos lixiviados é importante para o dimensionamento dos sistemas de coleta e tratamento dos mesmos, e para a análise da estabilidade do maciço. A estimativa da produção dos líquidos lixiviados normalmente é realizada por modelos que calculam o balanço hídrico a partir de dados climatológicos locais e das propriedades hidráulicas das camadas de cobertura do aterro sanitário e da massa de resíduos.

2.2.1 Formação dos líquidos lixiviados

Os líquidos lixiviados são formados pela decomposição da matéria orgânica presente no resíduo, acrescidos da percolação de água que atravessa a massa de resíduo, além de outros materiais em solução e/ou suspensão. Estas águas que atravessam a massa de resíduo podem ser formadas pela: umidade natural do resíduo; água de constituição presente no resíduo que são liberadas pela compactação ou pela decomposição biológica; infiltração das águas de chuva pelas camadas de cobertura do aterro; pela contribuição das nascentes e águas do subsolo que por capilaridade atingem a massa de resíduo.

De acordo com El-Fadel *et al.* (2002), o processo de formação do percolado é influenciado por muitos fatores que podem ser divididos nos que contribuem diretamente com a umidade do aterro (chuva, águas subterrâneas, conteúdo de umidade inicial, recirculação, líquido co-disposto ao resíduo e a decomposição do mesmo) e aqueles que afetam o lixiviado ou a distribuição de umidade dentro do aterro (idade do resíduo, pré-tratamento, recalques, material utilizado na parede lateral do aterro, compactação, permeabilidade, tamanhos das partículas, densidade, vegetação, cobertura, geração e transporte de calor e gás).

Normalmente, são utilizados métodos empíricos, como o método do Balanço Hídrico e o método Suíço, para avaliar o balanço hídrico de um aterro sanitário e para estimar a geração de líquidos lixiviados. Outros modelos, implementados em programas computacionais, também tem sido utilizados, sendo os mais conhecidos: Método Suíço, Método do Balanço Hídrico, *HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance)* e MODUELO, os quais serão descritos mais adiante nesse trabalho.

2.2.2 Composição dos líquidos lixiviados

Normalmente, o lixiviado de aterro sanitário é composto por uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos. Por apresentar altas concentrações de matéria orgânica e quantidades consideráveis de metais pesados, o lixiviado de aterro sanitário apresenta um fator de risco para o meio ambiente. Além disso, as concentrações dessas substâncias dependem de fatores como a idade do aterro sanitário, natureza dos RSU, teor de umidade inicial, hidrologia e clima.

Dessa forma, o conhecimento das características dos líquidos lixiviados gerados, torna-se extremamente importante para o acompanhamento do processo de estabilização de resíduos e análise dos riscos ambientais e de saúde pública.

De acordo com Segato & Silva (2000), as cargas contaminantes dos lixiviados se compõem de muitas substâncias diferentes, entre as quais pode-se destacar: substâncias orgânicas medidas mediante os parâmetro DBO₅, DQO e COT; nitrogênio em forma de nitrogênio amoniacal, nitratos, nitritos, amônia; halogênio inorgânicos, carbonatos, cloretos, sulfatos, íons sódio, potássio, cálcio; metais como ferro, zinco, manganês, níquel e cobre. A Tabela 2.1 mostra alguns íons encontrados nos líquidos lixiviados e possíveis origens.

Tabela 2.1: Origens dos íons encontrados no líquido lixiviado (Segato & Silva, 2000).

Íons	Origem
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
PO ₄ ⁻³ , NO ₃ ⁻ , CO ₃ ⁻²	Material orgânico
Cu ⁺² , Fe ⁺² , Sn ⁺²	Material eletrônico, latas, tampas de garras
Hg ⁺² , Mn ⁺²	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni ⁺² , Cd ⁺² , Pb ⁺²	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al ⁺³	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X
As ⁺³ , Sb ⁺³ , Cr ⁺³	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Segundo Catapreta (2008), as características dos lixiviados também variam com o tempo de disposição dos resíduos no aterro sanitário. Na Tabela 2.2 são apresentados valores típicos de parâmetros da composição de líquidos lixiviados em diferentes idades de um aterro sanitário.

Tabela 2.2: Dados típicos da composição de líquidos lixiviados de aterros novos e antigos (Catapreta, 2008).

Parâmetros	Idade do Aterro				
	0 a 2	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 20
DBO (mg/L)	2.000 – 30.000	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
DQO (mg/L)	3.000 – 60.000	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
Nitrogênio Total (mg/L)	10 – 800	1.000 – 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	10 - 800	500 – 1500	300 - 500	50 - 200	< 30
SDT (mg/L)	-	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.000
pH	4,5 - 7,5	3 - 6	6 - 7	7 - 7,5	7,5
Cálcio (mg/L)	200 – 3.000	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 - 500	< 300
Sódio (mg/L)	200 - 2.500	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Potássio (mg/L)	200 – 1.000	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Ferro (mg/L)	50 – 1.200	500 – 1.500	500 – 1.000	100 - 500	< 100
Magnésio (mg/L)	50 – 1.500	500 – 1.500	500 – 1.000	100 - 500	< 100
Zinco (mg/L)	-	100 - 200	50 - 100	10 - 50	< 10
Cloreto (mg/L)	200 – 3.000	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato(mg/L)	50 – 1.000	500 – 2.000	200 – 1.000	50 - 200	< 52
Fósforo (mg/L)	-	100 – 300	10 - 100	-	< 10

2.3 Balanço Hídrico em Aterros Sanitários

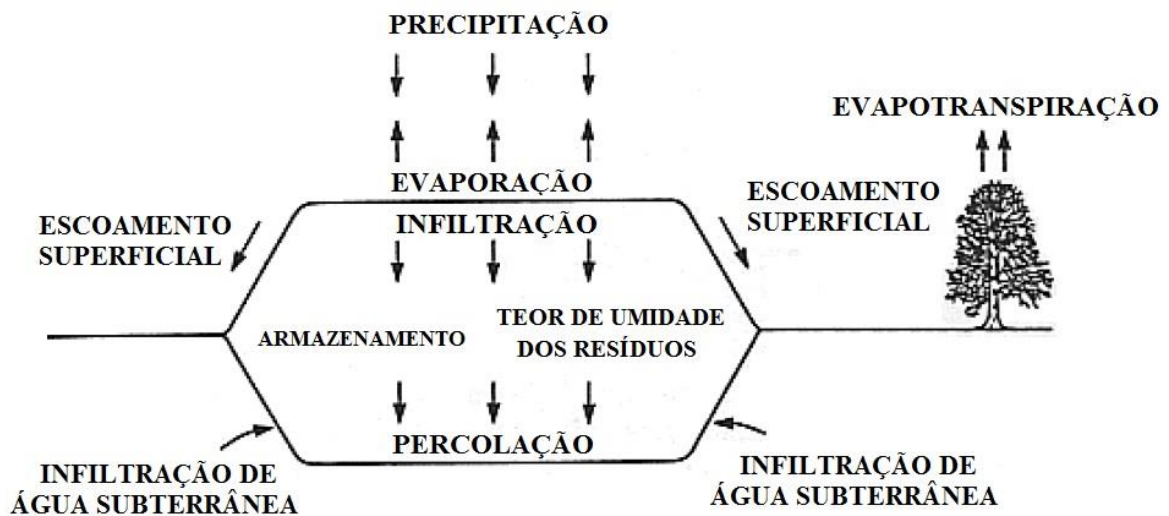
O conhecimento do balanço hídrico em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos é importante para prever o volume produzido de líquidos lixiviados e, conseqüentemente, dimensionar o sistema de drenagem e tratamento desses líquidos. Esses volumes decorrem da precipitação na área do aterro, da evapotranspiração, da declividade e tipo de solo de cobertura usado no aterro, da capacidade de absorção de água dos resíduos sólidos e da capacidade de

infiltração do solo de cobertura e dos resíduos sólidos dispostos no aterro sanitário. Outra importante informação que pode ser obtida é a acumulação de líquidos no interior da massa de resíduos, que tem influência direta nos processos de biodegradação e na própria estabilidade geotécnica dos aterros sanitários.

Segundo Mateus (2008), o balanço hídrico de aterros sanitários envolve o balanço da camada de cobertura e o balanço dos RSU. O primeiro interage com a atmosfera e resulta na infiltração, armazenamento e retirada de água da camada de cobertura. O segundo considera a umidade e a decomposição dos RSU, a sua compressibilidade e a quantidade de lixiviado produzido. A contabilidade de todos os componentes do balanço resulta na estimativa do volume de água retida no aterro, permitindo a previsão do seu comportamento e a otimização do projeto e operação.

A Figura 2.1 ilustra os principais componentes do balanço hídrico de um aterro sanitário.

Figura 2.1: Componentes do balanço hídrico de um aterro sanitário (adaptado Farquhar, 1988).



2.3.1 Método Suíço

Na Suíça, Hans Jurgen Eling, baseou-se em estudos realizados em diferentes aterros sanitários e verificou a relação entre a precipitação pluviométrica e o escoamento de líquidos lixiviados. Esse autor, estabeleceu uma sistemática empírica para a determinação da vazão de lixiviado, denominada Método Suíço.

Segundo Silva (2008), esse método tem uma formulação simplificada, visto que a produção do lixiviado é função apenas da precipitação sobre a cobertura e do grau de compactação dos resíduos, onde estão embutidas todas as perdas de água, não considerando a evapotranspiração potencial. Esse modelo utiliza de coeficientes empíricos que correlacionam precipitação e área de contribuição do aterro e a geração de percolado.

O cálculo da vazão média do lixiviado pode ser expresso pela Equação 2.1. A Tabela 2.3 apresenta os valores de K para aplicação do método.

$$Q = \frac{P \cdot A \cdot K}{t} \quad (2.1)$$

Em que: Q = Vazão média de lixiviado (l/s); P = Precipitação média anual (mm); A = Área total do aterro (hectares); t = Tempo (segundos/ano); K = Coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos.

Tabela 2.3: Valores de K para aplicação no Método Suíço (Rocca, 1981).

Tipo de Aterro	Peso Específico do RSU	K
Aterros Fracamente Compactados	0,4 a 0,7 t/m ³	0,25 a 0,50
Aterros Fortemente Compactados	acima de 0,7 t/m ³	0,15 a 0,25

Esse método é simples e fácil de ser aplicado, uma vez que são requeridos poucos dados climatológicos.

2.3.2 Método do Balanço Hídrico

O método do balanço hídrico é um dos mais utilizados para a determinação dos volumes de líquidos lixiviados gerados em aterros sanitários.

O balanço hídrico climatológico foi uma adaptação do balanço hídrico desenvolvido por Thornthwaite & Mather (1955), estudo conhecido sob a denominação de “Teoria de Thornthwaite”, aplicado no campo da conservação de solo e da água. Esse modelo normalmente é apresentado na escala mensal e para um ano médio, ou seja, o balanço hídrico cíclico, elaborado a partir das normais climatológicas de temperatura média e chuva do local.

Esse modelo foi desenvolvido para determinar o regime hídrico de um local, sem necessidade de medidas diretas das condições do solo. Para sua elaboração, há necessidade de se definir o

armazenamento máximo no solo (CAD - Capacidade de Água Disponível), e de se ter a medida da chuva total, e também a estimativa da evapotranspiração potencial em cada período. Com essas três informações básicas, o balanço hídrico permite deduzir a evapotranspiração real, a deficiência ou o excedente hídrico, e o total de água retida no solo em cada período.

O solo é considerado um reservatório que dificulta a saída da água à medida que vai secando, nos períodos em que o total de chuvas (P) é menor que a evapotranspiração potencial (ETP), a água retida torna-se uma função dessa demanda potencial ($P - ETP < 0$) e da CAD adotada. Havendo uma sequência de períodos nessa condição, a água retida no solo será uma função sequencial dos valores negativos acumulados de $P - ETP$, ou seja, da perda potencial acumulada.

Para a utilização do método, algumas condições básicas são apresentadas:

- Cobertura de 60 centímetros de espessura e inclinação de 2 a 4%;
- Existência de vegetação na cobertura;
- Toda a infiltração é proveniente apenas da precipitação que cai diretamente sobre o aterro;
- As características hidráulicas dos resíduos e do material de cobertura são consideradas uniformes;
- Toda a percolação é iniciada quando o aterro estiver finalizado;
- A profundidade do aterro é muito menor que sua extensão horizontal, de modo que todo o movimento de água é considerado vertical.

O método do balanço hídrico permite estimar o líquido lixiviado baseado em um fluxo unidimensional, na conservação de massa, e nas características de transmissão e retenção da cobertura do solo, conforme apresentado na Equação 2.2.

$$P + U_w = E + G + L + ES + \Delta U_w + \Delta U_s \quad (2.2)$$

Em que: P = Precipitação (mm); U_w = Água presente nos resíduos, na forma de umidade inicial (contribui apenas uma vez no balanço hídrico) (mm); E = Evaporação e/ou Evapotranspiração (mm); G = Vapor d'água que sai com os gases (mm); L = Água que sai como lixiviado (mm);

ES = Escoamento superficial (mm); ΔU_w = Água absorvida ou retida pelo resíduo (mm); ΔU_s = Água absorvida ou retida pela camada de cobertura (mm).

A precipitação e a evaporação podem ser obtidas com boletins meteorológicos. Enquanto o escoamento superficial, a infiltração e o armazenamento são obtidos empiricamente com o auxílio de tabelas.

O passo a passo para o cálculo proposto por Thornthwaite e Mather pode ser encontrado em Koerner & Daniel (1997). Os principais critérios para determinação dos parâmetros a serem utilizados no modelo e a sequência de cálculo é apresentada na Tabela 2.4.

Tabela 2.4: Critérios de definição de parâmetros para análise do balanço hídrico pelo Método de Thornthwaite-Mather (Koerner & Daniel, 1997).

Parâmetro	Sigla	Critério
Temperatura Média Mensal	T	Dados coletados em estação meteorológica
Índice Mensal de Calor	H_m	$H_m = (0,2T)^{1,514}$ para $T > 0^\circ\text{C}$
		$H_m = 0$ para $T \leq 0^\circ\text{C}$
Evapotranspiração Potencial Diária	UPET	UPET = 0 para $T \leq 0^\circ\text{C}$
		UPET = $0,53 (10T/H_a)^a$ para $0^\circ\text{C} < T < 27^\circ\text{C}$
		UPET = $-0,015T^2 + 1,093T - 14,208$ para $T \geq 27^\circ\text{C}$
		$a = (6,75 \times 10^{-7}) H_a^3 - (7,71 \times 10^{-5}) H_a^2 + 0,01792 H_a + 0,49239$
Insolação Mensal	N	Dados coletados em estação meteorológica
Evapotranspiração Potencial	PET	PET = UPET X N
Precipitação	P	Dados coletados em estação meteorológica
Coefficiente de Escoamento Superficial	C	Valor retirado de tabela
Escoamento Superficial	R	$R = P \times C$
Infiltração	IN	$IN = P - R$
IN - PET	IN - PET	IN - PET
Perda Acumulada de Água	WL	$IN - PET \geq 0$, entrar com valor de WL do mês anterior
		$IN - PET$ = negativo, soma-se o valor de WL do mês anterior
Água Acumulada na Zona de Raízes	WS	$IN - PET$ = negativo, $WS = (WS_{\max}) 10^{b(IN-PET)}$, $b=0,455/WS_{\max}$ $IN - PET \geq 0$, $WS = IN - PET$
Varição na Quantidade Acumulada de Água	CWS	Entrar com valor do último mês anterior ao período a ser estudado
Evapotranspiração Real	AET	$IN - PET \geq 0$, AET = PET
		$IN - PET < 0$, AET = PET + [(IN - PET) - CWS]
Percolação	PERC	$IN - PET \leq 0$ (PET > IN), PERC = 0
		$IN - PET > 0$, PERC = (IN-PET)-CWS
Verificação dos Cálculos	CK	$CK = PERC + AET + CWS + R$
Taxa de Percolação	FLUX	$FLUX = (PERC \times 0,001)/t$

2.3.3 HELP

O modelo HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfil Performance*), desenvolvido por Schroeder *et al.* (1994), é um programa computacional quase bi-dimensional, que discretiza unidimensionalmente os aterros, dividindo sua altura em várias camadas, pelas quais calcula-

se o fluxo de água. Esse modelo fornece resultados que permitem determinar a quantidade de líquido lixiviado produzido pelo aterro sanitários e avaliar a eficiência da camada de cobertura na redução da sua produção.

Segundo Padilla (2007), o aterro sanitário é modelado como uma série de camadas (cobertura final, camada de resíduos, cobertura diária e sistema de drenagem de líquidos) interconectadas e com propriedades hidráulicas individuais. O modelo HELP é baseado nos mesmos princípios hidrológicos do método tradicional de balanço hídrico, mas requer maior detalhamento em sua sequência de cálculo. Pelo detalhamento e precisão do modelo, o HELP exige o uso de dados consistentes para que os resultados sejam confiáveis.

Ainda segundo Padilla (2007), o modelo HELP usa o conceito de capacidade de campo para modelar o armazenamento de umidade do RSU. Uma camada de solo ou de RSU não produzirá lixiviado até que a mesma tenha atingido sua capacidade de campo e, no momento que este estado seja atingido, qualquer umidade adicionada resultará em movimento vertical de umidade. O modelo utiliza inúmeras soluções para computar os efeitos de armazenamento de água na superfície, escoamento, infiltração, evapotranspiração, crescimento das espécies vegetais, drenagem lateral das camadas, recirculação dos líquidos e infiltração pelas barreiras de fundo, entre outros.

Segundo Silva (2008), o modelo HELP calcula o balanço hídrico levando em conta a capacidade de campo de um solo ao estimar o acúmulo de água em uma das suas camadas, o tempo decorrido entre a ocorrência da precipitação e a geração do percolado, que ocorre quando este transpassa a camada de resíduos, e a descarga de líquidos percolados. No modelo HELP a massa de resíduos é considerada um solo artificial e os parâmetros relativos ao solo são constantes e independentes das variações climáticas, durante todo o período da simulação.

O modelo HELP utiliza as condições climáticas e permite a entrada de dados referentes à área do aterro, ao sistema de drenagem, tais como, declividades dos taludes e distâncias máximas entre os drenos laterais, dados do sistema de cobertura, descrição e espessura das camadas de solo e resíduos, percentual utilizado na recirculação do percolado, infiltrações subsuperficiais, características do solo (capacidade de campo, ponto de murcha, condutividade hidráulica saturada, porosidade) e da geomembrana (densidade, defeitos de instalação, condutividade hidráulica saturada, espessura, transmissividade) (Schroeder *et al.*, 1994).

Segundo Catapreta (2008), o modelo HELP emprega um esquema simplificado para modelar o fluxo de água através das camadas de solo e a remoção de água por meio de evapotranspiração e contém um banco de dados descrevendo condições meteorológicas, vegetação e propriedades saturadas e não saturadas dos solos.

Uma desvantagem do modelo HELP está no fato de que o mesmo não considera o histórico de preenchimento dos aterros sanitários e sim como se o mesmo fosse uma única célula construída ao mesmo tempo. Também o que muitas vezes dificulta a sua utilização, é a indisponibilidade de informações, principalmente os dados climatológicos da área de estudo e propriedades hidráulicas dos solos e resíduos (Catapreta, 2008).

2.3.4 MODUELO

O modelo MODUELO é um programa de diferenças finitas que foi desenvolvido pelo grupo de engenharia ambiental da Universidade de Cantábria, Espanha (Cortazar *et al.*, 2002). Ele permite estimar, diariamente, os dados de umidade, vazão de líquidos lixiviados, fluxos no contorno, recalques e quantidade de biogás gerado, a partir de uma representação tridimensional de um aterro sanitário. Nesse modelo é incorporada a sequência construtiva do aterro sanitário, bem como variação das propriedades dos materiais ao longo do tempo.

Segundo Catapreta (2008), o modelo utiliza informações climatológicas, dados da evolução da geração de resíduos e a definição geométrica do aterro sanitário, para calcular os líquidos produzidos ao longo do tempo, como também, a sua contaminação orgânica e o gás gerado no processo de biodegradação. O modelo possibilita a incorporação do histórico de enchimento do aterro e incorpora um módulo independente para simular diferentes cenários, os quais permitem o estudo do desempenho do aterro e suas características sob diferentes hipóteses. O modelo foi concebido focando particularmente aterros operados pelo método da depressão ou em vale.

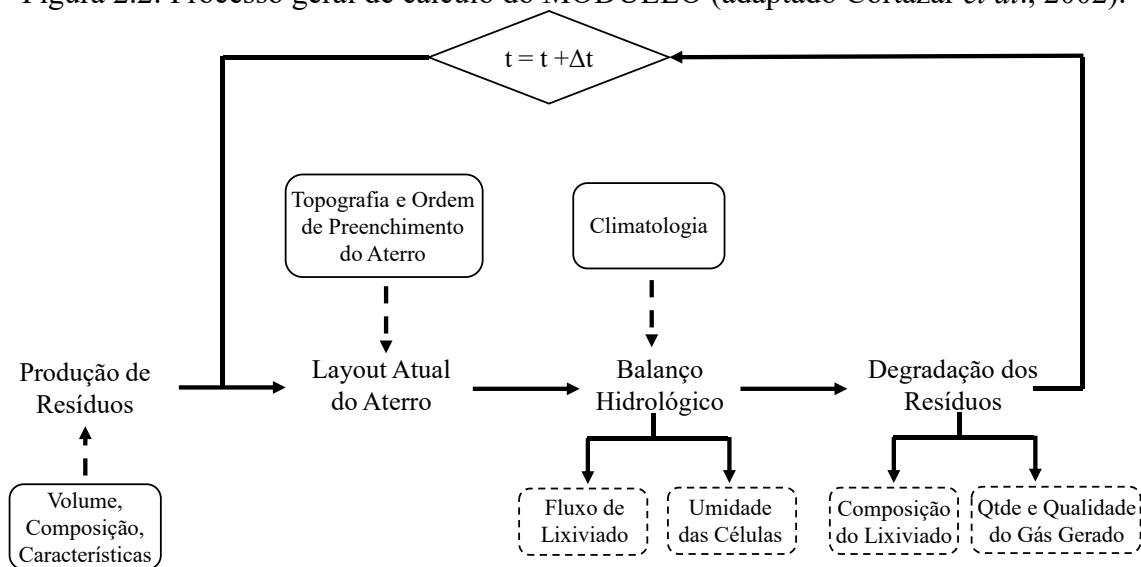
Para simular a geração de líquidos, o modelo se fundamenta em três etapas principais, cada uma dando um certo tipo de resultado, que serve como dados para a próxima parte, conforme ilustrado na Figura 2.2.

O módulo de cálculo, “layout atual do aterro”, estabelece as células que estão ativas durante o ciclo correspondente e atualiza suas propriedades (umidade, capacidade de campo, substâncias dissolvidas no teor de água etc.).

O módulo hidrológico calcula o fluxo de água entre diferentes células. O usuário escolhe o grupo de células cujas características hidrológicas ele deseja gravar. Esses resultados são armazenados em um arquivo no final do cálculo.

Usando os resultados de umidade obtidos da seção hidrológica de cada célula, o “módulo de contaminação” obtém o material orgânico dissolvido no lixiviado, que permanece como parte do resíduo, e que se converte em gás. O ciclo é completado atualizando o tempo ($t + \Delta t$) e os dados de produção de resíduos.

Figura 2.2: Processo geral de cálculo do MODUELO (adaptado Cortazar *et al.*, 2002).



Esse modelo foi aplicado por Simões *et al.* (2010) na simulação dos volumes de líquidos lixiviados gerados e acumulados no Aterro Sanitário Experimental, integrante da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte, em um período de 3 anos de monitoramento.

A Figura 2.3 apresenta a comparação entre o volume de líquidos lixiviados simulados pelo modelo MODUELO e o volume medido em campo do aterro sanitário experimental.

Segundo Simões *et al.* (2010), as Figura 2.3 e Figura 2.4 mostram que o modelo calibrado ajustou de forma aproximada os valores de pico da geração e os valores acumulados de líquidos lixiviados gerados. Entretanto, o fluxo de base não foi adequadamente reproduzido, indicando que o modelo de fluxo homogêneo pode ser melhorado. O primeiro pico apresentado na Figura 2.3 pode ser devido à geração de líquidos lixiviados durante o processo de enchimento do aterro,

que não foi medido em campo.

Na Figura 2.4, os valores das vazões foram apresentados de duas formas: os pontos representam os registros reais de campo e as linhas os valores médios semanais. Os autores adotaram essa metodologia para possibilitar a estimativa dos valores gerados acumulados, visto que os valores diários não eram coletados em todos os dias (por exemplo fins de semana e feriados).

Ainda segundo Simões *et al.* (2010), de acordo com os valores das vazões medidos em campo e os simulados, o fluxo de umidade pelos caminhos preferenciais tem um importante papel no cálculo do volume de líquidos coletado, o que era esperado, devido à pequena espessura do aterro e à inexistência de camada de cobertura intermediária. Desta forma, ao ajustar os valores de pico, os resultados acumulados também serão ajustados (Figura 2.4), considerando que o fluxo de base não tem muita influência.

A Figura 2.5 apresenta o volume de líquidos retido no interior do aterro sanitário experimental, obtido com a simulação do modelo calibrado. Observa-se uma relação direta com os períodos chuvosos. Os resultados simulados para os volumes acumulados de líquidos lixiviados gerados apresentaram um bom ajuste aos registros de campo. Desta forma admitindo que a infiltração foi calculada de forma adequada, os volumes retidos no interior do aterro também apresentarão bons ajustes, fornecendo importantes elementos para a avaliação da estabilidade geotécnica, dentre outros aspectos (Simões *et al.*, 2010).

Figura 2.3: Comparação entre os valores medidos e simulados das vazões de líquidos lixiviados (Simões *et al.*, 2010).

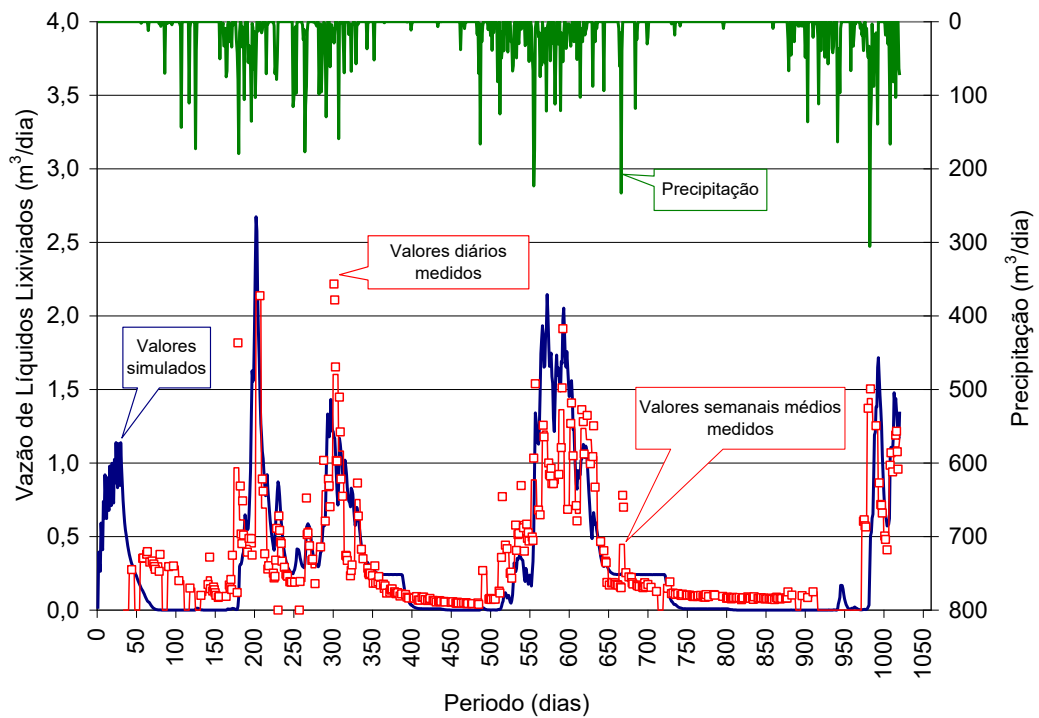


Figura 2.4: Comparação entre os valores acumulados de líquidos lixiviados gerados (Simões *et al.*, 2010).

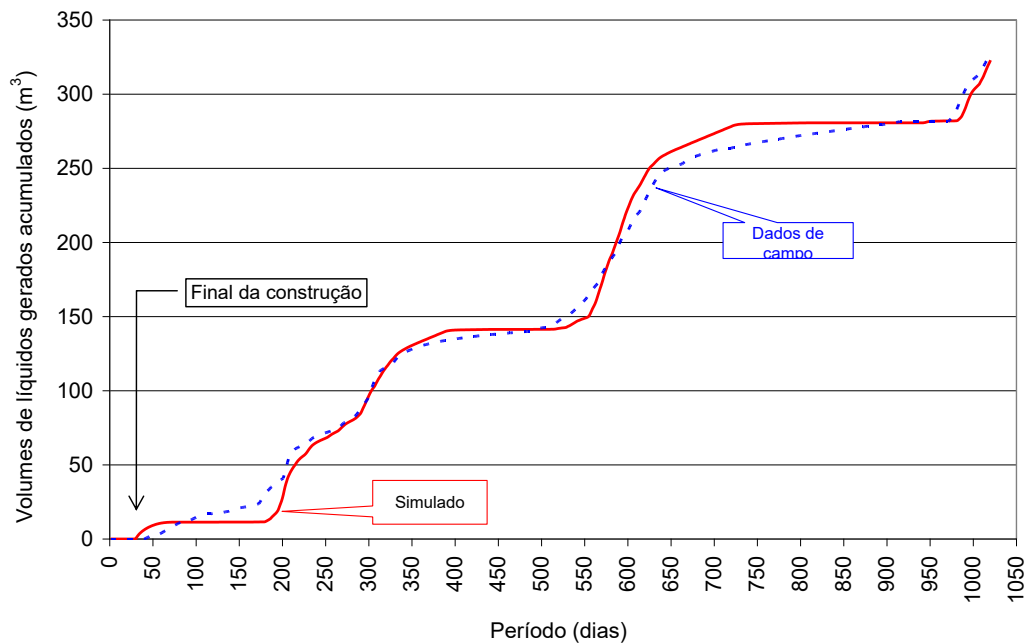
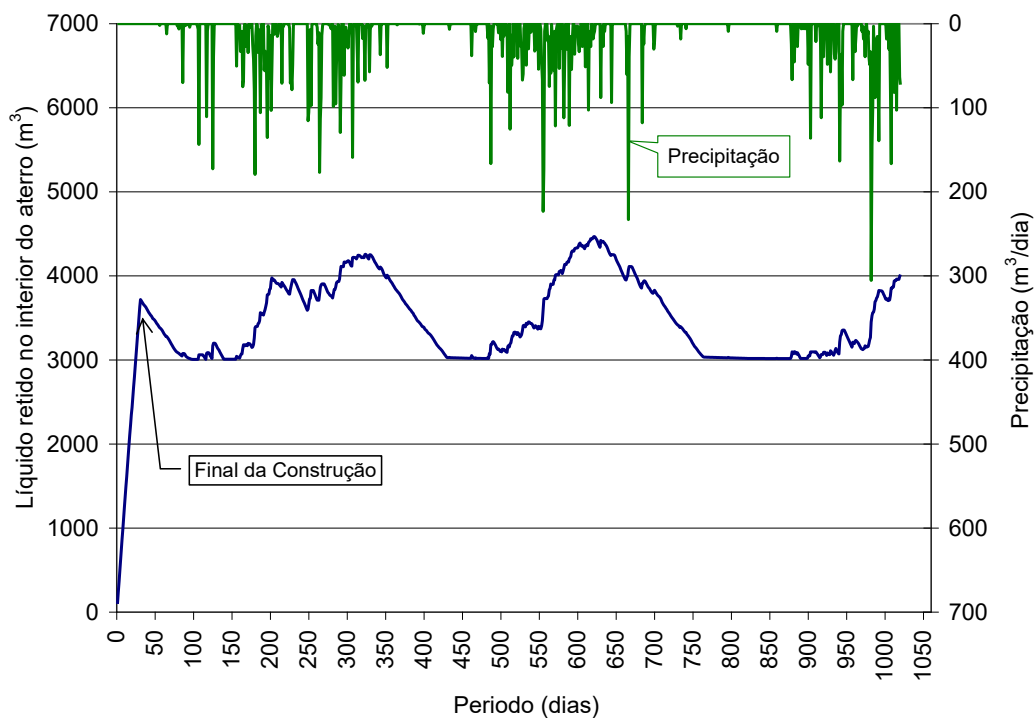


Figura 2.5: Volumes de líquidos retido no interior do aterro sanitário experimental. (Simões *et al.*, 2010).



2.3.5 Balanço Hídrico de Mateus (2008)

O modelo proposto por Mateus (2008), considera os aspectos construtivos e operacionais de aterros de RSU, ao mesmo tempo em que distingue e quantifica as parcelas de líquido de constituição dos RSU, líquido liberado após a perda de massa devido à decomposição dos resíduos e líquido livre no interior do aterro. O modelo também considera o teor de umidade inicial dos resíduos, a expulsão de líquidos em função da compressão mecânica dos RSU e a sua perda de massa por decomposição.

Esse modelo considera aterros compostos por cavas de grandes dimensões (largura e comprimento muito maiores que a profundidade) que, após serem preenchidas com o RSU, podem continuar recebendo mais resíduos, formando pilhas acima do nível natural do terreno. A autora chamou de célula o conjunto constituído pela cava, pilha e cobertura final. No preenchimento, considera-se que a célula recebe camadas de resíduos de igual espessura, diariamente.

O modelo proposto é unidimensional e são considerados fluxos de entrada apenas no topo da célula, pois admite-se que a mesma possui impermeabilização nas laterais e na base.

O modelo realiza o balanço hídrico de aterros de RSU, envolvendo os componentes meteorológicos e as características do perfil, e considera o princípio da conservação de massa. Nesse sentido, dois tipos de componentes são considerados:

- Componentes representativos da entrada de líquidos na célula: precipitação pluviométrica, umidade inicial do resíduo (parte da água que chega com o RSU é liberada pela sua compressão e a outra parte, pela decomposição da fração orgânica).
- Componentes representativos da saída de líquidos da célula: evaporação, escoamento superficial, biogás (consumo de água na formação do biogás e saída de vapor de água) e lixiviado.

Mateus (2008) utiliza em seu modelo equações do balanço hídrico para duas situações distintas: célula com RSU e cobertura e sem cobertura. Para o balanço hídrico com cobertura, a autora ainda divide em duas fases: balanço hídrico na camada de cobertura e balanço hídrico no RSU.

Os parâmetros de entrada utilizados no modelo de balanço hídrico proposto são parâmetros relacionados a: parâmetros climatológicos; parâmetros relacionados com o solo de cobertura e parâmetros relacionados com o RSU.

No modelo não foram considerados alguns aspectos, como as alterações sofridas pelos parâmetros hidráulicos no solo de cobertura, devido ao fluxo de gases e/ou fissuras na camada de cobertura provocadas pelos recalques diferenciais no RSU.

Os parâmetros de saída do modelo de Mateus (2008) como resultado final do balanço hídrico são:

- Distinção entre líquido de constituição (quantidade de líquido que permanece com os RSU) do RSU e líquido livre no interior do aterro;
- Quantificação da parcela de líquido liberada com a decomposição do RSU e sua contribuição para o acréscimo de líquido livre no interior do aterro;
- Variação diária do nível de líquido livre nos poros da massa de RSU, para comparação com a variação do nível de lixiviado no aterro, medido por meio de piezômetros.

O modelo proposto foi aplicado à Célula 5 do Aterro Metropolitano Centro (AMC), em Salvador-BA, utilizando dados de levantamento em campo, resultados de ensaios em campo e laboratório para o RSU e o solo da camada de cobertura.

O modelo permite realizar o balanço hídrico em aterros de RSU, com uma boa aproximação, desde que se conheçam alguns dados como: precipitação pluviométrica e evaporação diárias na área do aterro, umidade inicial, composição gravimétrica, peso específico dos sólidos e taxa de entrada do RSU no aterro, geometria das células e variação de umidade e de índice de vazios da massa de resíduos com as tensões aplicadas.

Além disso, o modelo proposto permite considerar as etapas construtivas dos aterros. O modelo também mostra como avaliar a quantidade de líquidos acumulados no interior das células, fazendo a distinção entre os líquidos de constituição dos RSU e os líquidos livres, que formam o nível de lixiviados dentro das células.

Segundo Mateus (2008), tanto o teor de umidade inicial global dos RSU, quanto o teor de umidade inicial de algumas das suas frações constituintes (fração pastosa, plástico, têxteis e papel) foram os componentes do balanço hídrico que mais contribuíram para o acúmulo de líquidos no interior do aterro. Dessa maneira, é possível propor medidas que reduzam essa umidade inicial dos RSU, como por exemplo a desidratação prévia dos RSU, bem como o tratamento mecânico-biológico prévio.

2.4 Compressibilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos e Recalques em Aterros Sanitários

A estimativa dos recalques e o seu monitoramento em aterros sanitários são importantes, pois permitem, por exemplo: a determinação da real capacidade de armazenamento e a vida útil do aterro sanitário, fator importante na gestão de resíduos; o desenvolvimento de estudos para o reaproveitamento do local após o fechamento do aterro; avaliar a estabilidade geotécnica dos taludes; e o desempenho da cobertura final, pois esta pode ser prejudicada por trincas oriundas dos recalques diferenciais, o que conseqüentemente aumenta a infiltração da água da chuva, podendo comprometer a estabilidade do aterro (Sowers, 1973; Park; Lee; Do, 2002; Boscov, 2008).

Além disso, a previsão de recalques das massas de resíduos permite uma melhor avaliação de desempenho dos elementos que fazem parte da estrutura de um aterro (camadas de cobertura, sistemas de coleta de gases e fluidos, reforço, drenagem superficial, caixas de passagem, poços de inspeção).

Estimativas de recalques totais de aterros sanitários variam de 25 a 50 % (Wall e Zeiss, 1995; Edgers *et al.*, 1992). Segundo Ling *et al.* (1998), os recalques finais em um aterro sanitário podem ser de 30 a 40% da altura inicial, ao longo de sua vida útil.

Segundo Boscov (2008), os recalques de maciços sanitários são muito elevados quando comparados com os maciços de solos. Alguns valores de recalques em relação a espessura total inicial dos aterros sanitários podem ser observados na Tabela 2.5.

Tabela 2.5: Recalques em maciços sanitários (Boscov, 2008).

Autor	Recalque relativo à espessura inicial
Sowers (1973)	Da ordem de 30%
Wall e Zeiss (1995)	Entre 25% e 50%
Van Meerten et al. (1995)	Entre 10% e 25%
Coumoulos e Koryalos (1997)	Entre 20% e 25%
Abreu (2000)	Entre 10% e 30%

2.4.1 Mecanismos responsáveis pelos recalques em aterros sanitários

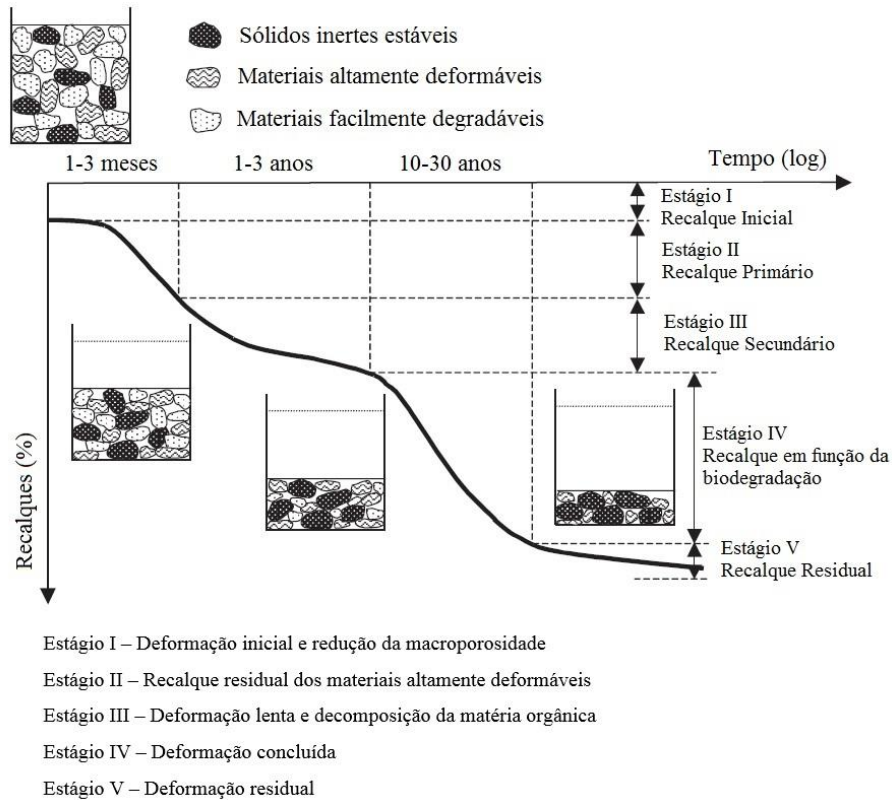
Segundo Simões (2000), a identificação dos mecanismos responsáveis pelo desenvolvimento de recalques em aterros de disposição de RSU é de extrema importância para a interpretação do comportamento, proposição de modelos de previsão e realização de simulações.

Manassero *et al.* (1996) propuseram fatores que favorecem o mecanismo de recalque em aterros sanitários como sendo:

- Compressão mecânica resultante do rearranjo e da quebra de elementos sólidos devido ao peso próprio do RSU e peso dos materiais de cobertura;
- Variação de volume causada pela migração de pequenas partículas para os vazios maiores (erosão e ravinamentos internos);
- Comportamento viscoso e fenômeno de consolidação envolvendo tanto o esqueleto sólido quanto as partículas individuais, ou seja, os componentes;
- Recalques causados pela biodegradação dos componentes orgânicos;
- Colapso dos componentes devido às mudanças físico-químicas tais como corrosão, oxidação e degradação dos componentes inorgânicos.

Grisolia e Napoleoni (1996) propuseram uma curva teórica de compressibilidade, subdividida em fases, capaz de explicar os mecanismos controladores do recalque. Liu *et al.* (2006), citando Grisólia e Napoleoni (1996), descrevem que os recalques podem ocorrer em 5 estágios como pode ser observado na Figura 2.6.

Figura 2.6: Estágios típicos da evolução temporal dos recalques em aterros sanitários (adaptado, Liu *et al.*, 2006).



Segundo Simões (2000), após o lançamento dos resíduos, o arranjo dos materiais inertes e estáveis gera uma estrutura porosa, sujeita a grandes variações de volume quando carregada, o que caracteriza o estágio I: deformação inicial e redução da macroporosidade. Em seguida e ainda sob ação de cargas, ocorre uma acentuada redução de volume dos materiais altamente deformáveis e deslocamento dos materiais inertes, correspondendo ao estágio II. Com a carga constante, ocorrem deformações do tipo *creep* e decomposição da matéria orgânica (estágio III) até que sejam estabelecidos, ao final do processo, contatos diretos entre os elementos inertes e estáveis.

A previsão de recalques em aterros de RSU é difícil devido à ampla gama de fatores de influência. McDougall (2011) discute de forma abrangente os principais fatores que influenciam os recalques em aterros sanitários. Estes incluem: composição de resíduos e

porcentagem do material degradável; peso específico, índice de vazios e teor de umidade iniciais; dimensões do aterro; métodos de compactação; sequência de enchimento do aterro; pré-tratamento de resíduos (incineração, compostagem, mistura e fragmentação); nível e flutuação dos líquidos lixiviados no interior da massa; temperatura; existência de sistemas de coleta e extração de gases; características da cobertura final; clima; e história de tensões, envolvendo todas as etapas de operação e após fechamento.

2.4.2 Biodegradação

Os resíduos sólidos urbanos apresentam elevados recalques iniciais, associados à aplicação de sobrecargas, seguido de um processo de deformação lenta sob carga constante, resultante do comportamento viscoso do resíduo e da perda de massa devida aos processos de decomposição. Portanto, entender o processo de biodegradação torna-se extremamente importante para analisar a evolução dos recalques em aterros sanitários (Simões, 2000).

Os aterros sanitários são constituídos por diferentes tipos de componentes que, quando depositados, interagem formando um maciço heterogêneo e poroso com comportamento distinto. Além de sua composição heterogênea, a degradação dos RSU com o passar do tempo é considerada extremamente importante no comportamento desses materiais. Pelos fenômenos físicos, químicos e biológicos, os resíduos transformam-se ao longo do tempo. A contínua transformação dos sólidos orgânicos potencialmente biodegradáveis em biogás e em líquidos, diminuem o volume do material depositado, sendo considerada como o principal responsável pelos recalques a longo prazo observados nos aterros sanitários.

Diversos autores, como McBean *et al.* (1995), separam o processo da decomposição em aterros sanitários em três fases: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogênica.

Segundo Simões (2000), a fase aeróbia apresenta curta duração pois a própria operação dos aterros sanitários, onde usualmente são utilizadas camadas de cobertura diária, limita a disponibilidade de oxigênio. Desta forma esta fase é responsável por uma parcela reduzida da decomposição. A reação da matéria degradável com o oxigênio produz dióxido de carbono, água, materiais parcialmente degradados e biomassa, além de promover uma elevação da temperatura do meio.

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão de matéria orgânica complexa em

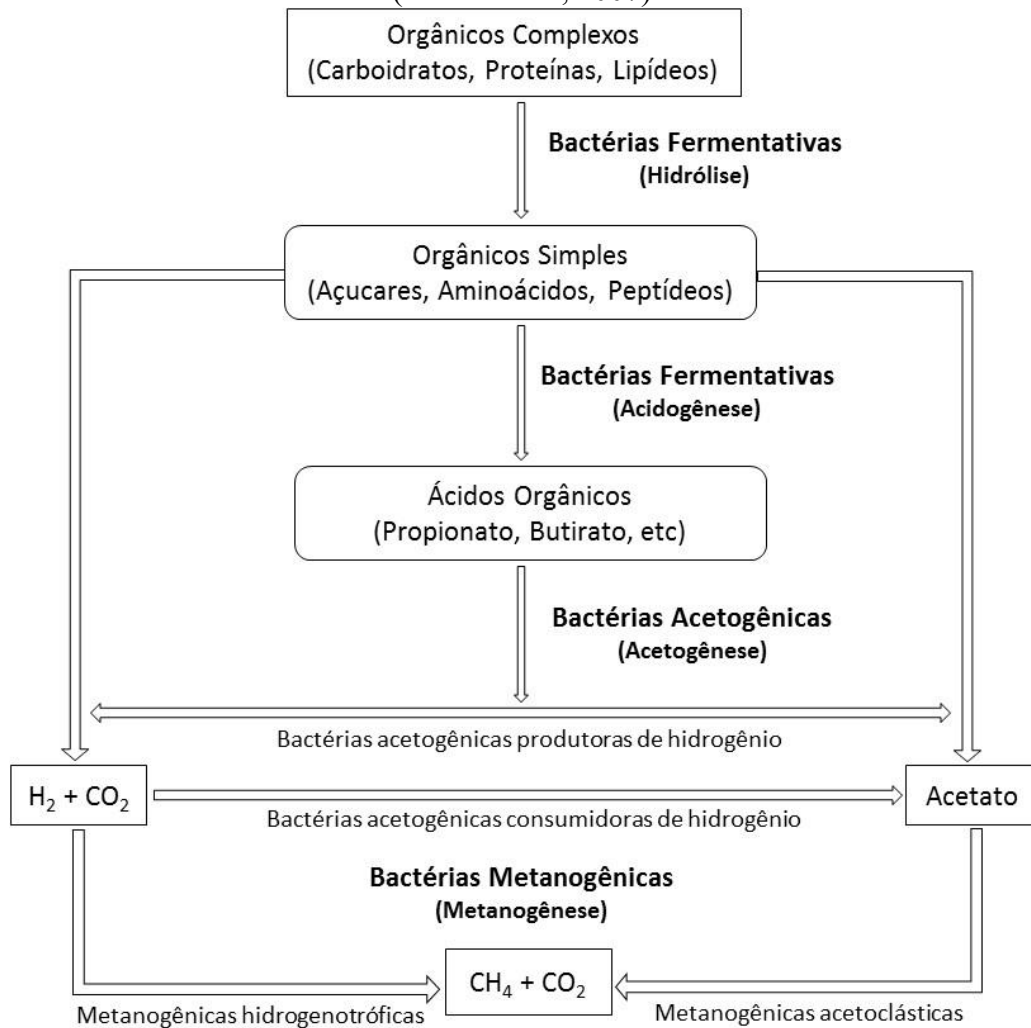
metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas (Chernicharo, 2007).

Existem três importantes grupos de bactérias que participam do processo de decomposição anaeróbia, com comportamentos fisiológicos distintos:

- Bactérias fermentativas: transformam por hidrólise, os polímeros (compostos orgânicos complexos) em monômeros (compostos mais simples), e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose;
- Bactérias acetogênicas: produtoras de hidrogênio, o qual converte os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;
- Bactérias metanogênicas: utilizam o substrato produzidos pelas bactérias acetogênicas, transformando-o em metano e dióxido de carbono. Essas bactérias possuem funções primordiais, pois produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico do ambiente, resultando assim na perda de massa, e utilizam o hidrogênio, favorecendo o ambiente para que as bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a produção de ácido acético que é convertido em metano.

A Figura 2.7 apresenta de forma esquemática os três importantes grupos de bactérias e a fase da digestão anaeróbia.

Figura 2.7: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (Chernicharo, 2007).



O processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro fases principais: Fase I – Hidrólise; Fase II – Acidogênica ; Fase III – Acetogênica e Fase IV – Metanogênica.

- Fase I: consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos é feita pela ação exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. A hidrólise ocorre de forma lenta, e vários fatores como temperatura operacional; tamanho das partículas; pH do meio; tempo de residência; composição do substrato, podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado.
- Fase II: os produtos gerados na fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais

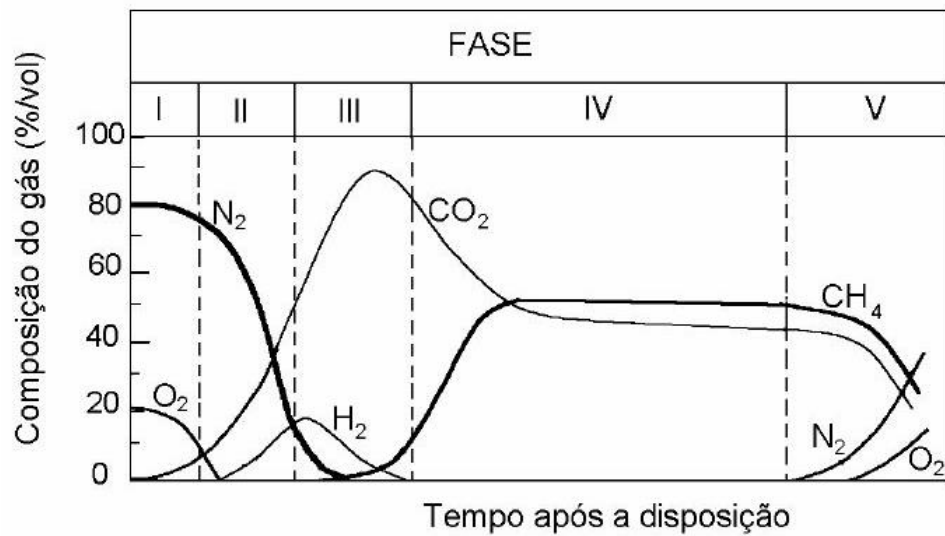
simples. Os compostos produzidos nessa fase incluem os ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

- Fase III: as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase II em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa maneira, as bactérias acidogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que produz o substrato para as metanogênicas. Os produtos gerados nessa fase são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato.
- Fase IV: a etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é realizada pelas bactérias metanogênicas. Dois grupos de bactérias denominadas acetoclásticas e hidrogenotróficas, participam da produção de dois gases, e desempenham um papel importante, pois consomem o hidrogênio produzido nas fases anteriores, reduzindo a pressão parcial deste gás e tornando possível as reações de produção das acidogênicas e acetogênicas. As primeiras produzem metano a partir do acetato e são responsáveis pela produção de 60 a 70% do gás. As outras produzem os gases a partir do hidrogênio.

Além dessas quatro fases descritas, o processo de digestão anaeróbia pode incluir uma quinta fase, caso os despejos contenham compostos de enxofre. Essa fase é denominada sulfetogênese, onde ocorre a redução de sulfato e formação de sulfetos.

De uma forma em geral, a disponibilidade de oxigênio no interior dos aterros sanitários é baixa, predominando as fases anaeróbias. A decomposição dos resíduos é um dos principais fatores que influenciam a geração de biogás. No processo de decomposição da matéria orgânica dos resíduos sólidos urbanos ocorre a geração de gases, como formação de dióxido de carbono e também a formação de metano. A Figura 2.8 apresenta um exemplo da evolução de gases presentes no interior de aterros sanitários ao longo das fases do processo de biodegradação.

Figura 2.8: Evolução da composição dos gases no interior de aterros sanitários (Schalch, 1992).



No processo de biodegradação, além do metano e dióxido de carbono, são gerados em menor quantidade outros gases, como amônia monóxido de carbono, hidrogênio e ácido sulfúrico.

O gás metano produzido é rapidamente separado da fase líquida, por ser pouco solúvel, resultando num elevado grau de degradação dos despejos líquidos, uma vez que este gás deixa o meio com a fase gasosa. Enquanto que o dióxido de carbono, bem mais solúvel, deixa o ambiente parcialmente como gás e parcialmente dissolvido no efluente líquido (Simões, 2000).

Segundo Simões (2000), o estudo da geração de gases em aterros sanitários vem sendo realizado como objetivo principal a instalação de sistemas de extração de gases para fins energéticos, além de estudos do impacto ambiental causado pela emissão para a atmosfera dos diversos gases tóxicos gerados no interior dos aterros. No entanto, tais estudos podem fornecer importantes elementos para a identificação das taxas de geração de gases associadas às frações constituintes dos RSU, ou de relações entre elas, e, conseqüentemente, da avaliação da perda de massa potencialmente biodegradável, contribuindo significativamente para o entendimento da evolução dos recalques no tempo em aterros de RSU.

2.4.3 Modelos de previsão de recalques

Uma das ferramentas utilizadas para a estimativa de recalques a longo prazo em aterros sanitários são os modelos de previsão de recalques. Mediante esses modelos e de dados de monitoramento de recalques, pode-se conhecer o comportamento da massa de resíduos e avaliar os processos mecânicos e de biodegradação.

Segundo Liu *et al.* (2006), os modelos existentes para avaliação de recalques de aterros sanitários podem ser divididos nas seguintes categorias: (1) Modelos baseados nas expressões da teoria de adensamento de Terzaghi, que são normalmente aplicados no cálculo de recalques primário e secundário em solos; (2) Modelos Reológicos, onde o comportamento de compressão de resíduos é modelado com utilização de conceitos e parâmetros reológicos dos materiais; (3) Modelos de Biodegradação, nos quais a biodegradação da matéria orgânica é considerada na formulação; (4) Modelos de Regressão que utilizam funções comuns, tais como logarítmicas, hiperbólicas, potência, bi-linear, multi-linear etc. Os recalques que ocorrem nos aterros sanitários podem ser divididos em duas parcelas: recalque imediato e recalque a longo prazo.

Segundo Grisolia e Napoleoni (1996), a primeira parcela depende basicamente da composição dos resíduos e da sua estrutura inicial, resultante da forma com que foi disposto. Esta componente é, no entanto, de difícil obtenção, pois durante a construção dos aterros é praticamente impossível acompanhar e mesmo interpretar os dados obtidos. A segunda parcela depende do comportamento viscoso dos resíduos e, principalmente, da biodegradação.

Com relação à modelagem e previsão de recalques em aterros sanitários, McDougall (2011) apresenta uma ampla revisão dos mecanismos e fatores influentes, bem como um histórico da evolução dos modelos de previsão. O autor destaca que grande parte dos modelos disponíveis são os chamados modelos dependentes do tempo, que utilizam diversos tipos de funções matemáticas, e que não incorporam, em geral, as interações de longo prazo entre os fatores que controlam a evolução dos recalques, em especial a parcela da biodegradação. Mesmo com essas limitações, os modelos dependentes do tempo vêm sendo estudados, principalmente por sua simplicidade.

Na Tabela 2.6 são apresentados, de maneira resumida, diversos modelos de previsão de recalques.

Tabela 2.6: Modelos de previsão de recalques utilizados em aterro (Adaptado Catapreta, 2008).

Modelo	Autor
Modelo baseado na Teoria de Adensamento	Sowers (1973)
	Yen & Scanlon (1975)
	Rao <i>et al.</i> (1977)
	Oweis & Khera (1986)
	Bjarngard & Edgers (1990)
	Edil <i>et al.</i> (1990)
	Landva & Clark (1990)
	Morris & Woods (1990)
	Fasset <i>et al.</i> (1994)
	Deutsch, Jr. <i>et al.</i> (1994)
	Wall & Zeiss (1995)
	Boutwell & Fiore (1995)
	Stulgis <i>et al.</i> (1995)
Ourry & Page (2005)	
Gourc & Oliveir (2005)	
Modelo Reológico	Edil <i>et al.</i> (1990)
	Bleiker <i>et al.</i> (1995)
	Chen & Chou (1998)
	Compósito (2001)
Modelo de Biodegradação	Wall & Zeiss (1992)
	Diaz <i>et al.</i> (1995) e Espinace <i>et al.</i> (1999)
	Meruelo (1995)
	Park & Lee (1997/2002)
	Edgers <i>et al.</i> (1992)
	Simões (2000)
Marques <i>et al.</i> (2003)	
Função Logarítmica	Yen & Scanlon (1975)
Modelos de Regressão	Edil <i>et al.</i> (1990)
	Power Creep Law
	Punyamurthula (1995)
	Zhao <i>et al.</i> (2001)
	Função Hiperbólica
Ling <i>et al.</i> (1998)	
Função Bi-linear	Bjarngard & Edgers (1990)
	Jesseberg & Kockel (1991)
	Stulgis <i>et al.</i> (1995)
Função Multilinear	Deutsch, Jr. <i>et al.</i> (1994)
Modelos Constitutivos	Machado <i>et al.</i> (2008)
	Sivakumar Babu <i>et al.</i> (2010)
	McDougal (2007)

A seguir serão apresentados uma síntese dos modelos utilizados nessa dissertação para a previsão de recalques em aterros sanitários.

2.4.3.1 Modelo Reológico de Edill *et al.* (1990)

Os autores propuseram um modelo visco-elástico linear baseado no modelo reológico de Gibson e Lo (1961), utilizado para avaliação da compressão secundária em solos turfosos e orgânicos. O modelo associa em série um elemento de Hooke (mola com constante a), que simula a compressão primária do resíduo, a um elemento Kelvin, traduzido pela associação em paralelo de um elemento de Hooke (mola com constante b) e um elemento de Newton (amortecedor com viscosidade λ/b), e que simula a compressão secundária do elemento.

Após a aplicação de um incremento de tensão, que pode ser originado pelo peso próprio do resíduo ou de cargas aplicadas na superfície, a mola de constante a, se comprime instantaneamente, de maneira análoga à compressão primária. A compressão do elemento Kelvin é retardada pelo amortecedor, de maneira similar à compressão secundária sob tensão efetiva constante. A carga é, então, transferida progressivamente para a segunda mola, de constante b. Após um certo tempo, toda a tensão efetiva será suportada pelas duas molas. Dessa forma, o recalque do resíduo pode ser avaliado pela Equação 2.3.

$$S(t) = H \cdot \Delta\sigma [a + b (1 - e^{-\frac{\lambda}{b}t})] \quad (2.3)$$

Em que: $S(t)$ = recalque no tempo; a e b = parâmetros de compressibilidade primária e secundária; λ/b = taxa de compressão secundária; H = altura inicial do resíduo; $\Delta\sigma$ = tensão de compressão; t = tempo após a aplicação da carga.

2.4.3.2 Modelo Hiperbólico de Ling *et al.* (1998)

Ling *et al.* (1998) analisando as limitações dos modelos de Yen e Scanlon (1975) e Edil *et al.* (1990), propuseram a utilização de uma função hiperbólica para a estimativa de recalques em aterros de resíduos sólido urbanos. O modelo é descrito pela Equação 2.4.

$$S = \frac{t}{\frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}}} \quad (2.4)$$

Em que: t = diferença entre o instante considerado e o início das medidas ($t = t_i - t_0$); S = diferença entre o recalque no instante considerado e o recalque inicial ($S = S_i - S_0$); ρ_0 = taxa ou velocidade inicial de recalques; S_{ult} = recalque final.

Os parâmetros ρ_0 e S_{ult} devem ser determinados pela transformação da Equação 2.5 pelas relações t/S x t e realizando uma análise de regressão linear. Em que os inversos do intercepto e da inclinação fornecem os parâmetros ρ_0 e S_{ult} .

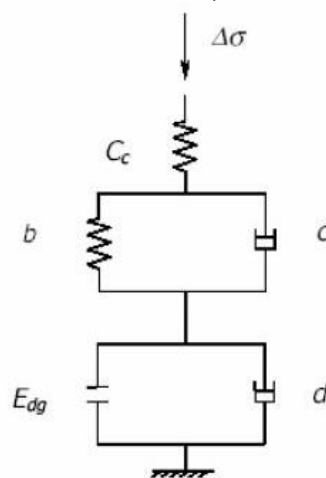
$$\frac{t}{S} = \frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}} \quad (2.5)$$

2.4.3.3 Modelo Reológico Compósito

O Modelo Reológico Compósito apresentado por Marques (2001), distingue as fases de compressão mecânica primária, secundária e compressão biológica secundária, com leis físicas e parâmetros próprios. Nessas fases são considerados o incremento de tensões verticais, a fluência devido ao peso próprio e à sobrecarga, e a parcela devida ao processo de degradação dos resíduos, respectivamente.

Esse processo pode ser representado por três corpos reológicos. Eles seriam uma mola de Hooke (compressão mecânica primária) associada a um corpo de Kelvin (compressão mecânica secundária), representado pela associação de um elemento de Hooke (mola com constante b) e um elemento de Newton (amortecedor de viscosidade c), e um terceiro corpo (compressão biológica secundária) representado pela associação em paralelo de um elemento de compressão finita e um amortecedor de viscosidade d . A representação do modelo Reológico Compósito encontra-se ilustrada na Figura 2.9.

Figura 2.9: Modelo compósito para compressão dos resíduos sólidos urbanos (Marques, 2001).



Analicamente, o modelo apresenta-se na Equação 2.6.

$$\varepsilon = \frac{\Delta H}{H} = C'_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + \Delta\sigma \cdot b \cdot (1 - e^{c \cdot t'}) + Edg \cdot (1 - e^{d \cdot t''}) \quad (2.6)$$

Em que: ε = deformação; H = recalque; H = altura da coluna de resíduo; C'_c = coeficiente de compressão mecânica primária; σ_0 = tensão vertical inicial; $\Delta\sigma$ = incremento de tensão vertical; b = coeficiente de compressão mecânica secundária; c = taxa de compressão mecânica secundária; Edg = compressão total devido à degradação dos resíduos; d = taxa de compressão biológica secundária; t' = tempo a partir da aplicação do carregamento; t'' = tempo a partir da disposição dos resíduos.

A aplicação desse modelo está associada à sequência construtiva do aterro e hipóteses de tempo nas componentes de compressão dependentes desse parâmetro. O recalque total é acumulativo, derivado da superposição dos efeitos sobre cada camada.

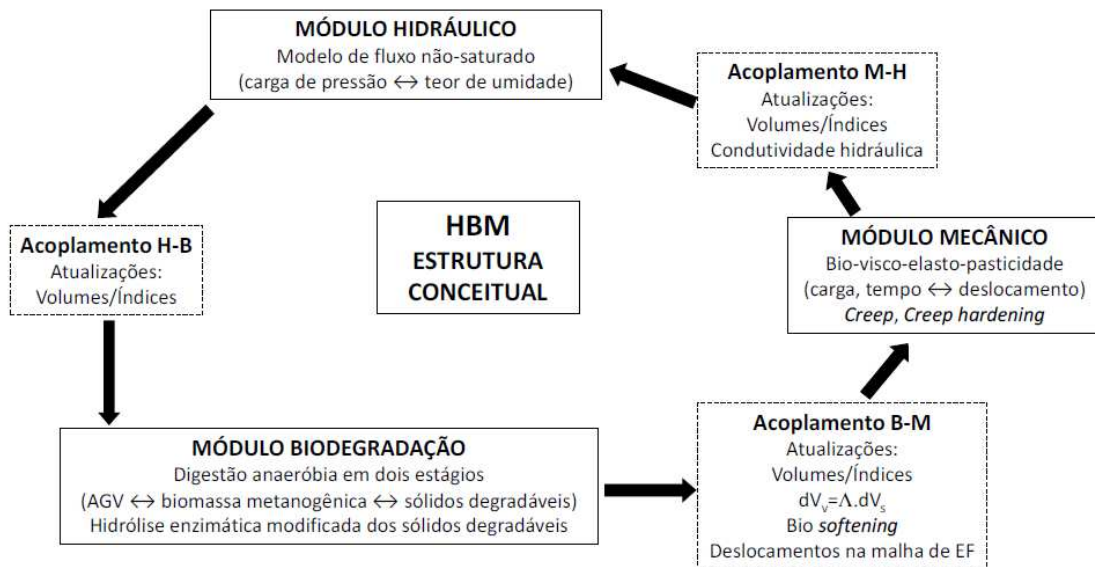
2.5 Modelo HBM

O Modelo HBM - *Hydro-Bio-Mechanical Modelling of Landfills*, desenvolvido por McDougal (2007), é composto por uma estrutura integrada de modelos constitutivos para a análise acoplada dos comportamentos hidráulico, de biodegradação e mecânico de RSU dispostos em aterros sanitários. O modelo é formado por três sistemas principais, que são conectados por meio de rotinas, desenvolvido em elementos finitos, conforme ilustrado na Figura 2.10.

Baseado em modelos consolidados de mecânica, hidráulica e biodegradação, o HBM fornece uma interpretação integrada do comportamento de aterros sanitários a partir de um conjunto de parâmetros relativamente pequeno e uma forma de acoplamento dos três módulos original.

Na grande maioria dos modelos disponíveis na literatura, tratam os recalques relacionados aos processos de biodegradação como um simples fenômeno dependente do tempo. O modelo HBM foi desenvolvido para superar essa limitação.

Figura 2.10: Estrutura conceitual dos módulos do Modelo HBM e suas interações (adaptado McDougall, 2007).



Como módulos do sistema, o modelo hidráulico e certos elementos do modelo mecânico formam a base de procedimentos bem estabelecidos. Por exemplo, o modelo hidráulico é uma formulação bidimensional da equação de Richards, o modelo mecânico é uma formulação de deformação plana do modelo de *Cam Clay* modificado com a componente de *creep* vertical tratada pelo método do "tempo equivalente" Yin e Graham (1989). O modelo de biodegradação é um modelo baseado na digestão anaeróbia de dois estágios, mas que inclui uma série de inovações.

No centro da estrutura HBM é onde está a comunicação entre todos os modelos do sistema. As variáveis de campo de um sistema definem importantes parâmetros ou podem ter uma direta influência nos outros sistemas. Como exemplo, o teor de umidade, que é uma variável de campo no modelo hidráulico, é um parâmetro de controle no modelo de biodegradação.

As rotinas possuem procedimentos permitindo que os valores mais recentes de variáveis de campo sejam usados por todos os modelos do sistema e sejam continuamente atualizadas de modo a garantir que cada módulo e sua influência nos demais evolua durante a simulação.

O modelo hidráulico é um modelo de fluxo não saturado em que as principais variáveis são a carga hidráulica e o teor de umidade. Esse modelo segue a formulação bidimensional da equação de Richards (Richards, 1931).

O modelo de biodegradação é uma transformação dos sólidos orgânicos potencialmente biodegradáveis em líquidos e gases pela decomposição anaeróbia de dois estágios. Essa fase pode ser considerada como principal responsável pelos recalques de longo prazo dos aterros sanitários, por ocorrer o decaimento dos substratos em função do tempo e da redução do volume de sólidos. Uma das principais variáveis é o teor de umidade volumétrico que é obtido na equação de fluxo do modelo hidráulico.

Na parte da biodegradação, McDougall (2007) relaciona a decomposição dos RSU com o índice de vazios por meio de um parâmetro chamado Λ . O parâmetro Λ está relacionado com o endurecimento ou enfraquecimento dos RSU quando comparados com o índice de vazios.

O modelo mecânico combina efeitos de carga, fenômeno de *creep* e a biodegradação para prever o valor do recalque do aterro sanitário. As cargas aplicadas desencadeiam um recalque imediato adotando um modelo elasto-plástico, com fator de endurecimento (*strain hardening*) e plasticidade associada, tendo como base o Modelo Modificado de *Cam-Clay*. Enquanto que o fenômeno *creep* depende do tempo e a biodegradação com taxa limitada explicam o recalque de longo prazo.

No fenômeno de *creep*, as partículas se rearranjam para uma configuração mais estável, reduzindo o índice de vazios da estrutura. Este fenômeno produz um aumento na tensão efetiva de pré-adensamento criando um estado de relativa rigidez. Ao invés de seguir a reta virgem, os carregamentos posteriores levarão os RSU a seguirem uma parcela elástica, seguida de uma elasto-plástica, depois de se atingir a nova tensão de pré-adensamento. No modelo em estudo é feito o cálculo desses recalques, a partir de um modelo visco-elastoplástico com endurecimento.

A Tabela 2.7 apresenta as equações que são utilizadas nos três módulos do modelo HBM.

Tabela 2.7: Equações utilizadas no modelo HBM.

Módulo	Equações	
Hidráulico	$\frac{\partial}{\partial x} k_x(\theta) \frac{\partial \psi}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} k_z(\theta) \frac{\partial \psi}{\partial z} + \frac{\partial k_z(\theta)}{\partial z} = C_w \frac{\partial \psi}{\partial t}$	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha \psi)^n]^m}$
	$k(\theta) = k_{sat} k_r(\theta)$	$k_r(\theta) = \sqrt{\theta_e} \left[1 - \left(1 - \theta_e^{1/m} \right)^m \right]^2$
	$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$	$e_i = \frac{G_{SI} \cdot \gamma_w}{\gamma_d (1 - w)} - \frac{G_{SI} \cdot \gamma_w \cdot w}{G_{SD} \cdot \gamma_w \cdot (1 - w)}$
	$k_{sat} = 1.0e^{-8} \times (e_i)^{4.9}$	
Mecânico	$\varepsilon_i = \varepsilon_i^e + \varepsilon_i^p + \varepsilon_i^c + \varepsilon_i^d$	$d_h = dh^p + dh^c + dh^d$
	$\frac{dh^c}{dt} = \sigma_c \left(\frac{\chi}{\lambda - k} \right) \left(\frac{t - t_c + t_{eq} + t_{ref}}{t_{ref}} \right)^{\left(\frac{\chi}{\lambda - k} - 1 \right)}$	$dh^d = \Omega(e - \Lambda) \frac{dV_s}{V_s}$
	$dh^p = \frac{v h}{(\lambda - k)} d\varepsilon_v^p$	$F = M^2 \sigma_m^2 - M^2 \sigma_m h + \sigma_d^2 = 0$
	$\sigma_m = \frac{1}{2} (\sigma_x + \sigma_z)$	$\sigma_d = \sqrt{(\sigma_x - \sigma_z)^2 + 4\tau_{xz}^2}$
	$K = \frac{v \sigma_m}{k}$	$G = \frac{3(1 - 2\mu)}{2(1 + \mu)} K$
Biodegradação	$D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \frac{q_x \partial c}{\theta \partial x} - \frac{q_y \partial c}{\theta \partial z} + \theta_E b \left[1 - \left(\frac{S_o - S}{S_o} \right)^n \right] \times \exp(-k_{vfa}(c)) - \frac{k_0 c}{(k_{MC} + c)} \frac{m}{Y} = \frac{\partial c}{\partial t}$	
	$D \frac{\partial^2 m}{\partial x^2} + D \frac{\partial^2 m}{\partial z^2} - \frac{q_x \partial m}{\theta \partial x} - \frac{q_y \partial m}{\theta \partial z} + \frac{k_0 c}{(k_{MC} + c)} m - k_2 m = \frac{\partial m}{\partial t}$	
	$S^{t+\Delta t} = S^t - \theta \cdot \frac{162}{60} r_g \Delta t$	
	$d\theta = \frac{18}{162 \rho_{H_2O}} dS$	

Em que: ψ = a carga de pressão; k = condutividade hidráulica; θ = teor de umidade volumétrico; t = tempo; C_w = capacidade específica da água relação entre teor de umidade volumétrico e carga de pressão; x, z = coordenadas espaciais; α, n, m = parâmetros do modelo; k_{sat} = condutividade hidráulica saturada; k_r = permeabilidade relativa; θ_e = teor de umidade efetivo; θ_r, θ_s = teores de umidade volumétrico residual e saturado, respectivamente; e_i = relação entre o volume de vazios e o volume de sólidos da fase inerte; GSI = massa específica dos grãos dos componentes da fase inerte; γ_w = peso específico da água; γ_d = peso específico seco; GSD = massa específica dos grãos dos componentes da fase degradável; w = relação entre a fração degradável dos sólidos e a massa seca dos sólidos totais; ε_i = deformação; e, p, c, d = deformações elástica, plástica, fluência dependente do tempo e induzidas por degradação; σ_m = tensão média; σ_d = tensão desviadora; σ_x = tensão horizontal; σ_z = tensão vertical; τ_{xz} = tensão cisalhante; v = volume específico; K, G = módulo volumétrico (K), módulo de cisalhamento (G); μ = coeficiente de Poisson; k = rigidez elástica; F = função de plastificação; M = parâmetro

do estado crítico; h = parâmetro de endurecimento; d_{hp} = incremento de tensão na função de plastificação devido às deformações volumétricas plásticas; λ = rigidez elastoplástica; $d\varepsilon_V^p$ = deformação volumétrica plástica; e = índice de vazios; χ = coeficiente de viscosidade de fluência; t_{eq} = tempo equivalente; t_{ref} = tempo de referência (considerado nesse caso, 1 dia); d_{hc} = incremento de tensão na função de plastificação devido às deformações de fluência em determinado período; Λ = parâmetro de alteração nos vazios devido à decomposição (ou degradação); d_{hd} = incremento de tensão na função de plastificação devido à biodegradação; Ω = multiplicador do endurecimento devido à decomposição, que relaciona o incremento de tensão na função de plastificação aos incrementos de deformação; V_s = volume da fase sólida; r_g = taxa de acumulação de ácido graxo volátil; S = fração degradável sólida restante; S_0 = fração degradável sólida inicial; k_{vfa} = fator de inibição do produto; c = concentração de ácidos graxos voláteis; k_0 = taxa de crescimento específica máxima; k_{MC} = constante de meia saturação; m = concentração de biomassa metanogênica; k_2 = taxa de mortalidade metanogênica; q = fluxo advectivo; ρ_{H_2O} = densidade da água; Y = "yield coefficient", definido como a relação entre a biomassa produzida e substrato consumido; D = coeficiente de difusão.

O programa em que o modelo está implementado utiliza o método dos elementos finitos bidimensional, onde cada módulo do sistema compartilha uma malha comum. Isso possibilita introduzir características dos materiais e aspectos operacionais, como heterogeneidade dos resíduos, variação das propriedades com a profundidade e anisotropia da condutividade hidráulica.

Uma descrição completa do modelo é apresentada em McDougall (2007).

2.6 Modelos Constitutivos

2.6.1 Modelo proposto por Machado *et al.* (2008)

No modelo proposto por Machado *et al.* (2008) foi desenvolvido uma estrutura geral para descrever o comportamento mecânico dos RSU. O modelo considera os RSU compostos por dois componentes: a pasta e as fibras. As fibras foram definidas como os diferentes tipos de plásticos e outros componentes fibrosos, como os têxteis, e a pasta seria os materiais restantes, principalmente a matéria orgânica. O efeito da biodegradação e a perda de massa associada é incluído no modelo mediante um modelo de decaimento de primeira ordem usado para simular o processo de geração de gás e uma equação de balanço de massa, enquanto a degradação das

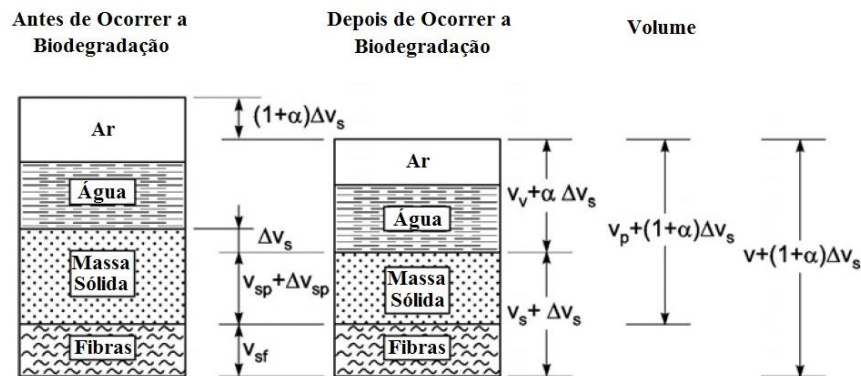
fibras está relacionada à variação nas propriedades das fibras ao longo do tempo. É demonstrado que à medida que o processo de biodegradação ocorre, a proporção de fibras aumenta, no entanto, eles também passam por um processo de degradação que tende a reduzir sua tensão de tração final e módulo de Young. A forma como estas alterações influenciam o comportamento dos RSU é incorporada na estrutura final que captura as principais características do comportamento de tensão-deformação do RSU sob diferentes condições de carga. Esse modelo é uma melhoria do modelo constitutivo desenvolvido por Machado *et al.* (2002). Assim, ele mantém as principais características e suposições do modelo base.

As principais características e hipóteses para fundamentar o modelo constitutivo do comportamento mecânico dos RSU foram propostas por Machado *et al.* (2002):

- O comportamento dos RSU é controlado por dois tipos de materiais: os fibrosos, compostos basicamente por plásticos e outros não-fibrosos, denominados por pasta (madeira, matéria orgânica, borracha, vidro, água, fases líquidas geradas durante o processo de decomposição, dentre outros). Esse modelo considera um modelo constitutivo para cada tipo de componente;
- A tensão desviadora, q , é suportada em parte pelas fibras e em parte, pela pasta. A tensão normal média, p , é assumida como sendo a mesma para as fibras e para a pasta. É assumido que no plano de cisalhamento, a presença das fibras somente contribuirá para a resistência ao cisalhamento, não afetando na tensão normal;
- As deformações são relacionadas com as fibras e as pastas. O índice de vazios é somente atribuído à pasta. As deformações volumétricas dos materiais fibrosos são desprezíveis, sendo controladas pela compressão da pasta.

A Figura 2.11 ilustra os quatro componentes do resíduo: ar, água, fibras e massa sólida.

Figura 2.11: Diagrama de fases ilustrando o efeito da perda de massa (adaptado, Machado *et al.*, 2008).



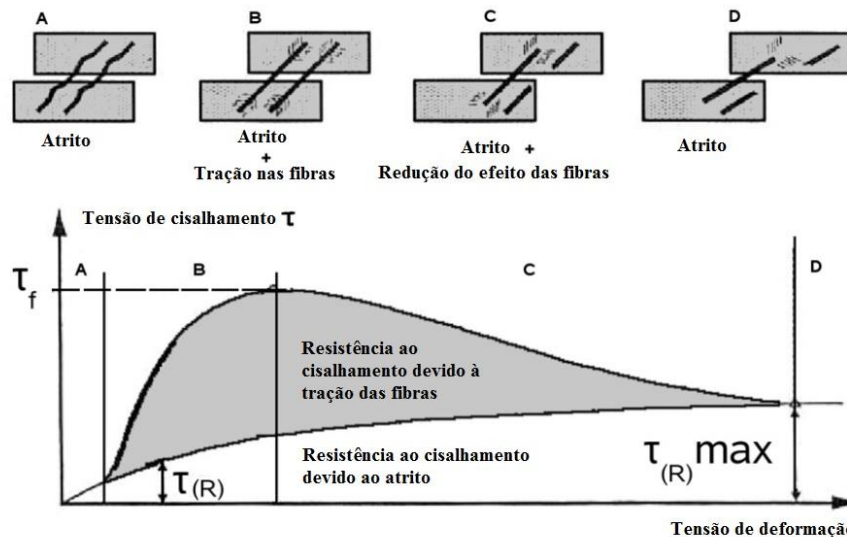
Como a pasta e as fibras possuem um comportamento distinto, justifica-se adotar modelos constitutivos diferenciados para cada uma delas. Para as fibras, foi adotado um modelo elastoplástico, sem endurecimento. Já para a pasta, foi adotado um modelo elastoplástico, com plasticidade não associada e endurecimento. Portanto, as leis específicas do comportamento são avaliadas para cada grupo de componentes e, em seguida, acopladas para representar o comportamento do RSU.

O comportamento das fibras influencia no desempenho mecânico dos RSU, principalmente na resistência ao cisalhamento. Normalmente supõe que o ângulo de atrito dos RSU e o intercepto de coesão são mobilizados seguindo diferentes padrões. Machado *et al.* (2008) coloca que o ângulo de atrito tende a ser totalmente mobilizado em grandes valores de deformação, enquanto a coesão do RSU fornecida pelo material fibroso começa a ser mobilizada em deformações de 10% ou mais, e que um valor limite geralmente não é observado.

Segundo Jessberger *et al.* (1995) e König e Jessberger (1997), o comportamento da resistência ao cisalhamento dos RSU pode ser comparado ao encontrado em solos reforçados. A Figura 2.12 foi usada por Heiss-Ziegler e Fehrer (2003) e mostra como os componentes das fibras sustentam as deformações de cisalhamento. Deve-se dizer, no entanto, que além do fato de que a proporção de componentes de fibra no corpo do RSU é de longe superior à encontrada em solos reforçados, as fases C e D ilustradas na Figura 2.12 não são facilmente medidas, pelo menos quando são realizados ensaios convencionais de cisalhamento direto e triaxiais, pois exigem níveis muito altos de deformação.

Pela Figura 2.12, percebe-se que no intervalo B, a tração nas fibras começa a atuar, mas, sua influência decai continuamente a partir do intervalo C, por sua ruptura. Pode-se observar também, que no início do processo de cisalhamento, as fibras tem uma influência desprezível no comportamento mecânico dos RSU (ver fase A, Figura 2.12). À medida que o processo de cisalhamento continua, a influência das fibras torna-se cada vez mais importante.

Figura 2.12: Influência das fibras no reforço (adaptado, Kolsch, 1995 apud. Machado *et al.*, 2008)



Segundo Silva (2010), com a degradação das fibras, há redução gradual do módulo de elasticidade. Machado *et al.* (2008) adotam um modelo cinético de primeira ordem para esse decaimento. Isso afeta diretamente o módulo de elasticidade transversal (G) das fibras, em função do tempo. Com isso, mesmo que seja mantido um mesmo estado de tensões, parte da tensão desviadora que era suportada pelas fibras passará a ser suportada pela pasta. A tensão de escoamento (q_{\max}) das fibras também se reduzirá com o passar do tempo. Os autores também utilizam um modelo de decaimento exponencial para essa grandeza. Pode ser entendido que, mesmo que o estado de tensões seja mantido, as fibras podem sair do regime elástico para o elastoplástico, desde que a redução de q_f seja menos acentuada que a redução de q_{\max} . Essa é uma condição necessária, mas não suficiente para que ocorra o início da plastificação.

El-Fadel *et al.* (1999), relatam que o processo de perda de massa implica na geração de novos vazios e na mudança da resistência estrutural da matriz sólida. McDougall e Pyrah (2004) ratificam com a afirmação acima e estabelecem um ciclo. A decomposição de sólidos resulta no enfraquecimento da massa sólida. Em seguida, ocorre o colapso, pela matriz não suportar as

tensões anteriormente impostas. Em sequência, há a densificação da matriz sólida, melhorando a sua capacidade de resistir às deformações. No entanto, o processo é restabelecido se ocorre o processo de decomposição.

Machado *et al.* (2008) fizeram uma comparação entre os resultados experimentais obtidos com amostras de resíduos novos com e sem fibras, o resultado mostrou que os componentes fibrosos do RSU desempenham um papel muito importante no seu comportamento mecânico. Há uma diminuição notável na resistência ao cisalhamento do RSU à medida que as fibras são removidas. Os autores afirmam que mais atenção deve ser dada ao comportamento a longo prazo dos componentes fibrosos dos resíduos. Eles comparam os resultados obtidos com resíduos novos e com 4 anos de idade e resultados semelhantes são obtidos.

O modelo requer um conjunto relativamente grande de parâmetros considerando os muitos processos que ele abrange. No entanto, a estimativa de parâmetros baseia-se em ensaios relativamente simples, como ensaios de caracterização de resíduos e ensaios comuns de laboratório de mecânica dos solos, ou seja, ensaios de compressão confinada e compressão triaxial. De acordo com o autores, o parâmetro mais difícil de obter é o α (taxa de aumento da compressão a longo prazo associada ao RSU), pois exige ensaios usando RSU de diferentes composições e idades ou a execução de ensaios de compressão confinados com medições de perda de massa e recalques. No momento, um valor de $\alpha = 20$ parece ser uma boa primeira aproximação, considerando os poucos ensaios disponíveis na literatura e os ensaios realizados pelos autores.

2.6.2 Modelo proposto por Sivakumar Babu *et al.* (2010)

Sivakumar Babu *et al.* (2010) propõem um modelo constitutivo para descrever o comportamento tensão-deformação de resíduos sólidos urbanos (RSU) sob carregamento usando o arcabouço de mecânica do solo de estado crítico. O modelo *Cam Clay* Modificado é estendido para incorporar os efeitos de fluência mecânica e biodegradação dependente do tempo para calcular a compressão total sob carregamento. Os parâmetros do modelo são avaliados com base no conjunto de ensaios de compressão unidimensional e de ensaios triaxial adensado não drenado conduzida em três tipos de RSU: (a) RSU novo obtido da fase de operação de um aterro, (b) RSU aterrado em aterro sanitário após 1,5 anos de degradação e (c) RSU sintético com composição controlada. O modelo responde adequadamente à resposta a tensão-

deformação e a poropressão desses três tipos de RSU. O modelo é útil para avaliar a deformação e estabilidade de aterros sanitários.

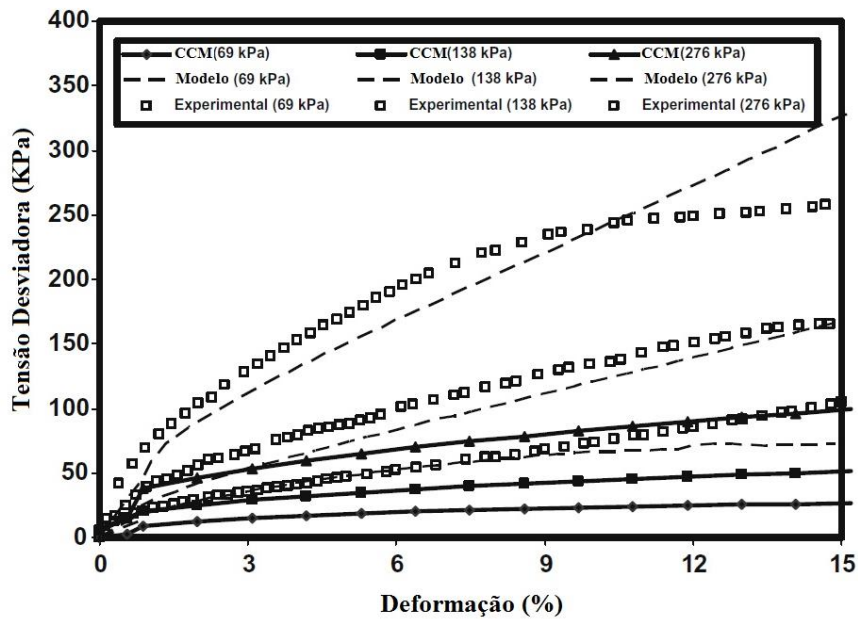
As seguintes premissas foram adotadas no desenvolvimento do modelo constitutivo proposto para RSU:

- O comportamento mecânico segue o comportamento elasto-plástico na estrutura do modelo de solo de estado crítico com a regra de fluxo associada;
- A resposta geral de tensão-deformação dos RSU é regida pela natureza fibrosa dos RSU;
- A compressão secundária é governada pelo fenômeno dependente do tempo em função exponencial semelhante à suposição do modelo de Gibson e Lo's (1961);
- A composição biológica está relacionada ao tempo e à quantidade total de deformação que pode ocorrer devido à decomposição biológica. A degradação biológica dependente do tempo é proposta por Park e Lee (1997).

Esse modelo requer os mesmos parâmetros do modelo de *Cam Clay* Modificado, além de outros quatro parâmetros adicionais que estão relacionados a fluência mecânica e a biodegradação.

A Figura 2.13 mostra resultados típicos de comparação das curvas de tensão-deformação previstas para o RSU novos com base no modelo *Cam Clay* Modificado (CCM) e o modelo proposto usando os valores dos parâmetros obtidos dos ensaios. A figura mostra a variação da tensão desviadora com a deformação axial em diferentes tensões de confinamento (69, 138 e 276 kPa) para RSU novos. A partir desses resultados, pode-se observar que os valores previstos da tensão desviadora do modelo de *Cam Clay* Modificado são menores no mesmo nível de tensão em comparação com os resultados experimentais, bem como os valores previstos do modelo proposto. Os resultados também mostram que os valores do modelo proposto estão de acordo com o comportamento experimentalmente observado de RSU novos. Essa concordância é atribuída à principal característica do modelo constitutivo proposto de que o modelo de *Cam Clay* Modificado foi estendido para incluir os efeitos de fluência mecânica e degradação biológica dos RSU. Resultados semelhantes são obtidos para RSU aterrados em aterros sanitários e RSU sintéticos. Em geral, os valores das tensões desviadoras obtidos dos resultados experimentais aumentam continuamente à medida que a deformação axial é aumentada, mostrando que não há tensão de pico. Pode-se observar que o modelo proposto fornece uma aproximação razoável dos resultados experimentais.

Figura 2.13: Comparação entre o modelo de *Cam Clay* Modificado e o modelo proposto para RSU novos (adaptado, Sivakumar Babu *et al.*, 2009)



2.7 Monitoramento de Aterros Sanitários

O monitoramento de aterros sanitários é importante, pois permite acompanhar o seu desempenho geotécnico e ambiental, de forma a permitir a identificação, em tempo hábil, de alterações no padrão de comportamento previsto e a proposição de medidas preventivas e corretivas, orientando os trabalhos de conservação e manutenção. Ele deve ser executado em todas as etapas do aterro sanitário: na etapa de implantação, durante a operação e após o encerramento, sendo essencial para o desenvolvimento de projetos mais seguros e econômicos.

Catapreta e Simões (2006) dividem os monitoramentos de um aterro sanitário em ambiental, operacional e geotécnico. O primeiro inclui a qualidade do ar e pressão sonora, qualidade das águas subterrâneas e superficiais, líquidos lixiviados, gases e dados climáticos, conforme descrito na Tabela 2.8. O segundo envolve a determinação de parâmetros operacionais, tais como a densidade dos resíduos aterrados e inclinação das rampas de aterragem. Na Tabela 2.9, podem ser vistos os principais parâmetros que devem ser analisados a partir do monitoramento operacional em aterros de RSU. O monitoramento geotécnico inclui ensaios de campo, controle tecnológico dos materiais geotécnicos utilizados, medidas dos recalques superficiais, das propressões nos diques e no interior das células de resíduos, da permeabilidade, das movimentações internas e realização de inspeções de campo. Todos esses parâmetros são importantes pois permitem uma avaliação permanente da estabilidade dos aterros, além de

contribuir para o entendimento do comportamento geotécnico dos RSU. Na Tabela 2.10, podem ser visto os principais parâmetros que devem ser analisados a partir do monitoramento geotécnico em aterros de RSU.

Tabela 2.8: Monitoramento ambiental de aterros sanitários (adaptado Reis, 2018).

Monitoramento Ambiental	Função/Objetivo
Qualidade das águas superficiais	Avaliar alterações nos cursos de água da região onde se localiza o aterro e avaliar a contaminação de águas pluviais, de forma a preservar os mananciais de águas superficiais.
Qualidade das águas subterrâneas	Avaliar a eficiência dos sistemas de impermeabilização e drenagem de lixiviados e detectar alterações na qualidade da água subterrânea, de forma a preservar os mananciais de águas subterrâneas.
Qualidade do Ar	Quando há proximidade da instalação do aterro com a área urbana, este monitoramento é imprescindível. Através deste acompanhamento é possível verificar a quantidade de partículas totais e inaláveis em suspensão. Assim, pode-se preservar a qualidade do ar e evitar doenças, como as respiratórias.
Pressão sonora	Através deste monitoramento verificam-se os impactos causados pelos ruídos emitidos pelos maquinários utilizados na operação de aterro.
Líquidos lixiviados	O lixiviado contém elevados teores de matéria orgânica, bem como substâncias inorgânicas (principalmente formados por metais pesados), que quando lançados de maneira inadequada no meio ambiente podem gerar contaminação aos recursos naturais e causar riscos à saúde pública. Monitorar a qualidade e quantidade de lixiviados gerados no aterro sanitário, permite avaliar a eficiência do sistema de tratamento e atender aos padrões de lançamento em corpos de água.
Biogás	O monitoramento do biogás gerado pelo maciço de RSU possui como função o controle ambiental, a avaliação do potencial de aproveitamento energético e as influências do fluxo na estabilidade do maciço de RSU. Através do monitoramento são avaliadas as quantidades geradas e a composição do biogás, permitindo acompanhar as fases de degradação e grau de estabilização dos resíduos, bem como seu potencial energético.
Registro de dados pluviométricos e de vazão	Consideradas atividades complementares de monitoramento, são elementos que influenciam no controle de monitoramento dos líquidos lixiviados, avaliação do balanço hídrico do aterro sanitário e o controle do sistema de drenagem. Esses dados são de grande influência no comportamento geotécnico.

Tabela 2.9: Monitoramento operacional de aterros sanitários

Monitoramento Operacional	Função/Objetivo
Controle da densidade dos resíduos aterrados	O controle da densidade dos resíduos aterrados fornece elementos indispensáveis à avaliação da estabilidade e da vida útil do aterro. Esse controle deve ser efetuado ao longo do período de operação do aterro sanitário, por meio do registro topográfico semanal da frente de serviço associado à pesagem dos veículos na central de balanças.
Inclinação das rampas de aterragem	O controle da inclinação das rampas de aterragem visa verificar a eficiência dos equipamentos compactadores, haja visto que essa inclinação pode afetar a compactação dos resíduos. Esse controle é realizado por meio acompanhamento topográfico no momento da aterragem de resíduos.

Tabela 2.10: Monitoramento geotécnico de aterros sanitários (adaptado Reis, 2018).

Monitoramento Geotécnico	Função/Objetivo
Medidas de poropressão	Seu objetivo é acompanhar os níveis de pressões nos líquidos e gases e identificar a possível formação de níveis suspensos de líquidos no interior das células de resíduos, avaliando a estabilidade do aterro sanitário através da dinâmica do fluxo dos fluidos e as interações com os resíduos.
Recalques superficiais	Este monitoramento é essencial para a compreensão do comportamento mecânico que ocorre no interior do maciço que conseqüentemente influenciam na estabilidade, sendo analisados os deslocamentos verticais (recalques) e os horizontais ao longo do tempo, que estão diretamente relacionados à composição dos RSU e como eles reagem após o confinamento e a aplicação de cargas, permitindo uma avaliação contínua da vida útil do aterro.
Controle tecnológico dos materiais geotécnicos utilizados	São os acompanhamentos de itens estruturais, como bases e taludes, o qual são realizadas análises no campo (compactação e permeabilidade) e análises laboratoriais (caracterização geotécnica, adensamento, compactação, permeabilidade, cisalhamento direto e triaxial). Garantindo que os elementos de projeto tenham sido devidamente implantados, dentro das especificações previstas.
Inspeções de campo	É um complemento de monitoramento indispensável. Possui como função avaliar as condições dos sistemas de drenagem de águas pluviais, controle de processos erosivos, ocorrência de trincas nos taludes, falta de material de cobertura, falha na proteção vegetal, afundamentos localizados, inclinação nas drenagens de gás, desalinhamento acentuado de taludes, desalinhamento dos dispositivos de drenagem superficial, surgimento de líquidos lixiviados nos taludes ou bermas e surgimento de gases em taludes e/ou bermas. Permite assegurar o funcionamento adequado dos elementos de projeto implantados.

Portanto, o monitoramento de aterros sanitários é de grande importância, permitindo o controle operacional dos sistemas constituintes do mesmo e, contribuindo assim, para a minimização dos impactos ambientais provocados por esses sistemas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Nesse capítulo serão apresentados os resultados da análise qualitativa do comportamento dos resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte implantado por Catapreta (2008), utilizando registros de monitoramento coletados durante 13 anos.

3.1 Aterro Sanitário Experimental

O aterro sanitário experimental foi implantado sobre o topo nivelado de uma antiga célula de disposição já encerrada (Célula AC 01) do aterro sanitário de Belo Horizonte, que está localizado às margens da Rodovia BR 040, na região Noroeste de Belo Horizonte, e integra a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da BR 040 – CTRS BR 040.

O aterro sanitário de Belo Horizonte começou a ser operado em 1975 encerrando as atividades de aterragem em 2007. O aterro sanitário experimental foi implantado entre os anos de 2004 e 2005, e alguns critérios foram seguidos para a sua implantação, tais como: possuir dimensões mínimas de projeto, facilidade no acesso de veículos coletores e de equipamentos de apoio e construção, ter mínima interferência com a operação diária do aterro e não criar impactos à comunidade vizinha do aterro. Este aterro possui uma área de aproximadamente 5.260m² é circundado por um dique de contenção, o qual teve função estrutural e de facilitar a disposição de RSU e coleta de líquidos lixiviados. Os taludes laterais desse dique apresentam inclinações de 1H:1V. As dimensões externas do aterro são de (71,50 x 73,60)m e as internas de (51,80 x 52,80)m.

A altura total do aterro é de 3,80m, sendo 3,20m de resíduos e 0,60m de cobertura final. Conforme descrito em Catapreta (2008), a camada de cobertura final foi executada utilizando duas configurações: uma camada evapotranspirativa (60 cm de material argiloso) e outra barreira capilar (30 cm de resíduos de construção civil processados subjacentes a 30 cm de material argiloso). Cada configuração foi utilizada em metade da área. Foram dispostos nesse aterro cerca de 8.600t de RSU o que corresponde a 11.550m³.

O aterro sanitário experimental foi dividido em seis células, as quais foram preenchidas com o mesmo tipo de resíduo, mas submetidas a diferentes condições de compactação. A energia de compactação de campo (número de passadas do equipamento compactador) e inclinação da

face de trabalho foram variados para obter diferentes pesos específicos iniciais para cada célula. A Tabela 3.1 apresenta os pesos específicos para as 6 faixas do aterro.

Tabela 3.1: Pesos específicos iniciais.

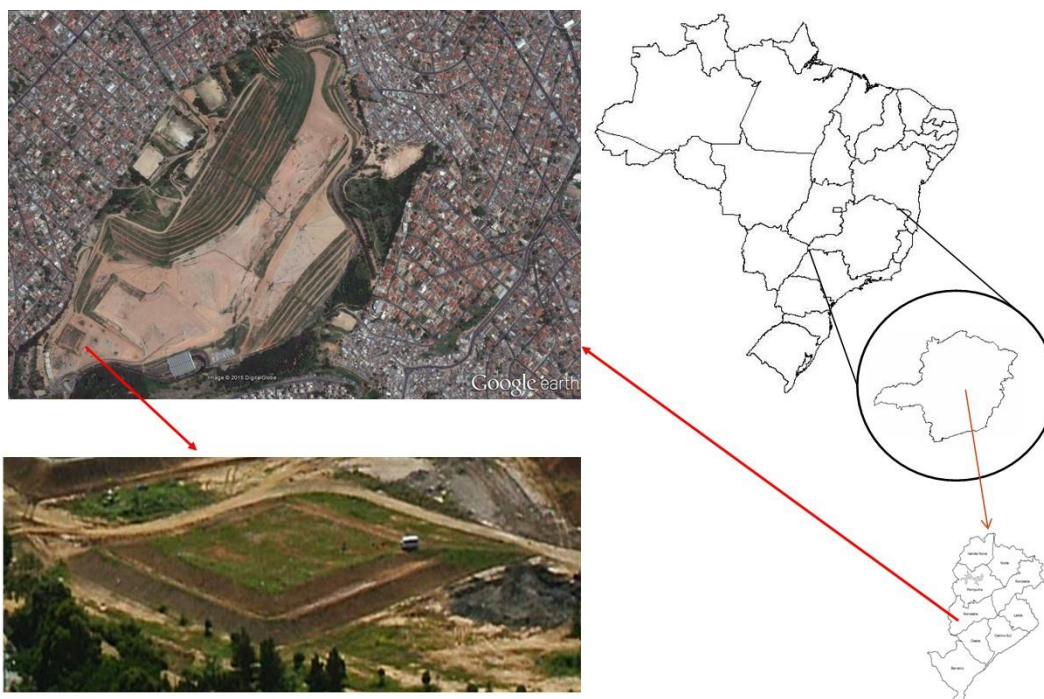
	Faixas					
	1	2	3	4	5	6
Peso Específico kN.m⁻³	7,3	5,8	8,1	8,2	8,1	8,0

O projeto e a construção deste aterro sanitário experimental foram realizados visando a uniformidade da composição dos resíduos. A composição gravimétrica média dos RSU dispostos em todas as faixas do aterro foram: matéria orgânica: 62%; papel e papelão: 10%; plásticos: 11%; metais: 2%; vidros: 3%; resíduos de construção e demolição: 3%; borracha, espuma e cerâmica: 1%; madeira, têxteis e couro: 4%; e outros: 5%.

O aterro sanitário experimental possui uma camada suporte de impermeabilização em sua base, constituída de material silto-argiloso compactado em 3 camadas de 0,25 m cada. Sobre essa camada de suporte, foi instalada uma manta impermeabilizante à base de asfalto modificado com polímeros, com espessura de 4 mm. E sobre a manta asfáltica foi colocada uma camada de solo silto-argiloso compactado com espessura de 30 cm, para proteção mecânica da mesma.

A Figura 3.1 mostra a localização da CTRS BR 040, em relação à cidade de Belo Horizonte e do Aterro Sanitário Experimental.

Figura 3.1: Localização CRTS BR 040 e vista aérea do Aterro Sanitário Experimental.



3.2 Plano de Monitoramento do Aterro Sanitário Experimental

O plano de monitoramento do aterro sanitário experimental foi pensado de forma a abordar os aspectos operacionais e, também que permitissem avaliar o comportamento do aterro, contribuindo para o entendimento do comportamento geotécnico dos resíduos.

O programa de monitoramento geotécnico do aterro sanitário experimental teve início na sua construção em 2005, envolvendo o controle da compactação dos resíduos, controle tecnológico dos materiais das obras de terra e a realização de ensaios de laboratório e de campo nos resíduos. Desde então, o programa envolve o acompanhamento de deslocamentos verticais superficiais e dos níveis e pressões nos líquidos no maciço do aterro.

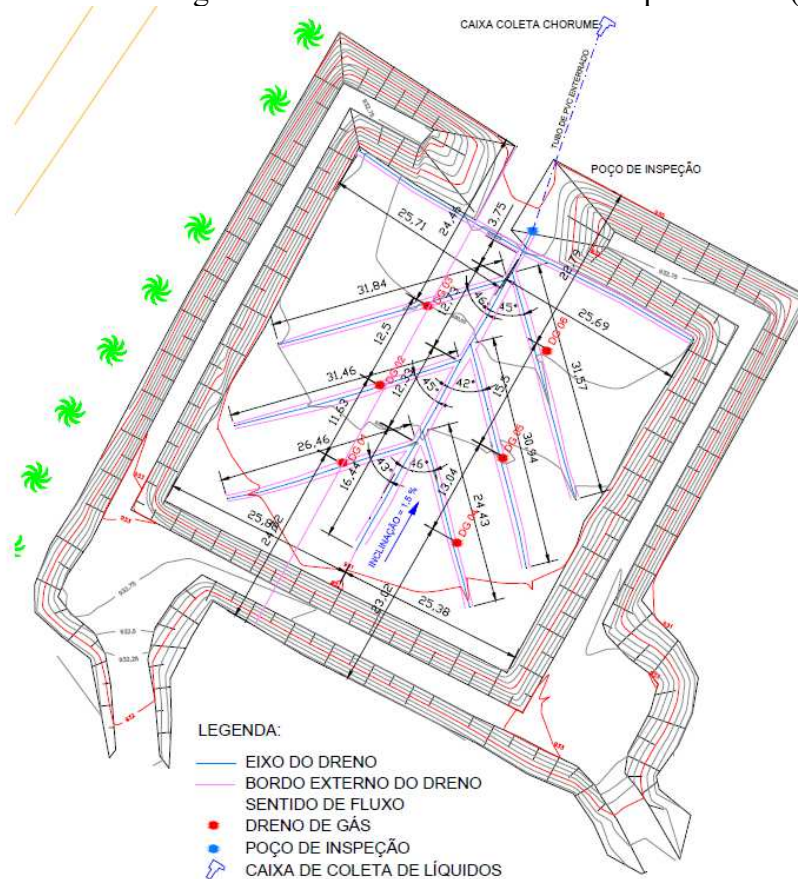
O monitoramento do aterro sanitário experimental propiciou condições para que parâmetros operacionais do aterro fossem investigados e análises dos RSU fossem realizadas, permitindo conhecer as características e o comportamento geotécnico dos RSU dispostos em aterros sanitários em escalas reais.

3.2.1 Drenagem dos líquidos lixiviados

O sistema de drenagem interna ou drenagem de líquidos lixiviados na base do aterro sanitário experimental é composto por um dreno central principal e 6 drenos secundários com

declividade média de 1,5%. Os drenos secundários foram executados em forma de “espinha de peixe”, com abertura de 45° e interligados ao dreno principal. Os drenos foram conformados com emprego de material granular drenante e convergem para uma caixa de captação para amostragem e medição dos volumes de líquidos lixiviados. A disposição do sistema de drenagem pode ser visto na Figura 3.2.

Figura 3.2: Sistema de drenagem interna do Aterro Sanitário Experimental (Catapreta, 2008).



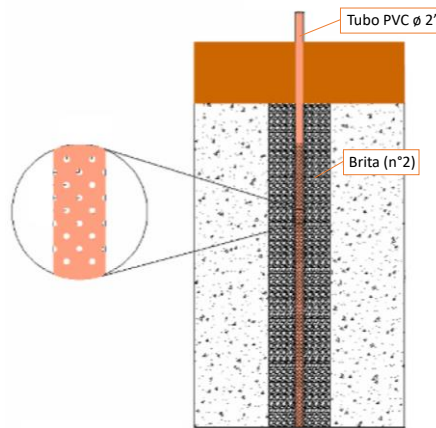
3.2.2 Drenagem dos gases

O sistema de drenagem de gases é composto por 6,0 drenos verticais (ver Figura 3.2). Esses drenos são conectados, em sua base, aos drenos horizontais de captação de líquidos lixiviados, até a superfície final acabada do aterro sanitário. Essa conformação possibilita que os drenos de gases funcionem também como drenos verticais de líquidos.

Foi instalado um tubo de PVC de diâmetro de 2”, perfurado ao longo de seu comprimento, no interior do dreno de biogás. O objetivo dessa instalação foi permitir a verificação do nível de líquidos no interior do aterro sanitário experimental e, também a realização de leituras da concentração e vazão de biogás. Por meio desse sistema, as poro-pressões são medidas nesses

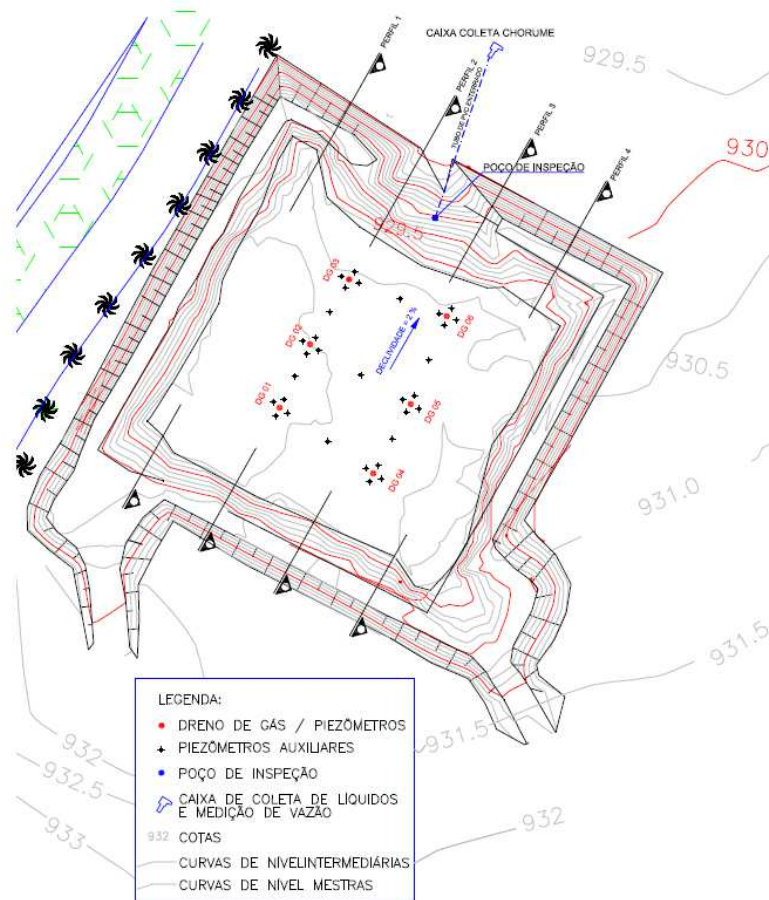
piezômetros e são capazes de registrar as pressões nos líquidos e nos gases, além de possibilitar a coleta de amostras. Na Figura 3.3 é apresentado o esquema dos drenos de biogás.

Figura 3.3: Esquema dos drenos de biogás (Adaptado, Catapreta, 2008).



Também foram instalados 31 poços auxiliares, com o objetivo de contribuir para o entendimento do comportamento dos líquidos no interior do aterro sanitário experimental. A Figura 3.4 apresenta em planta esses drenos auxiliares.

Figura 3.4: Drenos auxiliares do aterro sanitário experimental (Catapreta, 2008).



3.2.3 Poço de monitoramento

Um poço de monitoramento e inspeção foi implantado no aterro sanitário experimental, com a finalidade de possibilitar a coleta de amostras de líquidos lixiviados. Este poço foi construído diretamente sobre o final do sistema de drenagem de base do aterro, com a utilização de manilhas de concreto armado, com diâmetro de 0,40 m e comprimento de 1,20m, sobrepostas.

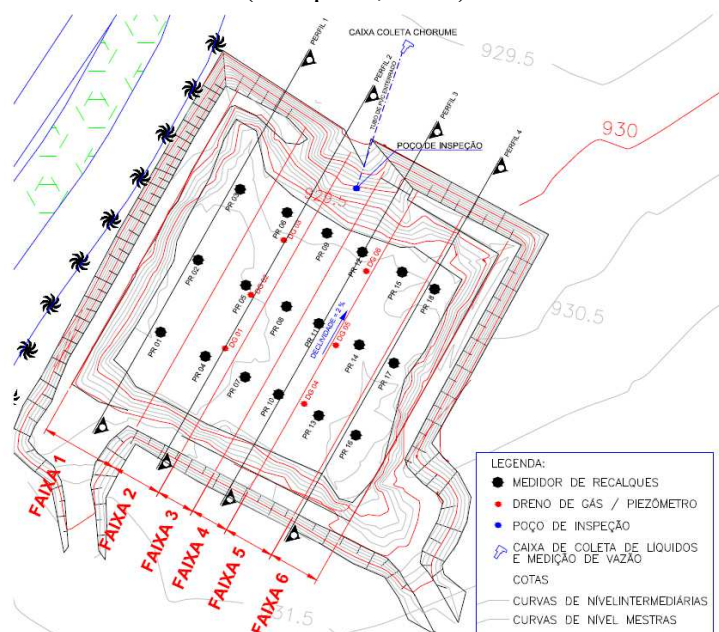
Posteriormente, esse poço foi interligado, por meio de uma tubulação de PVC de 2", a uma caixa de alvenaria, possibilitando a medição da vazão de líquidos, por meio de um vertedouro triangular.

3.2.4 Medidores de recalques

Para acompanhar a compressibilidade dos RSU do aterro sanitário experimental, foram instalados 18 medidores de recalques superficiais, distribuídos em 6 faixas. Esses medidores foram instalados próximos ao contato entre os resíduos e a camada de cobertura final do aterro sanitário experimental, distribuídos de forma a possibilitar uma avaliação mais precisa dos recalques.

Os medidores instalados possuem uma base quadrada de (0,5 x 0,5)m e espessura de 0,05m, produzidas em concreto e haste metálica de tubos de ferro galvanizado com altura de 1,00 m e diâmetro de 3/4". A Figura 3.5 mostra a localização desses medidores.

Figura 3.5: Localização dos medidores de recalque no aterro sanitário experimental (Catapreta, 2008).



3.3 Análise Qualitativa de Variáveis Relacionadas ao Balanço Hídrico

Foi realizada uma análise de consistência dos registros de monitoramento de variáveis relacionadas ao balanço hídrico do aterro sanitário experimental com o objetivo de avaliar qualitativamente relações entre a precipitação, a vazão e os níveis de líquidos acumulados no seu interior, para isso foram utilizados registros de monitoramento de aproximadamente 13 anos, de junho de 2005 a dezembro de 2018, do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte.

O monitoramento dos líquidos lixiviados teve início imediatamente após o enchimento e construção da camada de cobertura final, ocorrido em junho de 2005. O registro do monitoramento dos líquidos lixiviados vem sendo realizado por meio do registro das vazões, das características físico-químicas dos líquidos e dos níveis de líquidos no interior do aterro sanitário. A avaliação do nível de líquidos no interior do aterro sanitário experimental teve como objetivo avaliar as condições de saturação da massa de resíduos e também auxiliar na avaliação do balanço hídrico. O nível de líquidos foi medido no interior dos 6 drenos de gás, os quais também exerceram a função de poço de monitoramento de nível de líquidos.

Foram monitoradas a vazão e o nível de líquidos no interior do aterro, assim como foi realizado o controle de dados pluviométricos e dados climatológicos.

A determinação da vazão dos líquidos lixiviados vem sendo realizada de forma sistemática, por meio de medições diárias, utilizando o método da descarga livre (Catapreta, 2008). No início a vazão foi mensurada duas vezes ao longo do dia, pela manhã e à tarde, e teve por objetivo verificar se mesma apresentava variações. Após os meses iniciais, as vazões foram medidas apenas pela manhã.

3.4 Calibração dos Modelos de Recalques Estudados

Neste trabalho, três modelos de previsão de recalques a longo prazo apresentados na literatura foram utilizados para avaliar o comportamento do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte. Os modelos selecionados (reológico, hiperbólico e compósito) foram descritos no item 2.4.3.

Para avaliação dos modelos e previsão de recalques, foi utilizado o sistema desenvolvido por Simões *et al.* (2005), o qual é formado por um conjunto de planilhas de calibração dos modelos, desenvolvido em ambiente Excel (Microsoft, 2003), utilizando a linguagem de programação

Visual Basic, Macros e Otimização de Parâmetros. Os parâmetros de cada modelo são determinados a partir da minimização de uma função, denominada Desvio, que é definida como a soma dos quadrados das diferenças entre os valores reais medidos em campo e os calculados pelo modelo.

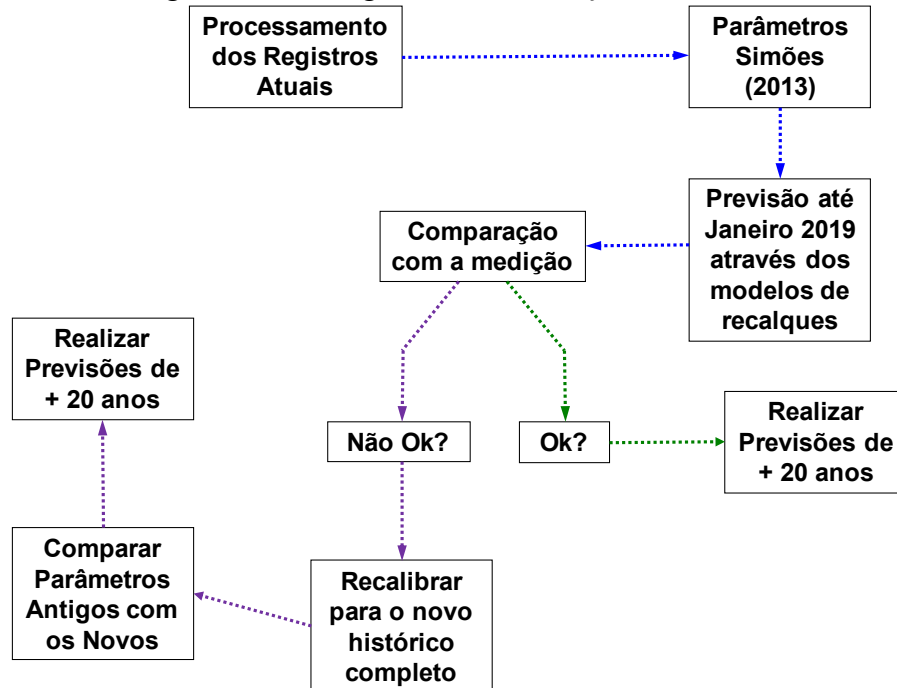
Simões e Catapreta (2013) apresentam um estudo utilizando a calibração dos três modelos de recalques apresentados, considerando os registros de campo observados durante os 6 primeiros anos de monitoramento do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte. Os registros foram divididos em três períodos, correspondentes a 1, 3 e 6 anos de monitoramento. Com os parâmetros de calibração obtidos após 1 e 3 anos, simulações para 6 anos foram realizadas. Os parâmetros obtidos com registros de campo de 6 anos foram utilizados em outra simulação, para um período de 10 anos. Os resultados dessas simulações são apresentados no Anexo A.

A partir da calibração realizada por Simões e Catapreta (2013), utilizando os registros de monitoramento do período de 2.190 dias (6 anos), foi feita uma comparação com os registros de campo obtidos em 13 anos de monitoramento, buscando verificar se os modelos considerados conseguem se ajustar aos registros de campo observados.

Em seguida, foi realizada uma nova calibração com registros obtidos em 4.713 dias (13 anos) com o objetivo de obter parâmetros para o conjunto total de registros obtidos e, a partir deste, simular uma previsão de recalques para um período de 20 anos.

O estudo é completado com a comparação de todas as simulações realizadas, cujos resultados foram comparados com os registros de campo obtidos no aterro sanitário experimental, permitindo a identificação do modelo mais adequado para representar os dados reais. A Figura 3.6 representa um fluxograma das simulações que foram realizadas.

Figura 3.6: Fluxograma das simulações realizadas.



3.5 Modelagem Numérica

Foi dada continuidade ao trabalho de Simões *et al.* (2015) do estudo do Modelo HBM com a realização de calibrações e simulações numéricas, analisando a sensibilidade do modelo. Para realização dessas simulações foram utilizados os registros obtidos do monitoramento do aterro sanitário experimental.

O modelo desenvolvido em elementos finitos utiliza a análise integrada do comportamento mecânico, hidráulico e da biodegradação de resíduos sólidos em aterros sanitários a partir de um conjunto de parâmetros e uma forma de acoplamento dos três módulos.

As simulações realizadas foram para geração de líquidos lixiviados e gases e, também da evolução das características físico-químicas dos líquidos lixiviados, que são importantes para a previsão da eficiência de sistemas de tratamento, bem como a acumulação de líquidos no interior da massa de resíduos, importantes para a análise de estabilidade dos aterros. Além disso, foram feitas análises para quantificar os recalques no aterro sanitário experimental.

Simões *et al.* (2015a, b), realizaram duas modelagens numéricas do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte utilizando o modelo HBM. Uma modelagem foi relacionada ao balanço hídrico do aterro e a outra relacionada aos recalques e de indicadores da

biodegradação do aterro. No trabalho foram utilizados os registros de monitoramento geotécnico e ambiental de aproximadamente 8 anos, de junho de 2005 a agosto de 2013. Os resultados do estudo encontram-se no Anexo B. Os parâmetros do modelo foram selecionados a partir de uma análise criteriosa dos registros operacionais obtidos durante a construção do aterro e estudos anteriores de utilização do modelo.

Os trabalhos tiveram dois focos: um na modelagem do problema hidráulico, ou seja, produção e acumulação de líquidos lixiviados, e outro na avaliação dos recalques e de indicadores da biodegradação dos resíduos.

O monitoramento dos líquidos lixiviados envolve o registro das vazões e de características físico-químicas dos líquidos e, também os níveis de líquidos no interior do aterro, obtidos de seis medidores de nível de líquido.

Um dos parâmetros importantes de qualidade dos líquidos lixiviados são a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) e a demanda química de oxigênio (DQO). Os dados de monitoramento desses parâmetros foram utilizados no estudo como forma de avaliar a evolução dos processos de degradação dos resíduos e sua comparação com os resultados obtidos com o modelo HBM.

Já o monitoramento de recalques engloba registros de 18 medidores superficiais de recalques instalados no aterro.

A partir dos parâmetros utilizados por Simões *et al.* (2015), foi realizada uma simulação no modelo HBM (*Hydro-Bio-Mechanics of Landfills*), utilizando registros de 13 anos de monitoramento e comparado/analísado qualitativamente os resultados encontrados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo será apresentada, inicialmente, uma análise qualitativa dos registros de 13 anos de monitoramento do aterro sanitário experimental, envolvendo a uma análise do seu comportamento mecânico e hidráulico, por meio da interpretação de registros do monitoramento de recalques; e por meio da interpretação dos registros de níveis internos de líquidos e vazões geradas, respectivamente.

Em seguida são apresentados e discutidos os resultados obtidos com a calibração e previsão de recalques de longo prazo do aterro sanitário experimental utilizando os modelos reológico, hiperbólico e compósito.

Por fim são apresentados e discutidos os resultados das modelagens numéricas obtidas com o modelo HBM, dos recalques e de indicadores da biodegradação e do balanço hídrico do aterro sanitário experimental.

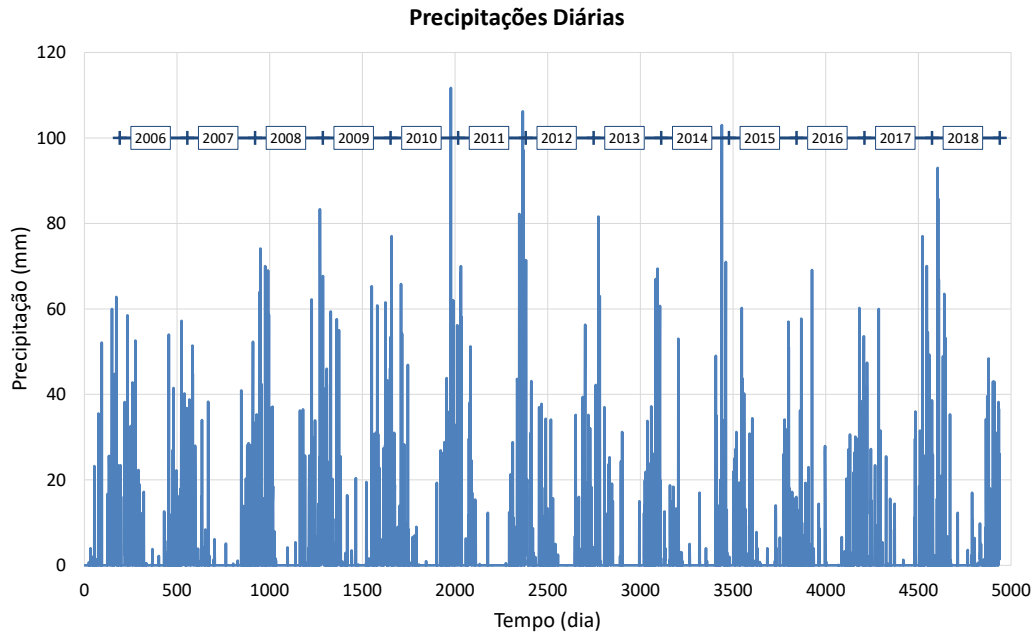
4.1 Resultado da Análise Qualitativa de 13 Anos de Monitoramento de Variáveis Relacionadas ao Balanço Hídrico

A região metropolitana de Belo Horizonte, por sua localização geográfica, sofre influência de fenômenos meteorológicos de latitudes médias e tropicais que imprimem a esta localidade características de um clima de transição. Duas estações bem definidas podem ser identificadas: uma seca, durante o outono e inverno, e outra chuvosa, que se estende de outubro a março.

O registro das precipitações foi realizado diariamente em um pluviômetro e um pluviógrafo instalados na área da CTRS da BR-040. A Figura 4.1 apresenta a precipitação observada perto da área de estudo.

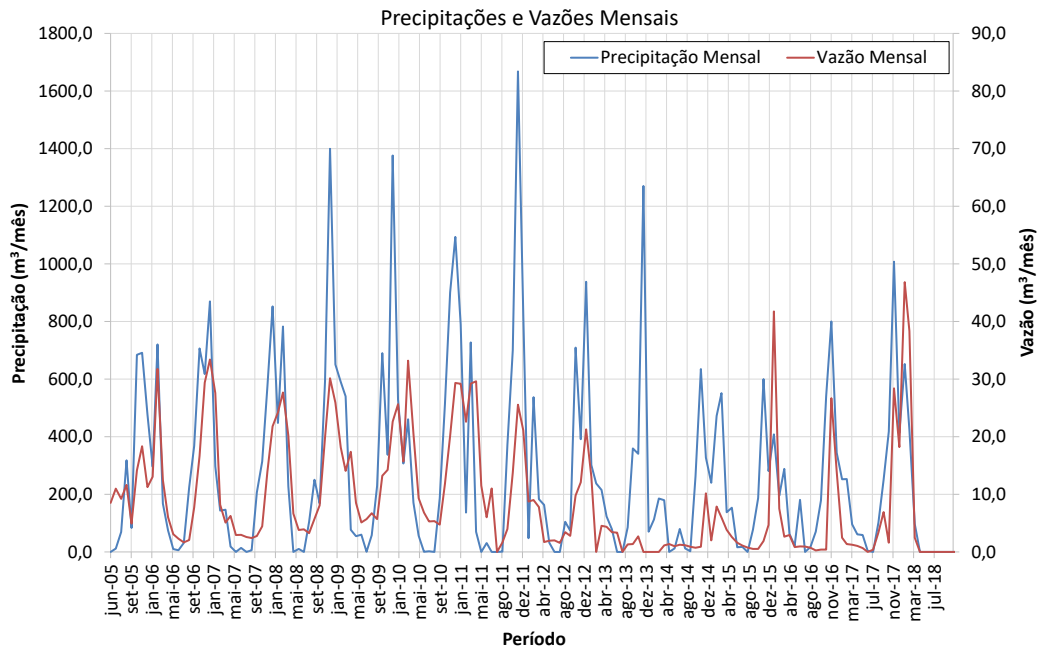
Pela Figura 4.1 pode-se observar as duas estações bem definidas: o período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). Também pode ser notado que nos anos de 2007, 2014 a 2017, o volume de precipitações pluviométricas foi bem inferior à média observada nos anos de 2006, 2013 a 2016.

Figura 4.1: Dados da precipitação fornecida pela estação na área da CTRS da BR-040.



A Figura 4.2 apresenta a comparação entre a precipitação média mensal e a vazão média mensal de líquidos lixiviados. Embora uma relação clara entre a precipitação e as vazões não possa ser estabelecida, observa-se, de uma forma geral, que a sazonalidade das precipitações também ocorre nas vazões, após um pequeno intervalo de tempo.

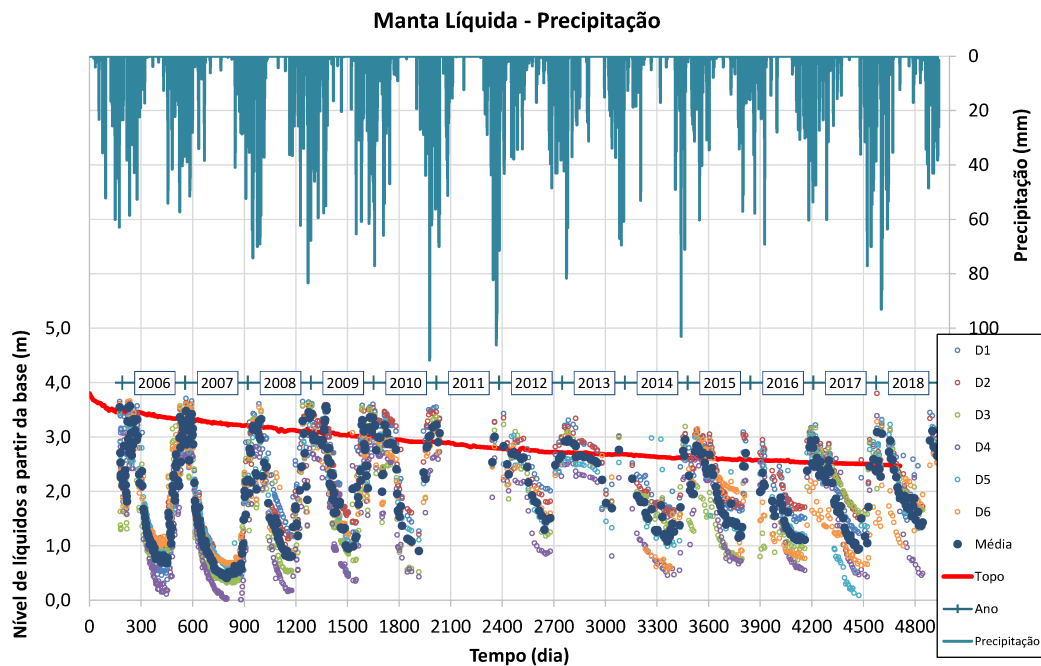
Figura 4.2: Vazão média mensal de líquidos lixiviados x precipitação média mensal (junho/2005 a setembro/2018).



A Figura 4.3 mostra a influência do regime pluviométrico no nível de líquidos no interior do aterro. Pode ser observado que no período chuvoso o nível de líquidos se eleva a níveis próximos ao topo do aterro e, no período seco, esse nível diminui, seguindo a sazonalidade das precipitações. No ano de 2011 por não ter tido uma quantidade significativa de amostras, esse fenômeno não pode ter sido observado.

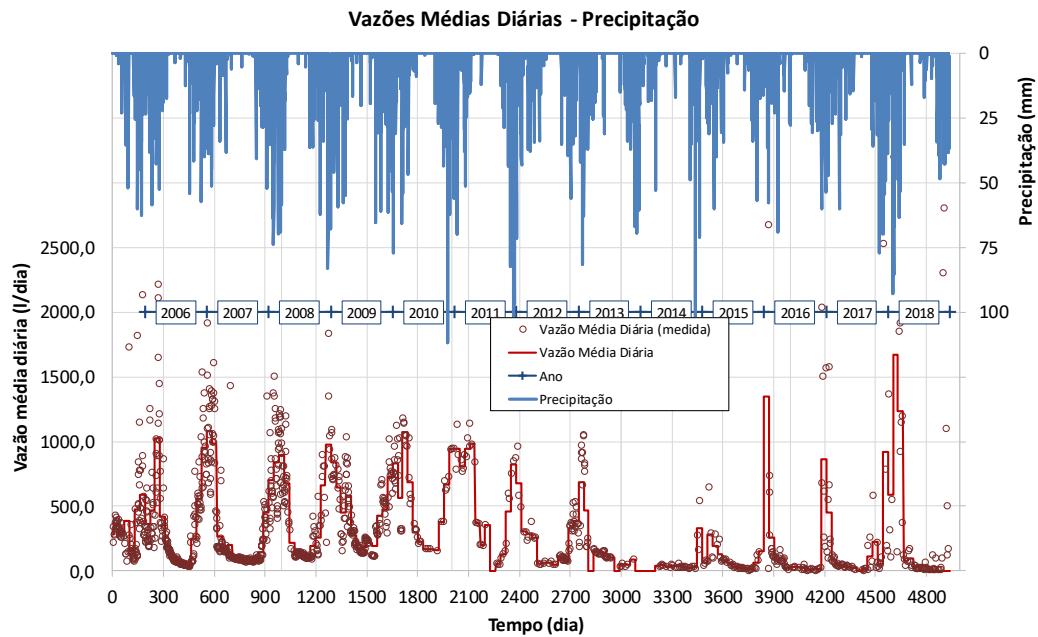
Apesar da cobertura do aterro sanitário experimental ser de material argiloso de baixa permeabilidade, a presença de trincas e mesmo de vegetação na superfície podem ter contribuído para uma maior infiltração de água de chuva, que associadas a um possível tamponamento do sistema de drenagem por algum tipo de resíduo ou a colmatagem do sistema de drenagem, pode ter contribuído para a elevação dos níveis no início. Também pode ser considerado que o dimensionamento do sistema de drenagem não foi suficiente para drenar os líquidos lixiviados. Essas hipóteses poderão ser confirmadas a partir da abertura e verificação das condições reais do sistema de drenagem.

Figura 4.3: Influência da pluviometria no nível de líquidos lixiviados no aterro sanitário experimental.



A Figura 4.4 apresenta os registros das vazões diárias e também as médias diárias. Essa figura mostra a evolução das vazões dos líquidos lixiviados e das precipitações.

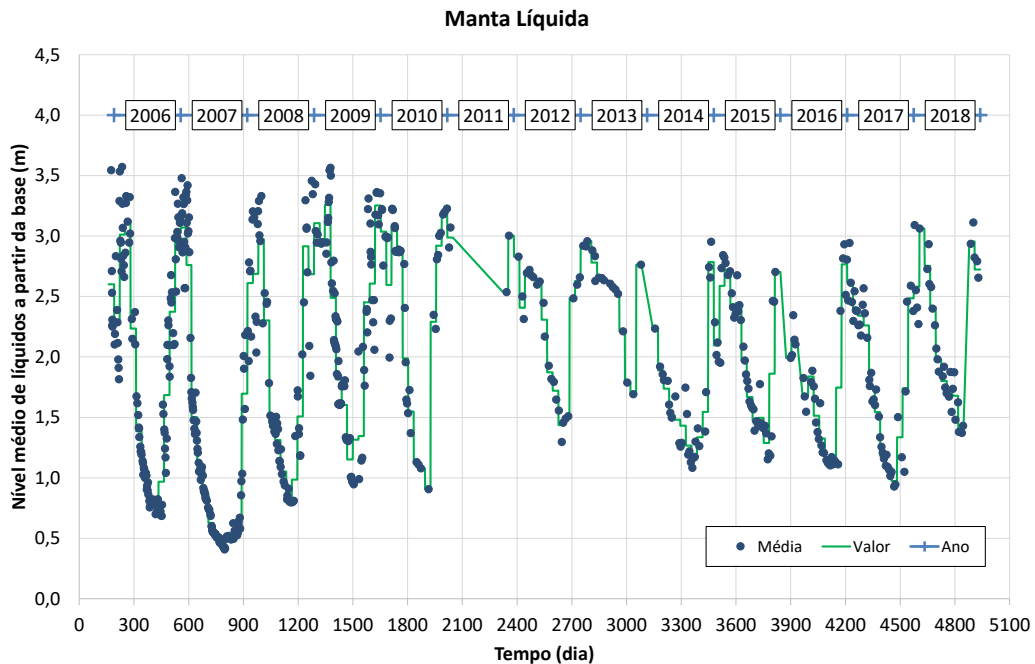
Figura 4.4: Evolução das vazões de líquidos lixiviados e precipitações no aterro sanitário experimental.



Os resultados das Figura 4.2 e Figura 4.4 sugerem uma relação do regime pluviométrico com a vazão de líquidos no período monitorado, tendo sido verificados valores baixos para as vazões nos períodos de seca, e valores elevados no período chuvoso. Entretanto, entre os períodos de março de 2013 a fevereiro de 2015, o gráfico apresentou uma anomalia, com vazões muito baixas, isso pode ter sido causado por colmatção dos drenos, como também devido a escolha de outros caminhos preferenciais de percolação no aterro sanitário. Pode-se observar que as vazões diárias e as médias mensais apresentam uma sazonalidade anual e, também, uma uniformidade da amplitude ao longo do tempo.

A Figura 4.5 apresenta os níveis internos médios de líquidos lixiviados no aterro sanitário experimental. Pode ser observado uma certa tendência desses níveis ao longo dos anos. Do ano de 2008 até o início do ano de 2014, o nível mínimo de líquidos vem aumentando. A partir do ano de 2014 esse nível mínimo se estabiliza. Esse fenômeno pode estar relacionado aos fatores já mencionados, tais como a colmatção do sistema de drenagem.

Figura 4.5: Níveis de líquidos internos no aterro sanitário experimental.



Os resultados sugerem que o volume de líquidos lixiviados no interior do aterro, bem como as vazões registradas, são influenciados diretamente pelo regime pluviométrico, apresentando, de forma geral, a mesma sazonalidade.

A análise dos registros de monitoramento sugere que:

- A camada de cobertura pode não ter exercido de forma adequada a função de barreira impeditiva, devido provavelmente à ocorrência de ressecamento e trincas que, associadas à presença de vegetação na superfície, podem ter favorecido à infiltração;
- Houve redução da permeabilidade dos resíduos e/ou tamponamento com os próprios resíduos, principalmente os plásticos, e colmatção (física, química e biológica) do sistema de drenagem ao longo do tempo;
- Ocorrência de trincas no topo do aterro sanitário experimental pode ter sido responsável pela maior infiltração de águas de chuva;
- O dimensionamento do sistema de drenagem pode ter sido insuficiente para a volume de líquidos lixiviados efetivamente gerado.

4.2 Modelos de Previsão de Recalques de Longo Prazo Estudados

A estimativa de recalques e as velocidades com que eles ocorrem no maciço sanitário é importante na determinação da vida útil do aterro, tendo em vista que os resíduos sólidos urbanos sofrem grandes recalques com os quais o volume diminui e sua capacidade de armazenamento aumenta.

Sabe-se que essa avaliação de previsão de recalques é extremamente complexa por se tratar de materiais heterogêneos e aos diferentes mecanismos envolvidos no processo. Sendo assim, esse item apresenta a continuação de um estudo realizado por Simões e Catapreta (2013), no qual foram utilizados registros de 6 anos de monitoramento de recalques no aterro sanitário experimental de Belo Horizonte para previsão de recalques de longo prazo, utilizando três modelos dependentes do tempo (reológico, hiperbólico e composto) e comparando com os registros de campo reais.

A principal questão a ser discutida refere-se ao período mínimo de dados que permita uma previsão de longo prazo aceitável, e a possibilidade de utilização de parâmetros obtidos em situações distintas.

Neste trabalho foram comparadas as previsões geradas com a calibração dos modelos, baseada em 6 anos de registros de campo, com os dados atuais, de aproximadamente de 13 anos de monitoramento. Foram utilizadas as deformações médias, obtidas a partir dos 3 medidores instalados em cada faixa de trabalho. Na Figura 4.7 são apresentados os resultados dessas comparações e na Tabela 4.1 são apresentados os parâmetros de compressibilidade e constantes obtidas por meio de calibração dos modelos.

Tabela 4.1: Parâmetros obtidos do ajuste de registros de campo para o período de 6anos (adaptado Simões e Catapreta, 2011).

Faixa	Modelo Reológico			Modelo Hiperbólico			Modelo Compósito				
	Desvio	λ/b (dia ⁻¹)	b (kPa ⁻¹)	Desvio	ρ_o (m.dia ⁻¹)	S _{ult} (m)	Desvio	b (kPa ⁻¹)	c (dia ⁻¹)	Edg	d (dia ⁻¹)
1	0,49	0,00151	0,0211	0,33	0,00149	1,0184	0,07	0,0266	0,0004	0,0685	0,0147
2	0,68	0,00121	0,0307	0,52	0,00132	1,2154	0,05	0,0700	0,0002	0,0711	0,0179
3	0,97	0,00162	0,0203	0,68	0,00180	1,0535	0,07	0,0446	0,0002	0,0902	0,0187
4	1,26	0,00146	0,0232	0,94	0,00182	1,2381	0,09	0,0644	0,0002	0,0953	0,0211
5	1,12	0,00141	0,0229	0,84	0,00168	1,2158	0,11	0,0584	0,0002	0,0897	0,0195
6	0,83	0,00157	0,0205	0,58	0,00171	1,0623	0,07	0,0402	0,0002	0,0870	0,0159

A Figura 4.6 apresenta as deformações observadas em campo nos 18 medidores de recalques. Observam-se deformações variando entre 36 e 48%, no período de 13 anos. Essa grande variação observada é reflexo da heterogeneidade dos resíduos, bem como dos diferentes pesos específicos iniciais de cada faixa associados aos diferentes mecanismos que ocorrem em pontos distintos do aterro sanitário experimental.

Figura 4.6: Deformações observadas em campo.

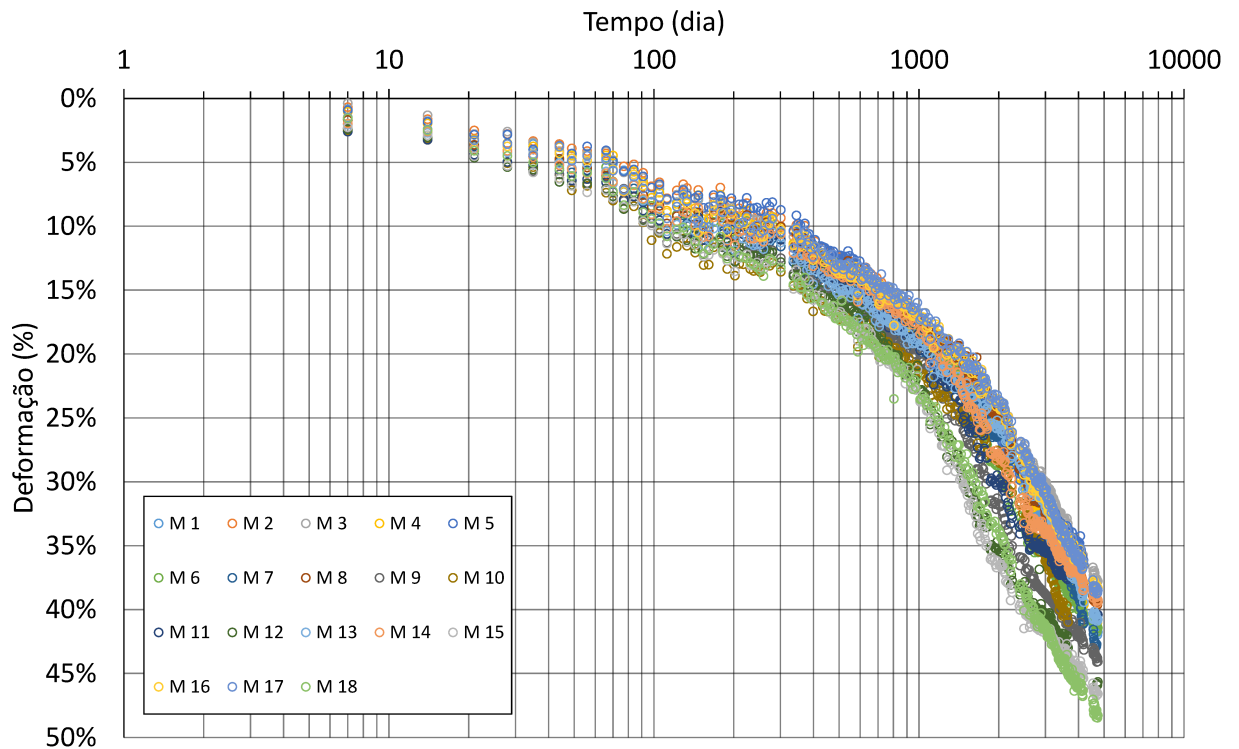
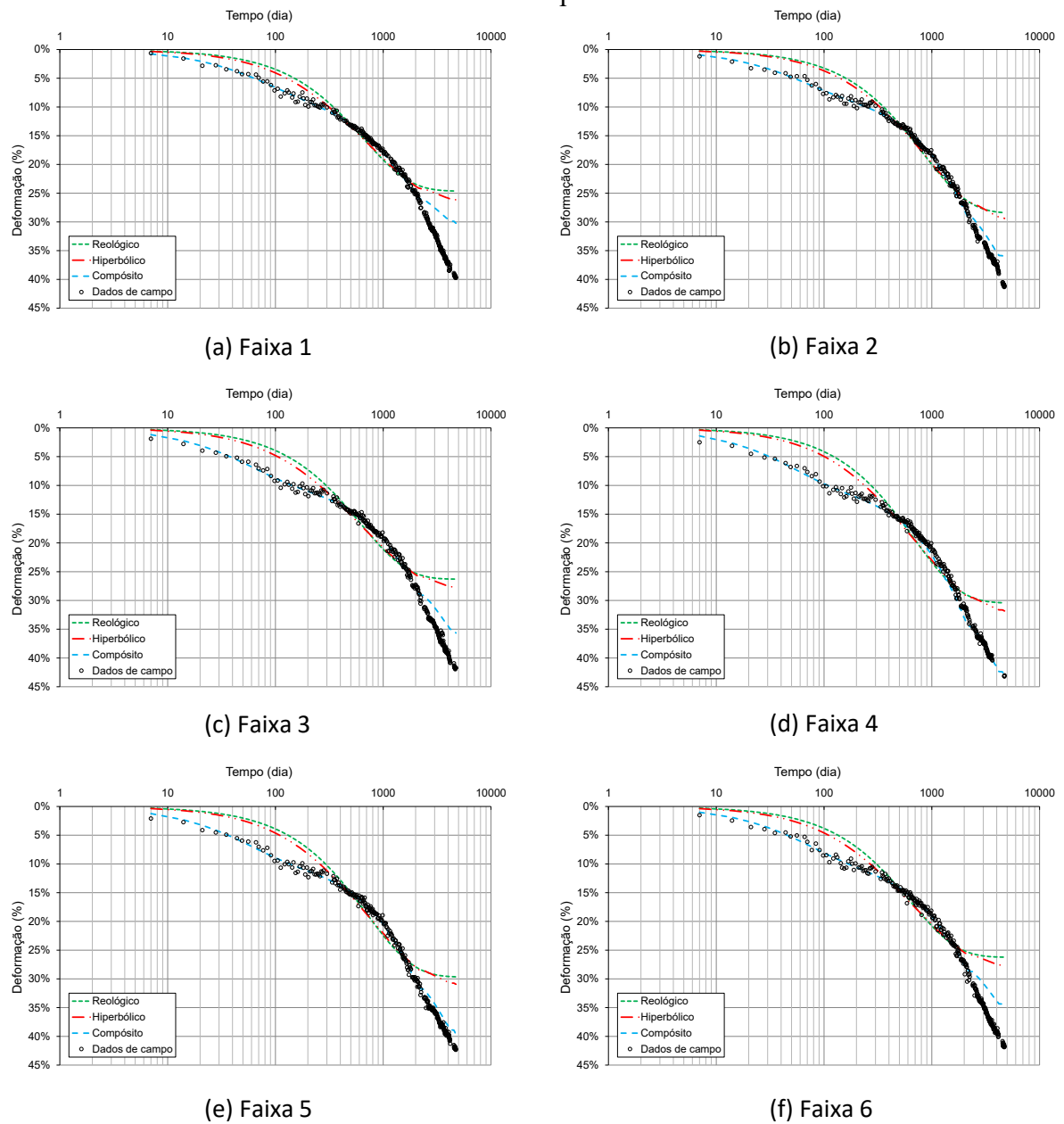


Figura 4.7: Deformações simuladas, utilizando registros de 6 anos na calibração, e medidas em campo.



Pela Figura 4.7 pode ser observado que apesar dos baixos desvios observados na calibração (Tabela 4.1), os modelos utilizados não foram capazes de prever corretamente os recalques para o período final de monitoramento de 13 anos, mesmo utilizando os registros de 6 anos na calibração. Esse fato confirma a necessidade de grandes históricos de monitoramento para a realização de calibrações e previsões de recalques mais precisas, confirmando as limitações dos modelos empíricos baseados no tempo para aplicações reais.

Dessa maneira, uma nova calibração dos modelos realizados por Simões e Catapreta (2013) foi realizada com registros de 13 anos de monitoramento e realizou-se uma previsão de recalques a longo prazo de 20 anos para cada uma das faixas do aterro sanitário experimental, conforme mostrado na Figura 4.8. Na Tabela 4.2 são apresentados os novos parâmetros de compressibilidade e constantes obtidas por meio dessa calibração.

Além disso, também foi realizada uma calibração para a média das 6 faixas do aterro sanitário experimental, o que retrata uma condição mais próxima da operação de aterro em escala real, incorporando a variabilidade intrínseca dos resíduos (Tabela 4.2). Na Figura 4.9 é apresentado o resultado dessas comparações.

Tabela 4.2: Parâmetros obtidos do ajuste de registros de campo para o período de 13 anos para as 6 faixas.

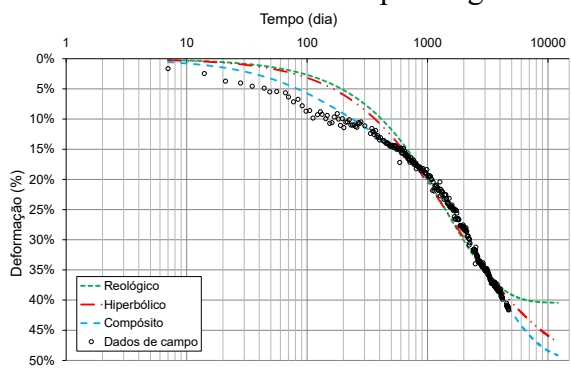
Faixa	Modelo Reológico			Modelo Hiperbólico			Modelo Compósito				
	Desvio	λ/b (dia ⁻¹)	b (kPa ⁻¹)	Desvio	ρ_o (m.dia ⁻¹)	S _{ult} (m)	Desvio	b (kPa ⁻¹)	c (dia ⁻¹)	Edg	d (dia ⁻¹)
1	1,66	0,00059	0,02070	1,17	0,00090	1,69677	0,07	0,0287	0,0002	0,0832	0,0096
2	1,35	0,00063	0,02400	0,92	0,00096	1,72454	0,12	0,0258	0,0003	0,0728	0,0099
3	2,28	0,00066	0,02000	1,64	0,00106	1,71323	0,09	0,0257	0,0002	0,0908	0,0165
4	2,13	0,00074	0,02070	1,48	0,00125	1,76397	0,10	0,0211	0,0004	0,0846	0,0278
5	1,83	0,00074	0,02000	1,25	0,00119	1,69958	0,10	0,0206	0,0004	0,0803	0,0236
6	2,06	0,00064	0,02030	1,48	0,00102	1,74975	0,10	0,0252	0,0002	0,0839	0,0150
média	1,79	0,00068	0,02060	1,24	0,00108	1,70027	0,24	0,0213	0,0003	0,0814	0,0077

A Tabela 4.3 apresenta as deformações médias das calibrações das 6 faixas, em diferentes períodos de registros de monitoramento. Pode-se observar que quanto maior os períodos de registros de recalques usados na calibração dos modelos, maiores são as deformações e mais próximas aos registros de campo observadas.

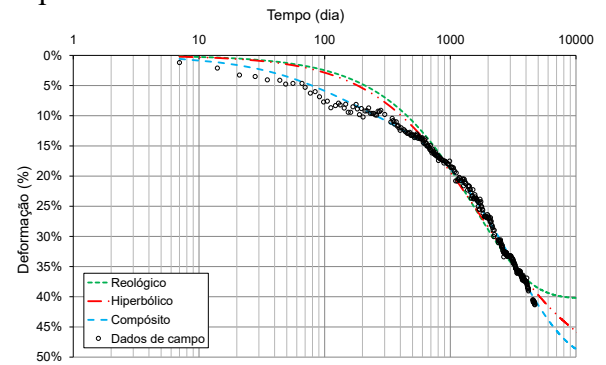
Tabela 4.3: Deformações Finais.

Deformações Finais (%)			
Período utilizado na calibração	Modelo Reológico	Modelo Hiperbólico	Modelo Compósito
1 ano	11,68	14,53	16,89
3 anos	17,98	22,13	40,61
6 anos	27,81	35,66	57,19
13 anos	40,45	53,13	49,88

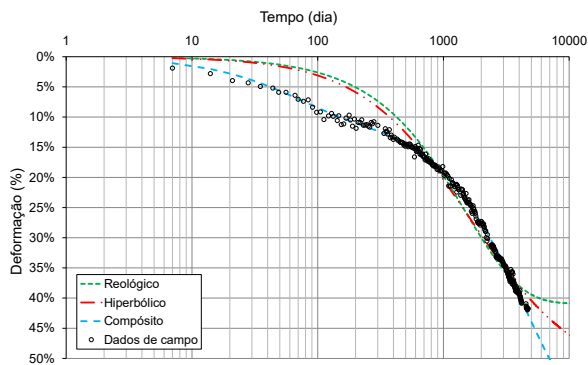
Figura 4.8: Deformações simuladas ao longo de 20 anos com base na calibração dos modelos para registros de campo de 13 anos.



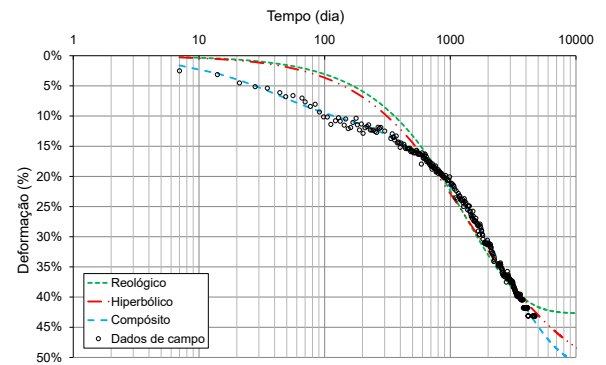
(a) Faixa 1



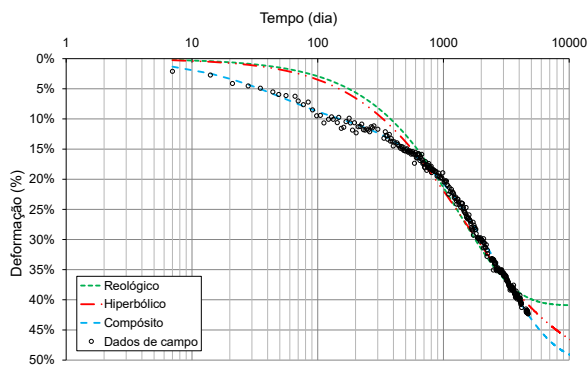
(b) Faixa 2



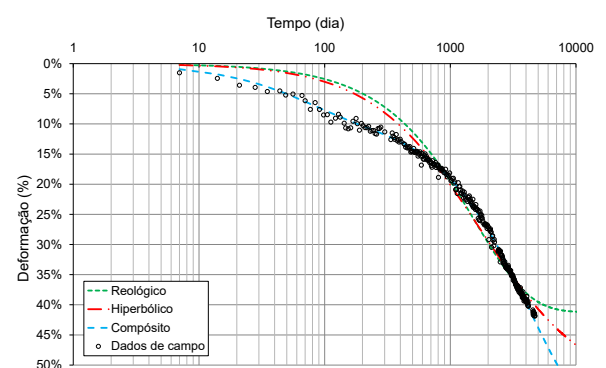
(c) Faixa 3



(d) Faixa 4

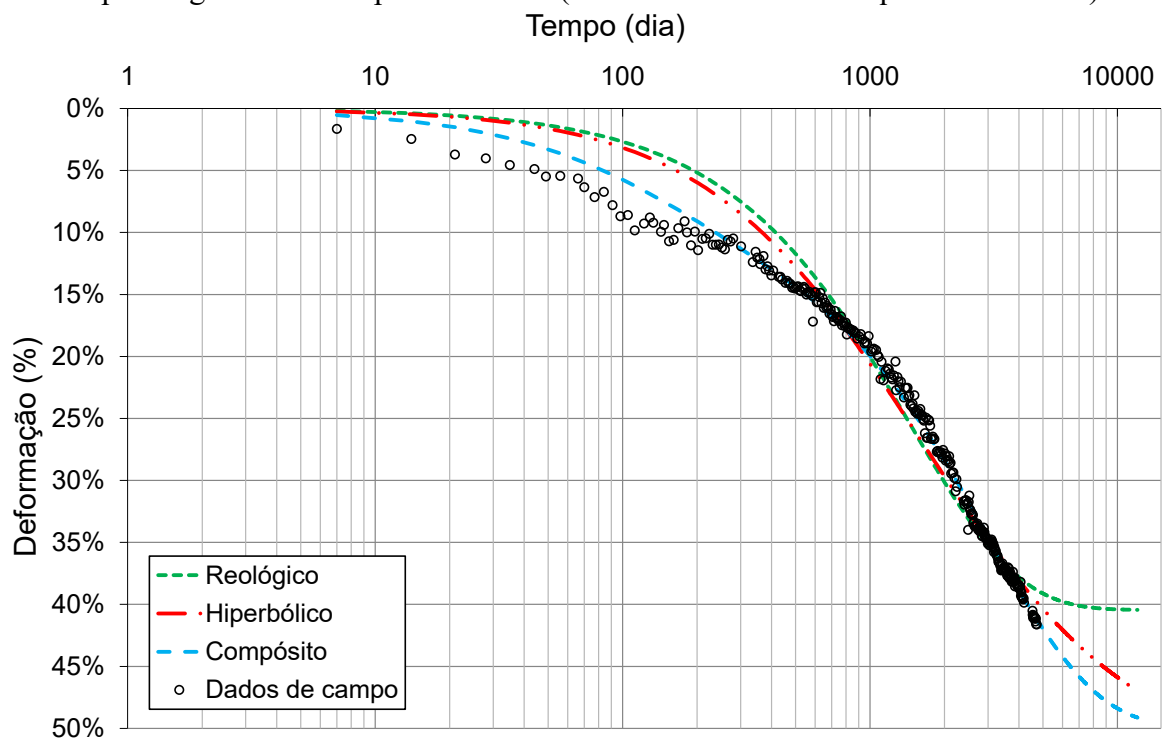


(e) Faixa 5



(f) Faixa 6

Figura 4.9: Deformações simuladas ao longo de 20 anos com base na calibração dos modelos para registros de campo de 13 anos (valores médios de recalques das 6 faixas).



Observa-se novamente e de forma clara a limitação dos modelos reológico e hiperbólico, que subestimam os recalques de longo prazo, mesmo quando se utilizam extensos períodos de registros de campo na sua calibração. Embora de forma qualitativa, o modelo compósito, novamente, mostra resultados e tendências de longo prazo mais coerentes aos observados em campo.

O modelo Compósito foi o que apresentou melhor ajuste aos registros de campo, indicando uma tendência à estabilização mais lenta, a longo prazo. Isso retrata a capacidade de o modelo em incorporar, mesmo que de forma empírica, o fato de que alguns materiais orgânicos se degradam mais lentamente e, que o efeito dessa degradação, em termos de recalques poderá ser sentido somente em longo prazo. Portanto, a aplicação desse modelo indica um melhor resultado.

Os modelos Reológico e Hiperbólico não apresentaram resultados satisfatórios, pois os valores simulados sugerem que o aterro já estaria em fase de estabilização mais avançada partir do início do sétimo ano, o que não foi comprovado pelos registros atuais do monitoramento de recalques do aterro sanitário experimental.

O estudo de Simões e Catapreta (2013) apresentado anteriormente no item 3.3 e ilustrado no Anexo A, mostrou que todos os modelos subestimaram significativamente o recalque no sexto ano, quando foi considerado apenas calibração de 1 ano de registros de campo. Após utilizar registros de campo de 3 e 6 anos, os resultados dos modelos reológico e hiperbólico continuaram subestimando os recalques. Já o modelo compósito mostrou uma boa concordância com os registros de campo comprovado por esse estudo.

Os resultados confirmaram que quanto maior o período usado na calibração, maiores e mais próximos aos registros de campo são as previsões de longo prazo dos modelos. O uso de parâmetros obtidos com a calibração de curtos períodos subestimou os recalques a longo prazo, mesmo com pequenos desvios obtidos na calibração.

Além disso, embora os parâmetros obtidos nas calibrações estejam dentro de faixas encontradas por outros autores (e.g. Van Elk *et al.*, 2019), por se tratar de modelos empíricos dependentes do tempo, a comparação de cada parâmetro com outros obtidos em estudos semelhantes é muito difícil, tendo em vista as diferentes composições dos resíduos dispostos, a escala dos aterros monitorados (lisímetro em laboratório - Korf *et al.*, 2016; lisímetro em campo - Coelho, 2005; aterro experimental – Catapreta, 2008; e real – Van Elk *et al.*, 2019) bem como o período de registros utilizado na calibração (dias, meses e anos). Observa-se de uma forma geral que os parâmetros dos modelos são utilizados exclusivamente na calibração e simulação de um mesmo aterro, não sendo extrapolados para outras situações.

Os resultados do modelo compósito mostraram uma tendência à estabilização em tempos maiores e com maiores recalques finais, quando comparados aos outros modelos estudados. Considerando a presença de resíduos orgânicos lentamente degradáveis, espera-se que a completa estabilização do aterro ocorra apenas a longo prazo.

Os resultados para a previsão de recalque a longo prazo obtidos pelos modelos hiperbólico e reológico subestimam significativamente os recalques, independentemente do período de dados utilizado na calibração. Esses modelos também sugerem que o aterro estaria chegando à fase final de estabilização em estágios iniciais, o que é diferente dos resultados obtidos pelo modelo compósito e observados no campo.

Os resultados confirmaram que a previsão de recalques em aterros sanitários é complexa, o que pode ser atribuído à heterogeneidade dos resíduos e os complexos mecanismos envolvidos no

processo.

Uma conclusão, que confirma o observado por McDougall (2011), indica que modelos dependentes do tempo, tais como os utilizados nesse trabalho, podem ser calibrados com sucesso a partir de conjuntos de registros de campo, apresentando boa semelhança para pequenos intervalos de tempo, mas divergindo para valores bastante diferentes na situação de longo prazo. McDougall (2011) destaca ainda que esses modelos ainda não se mostraram adequados para a estimativa a priori das magnitudes, velocidades e tempos necessários à estabilização dos recalques, principalmente em condições diferentes das que geraram os dados utilizados na calibração, também observados no presente estudo.

Uma observação óbvia, indica que quanto maior o histórico de registros de recalques utilizados para realizar a calibração dos modelos, mais próximas das observações de campo serão as simulações de longo prazo.

4.3 Resultados da Modelagem Numérica do Aterro Sanitário Experimental utilizando o Modelo HBM

Para a realização da modelagem numérica no modelo HBM, continuidade do estudo apresentado por Simões *et al* (2015), uma malha bidimensional de elementos finitos foi ajustada a uma localização representativa, normal a um dos drenos da base do aterro, conforme apresentado na Figura 4.10 e na Figura 4.11.

As vazões totais foram obtidas pela extrapolação dos resultados da seção de espessura unitária para o comprimento total dos drenos. Entretanto algumas observações devem ser feitas. Inicialmente, nem todas os pontos da superfície do aterro, onde ocorre infiltração, são capturados pela seção modelada, por exemplo as áreas próximas aos vértices (cantos). Além disso, existem áreas onde há sobreposição das seções. Desta forma, as vazões podem ser subestimadas devido à infiltração nos vértices e superestimadas devido à sobreposição dos drenos. Ressalta-se que essas interferências não foram calculadas.

O ponto de saída do sistema de drenagem foi controlado com a utilização de uma condição de carga hidráulica nula e teor de umidade inicial correspondente à situação hidrostática. Embora não represente de forma exata as condições de umidade nos momentos iniciais da simulação, é de se esperar que após um certo período, a infiltração levaria o perfil de umidade a uma distribuição mais realista.

O aterro foi preenchido com RSU provenientes da coleta normal do município, caracterizada pelo acondicionamento em sacos plásticos. Como observado em campo a compactação não foi capaz de destruir todos esses sacos plásticos, o que pode ter levado à formação de vazios e, conseqüentemente, resultou em materiais mais permeáveis. Os parâmetros de retenção de água utilizados nas simulações foram aqueles obtidos em aplicações anteriores do modelo HBM (McDougall, 2007). O coeficiente de permeabilidade saturada (K_{sat}) dos resíduos foi calculado a partir do cálculo do índice de vazios (e), conforme método proposto por Beaven (2000) e apresentado na Equação 4.1.

$$K_{sat} = 0,864 \times 10^{-3} \cdot e^{4,9} \quad (4.1)$$

Nas simulações de forma a se obter um bom ajuste entre os resultados do modelo e os registros de campo, o expoente foi aumentado para 7,0. O resumo dos parâmetros utilizados no modelo encontram-se no Apêndice A.

Figura 4.10: Esquema do sistema de drenagem de fundo e posição da seção modelada (Simões *et al*, 2015).

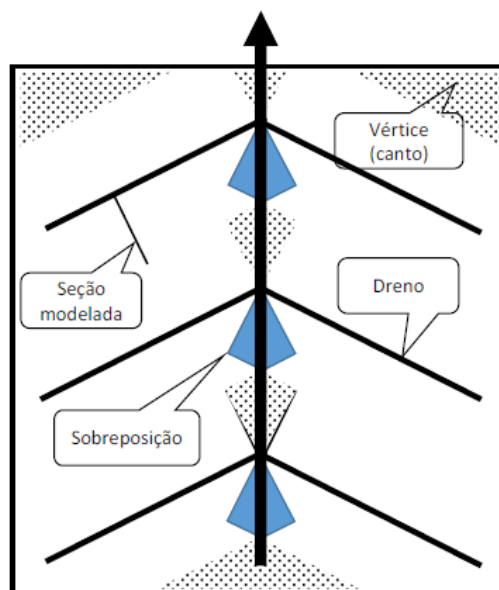
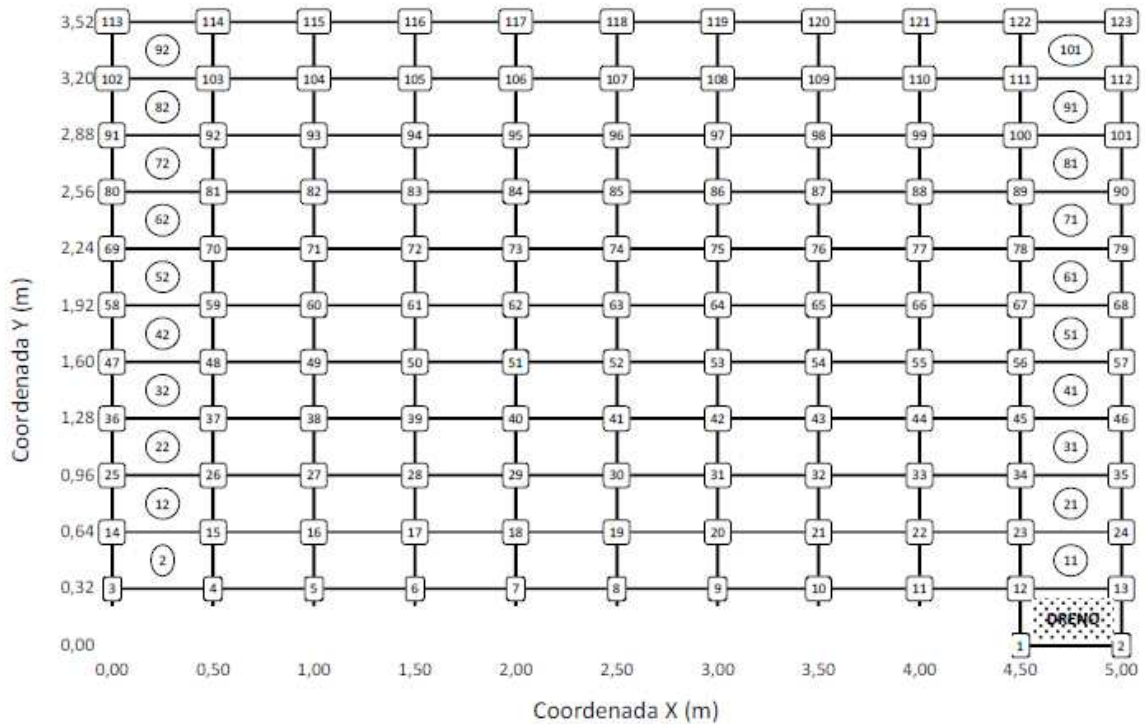
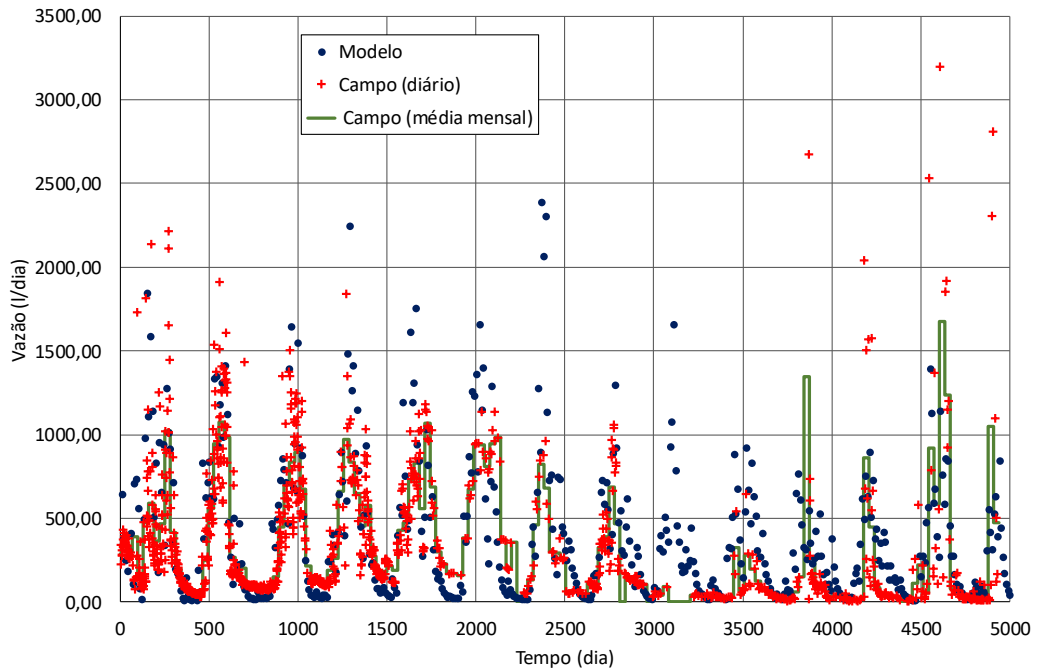


Figura 4.11: Malha de elementos finitos (Simões *et al*, 2015).



A comparação dos resultados obtidos com o modelo e os de campo é apresentada na Figura 4.12. Pode ser observado um bom ajuste na modelagem das vazões de líquidos lixiviados mostrando que o modelo é capaz de produzir resultados semelhantes aos observados em campo.

Figura 4.12: Comparações entre as vazões medidas em campo e obtidas com o modelo.



A Figura 4.13 apresenta os registros do monitoramento de recalques médios dos medidores utilizados, onde pode ser observada a semelhança no comportamento, principalmente nos instantes iniciais. Após um certo período, os registros encontram-se em uma estreita faixa de variação. Também são mostrados na Figura 4.13 os resultados dos recalques superficiais obtidos com o modelo HBM, utilizando o parâmetro Λ variando de 0,6 a 1,0. Tanto a magnitude quanto a forma das curvas de recalque mostram-se bem ajustadas aos registros de campo nos primeiros 6 anos. Após 6 anos, o modelo tende a estabilizar, porém os registros mostram que o aterro ainda continua recalando. O valor do parâmetro $\Lambda = 0,8$ do modelo foi o que melhor se adequou aos registros de campo.

Um ponto que merece destaque é a comparação do valor de Λ com valores obtidos em outras simulações, por exemplo $\Lambda = -0,6$ (McDougall, 2007) e $\Lambda = -0,2$ (McDougall, 2008). O valor utilizado na modelagem foi significativamente diferente dos valores anteriores. Esses valores anteriores foram obtidos a partir de ensaios de laboratório de grandes dimensões (profundidades inferiores a 1,0 m e preenchidos com resíduos triturados). Uma descrição mais completa dos valores do parâmetro Λ é apresentada em McDougall (2007) e McDougall *et al* (2013).

McDougall (2018), realizou um novo estudo em larga escala de três amostras de resíduos sólidos urbano com diferentes composições. O autor encontrou valores semelhantes do parâmetro Λ para as amostras estudadas (0,8 para duas delas e 0,7 para a outra). O modelo conseguiu representar bem os registros de campo.

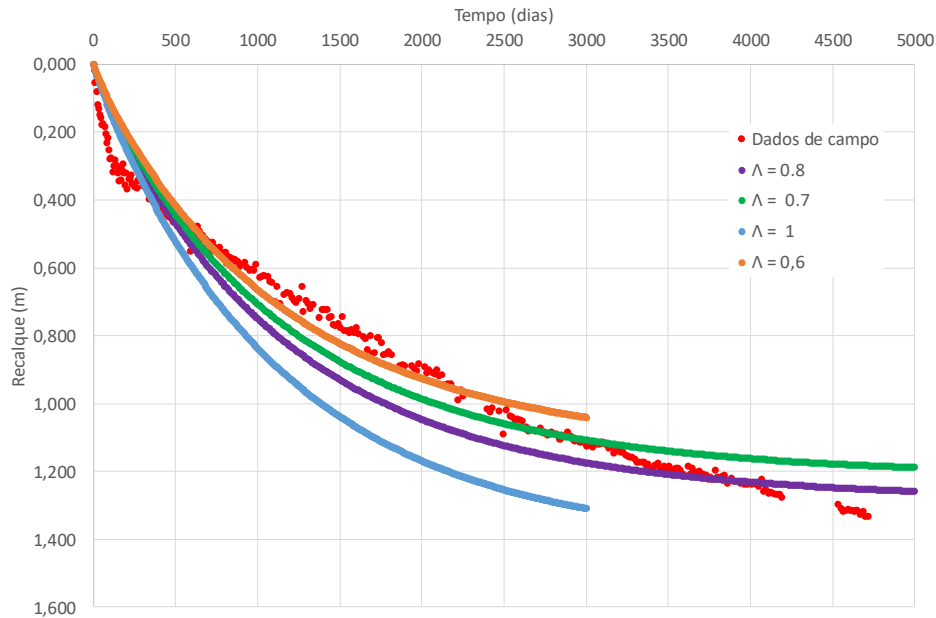
No presente trabalho foram utilizados resíduos sem processamento, acondicionados em sacos plásticos, que não são totalmente destruídos durante o enchimento. Neste caso o material resultante apresenta maior permeabilidade, o que provavelmente levaria a maiores valores de Λ .

Segundo Simões *et al.* (2015), de uma forma geral pode-se dizer que o valor obtido na análise corresponde a uma redução do volume de vazios devido à perda de massa. De fato, uma redução de índice de vazios seria esperada para $\Lambda > e$, mas esta não parece ser a situação observada, pois os valores do índice de vazios são próximos a 1,7.

Considerando que os resultados apresentados foram obtidos em uma análise mais ampla, que envolveu também o balanço hídrico, que produziu bons ajustes, o valor do parâmetro Λ que

também proporcionou um bom ajuste dos recalques foi de $\Lambda = 0,8$, que pode estar associado, em princípio a RSU com estrutura com presença de vazios relativamente grandes.

Figura 4.13: Evolução dos recalques médios medidos em campo e obtidos com o modelo HBM.



Conforme discutido por Simões *et al.* (2015) e apresentado no Anexo B, em relação aos indicadores de biodegradação, os resultados para os primeiros 8 anos de monitoramento, indicam a coerência entre os registros do monitoramento de campo da demanda química de oxigênio (DQO) e da concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) dos líquidos lixiviados e os valores modelados de AGV.

Esse item apresentou os resultados da modelagem numérica do balanço hídrico, dos recalques e de indicadores de biodegradação do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte utilizando o modelo HBM.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O trabalho utilizou registros de 13 anos de monitoramento de recalques e de variáveis relacionadas ao balanço hídrico de um aterro sanitário experimental, localizado em Belo Horizonte.

Com relação à análise qualitativa dos registros de monitoramento do aterro sanitário experimental, pode ser observado que o volume de líquidos lixiviados no interior do aterro é influenciado pelo regime pluviométrico, mantendo a mesma sazonalidade. Da mesma forma, os resultados indicam uma elevação dos níveis mínimos de líquidos lixiviados no interior do aterro sanitário experimental ao longo do tempo. A interpretação de todo o histórico do aterro sanitário experimental sugere possíveis causas para essas considerações:

- A camada de cobertura pode não ter exercido de forma adequada a função de barreira impeditiva, devido provavelmente à ocorrência de ressecamento e trincas que, associadas à presença de vegetação na superfície, podem ter favorecido à infiltração;
- Houve redução da permeabilidade dos resíduos e/ou tamponamento com os próprios resíduos, principalmente os plásticos, e colmatção (física, química e biológica) do sistema de drenagem ao longo do tempo;
- Ocorrência de trincas no topo do aterro sanitário experimental pode ter sido responsável pela maior infiltração de águas de chuva;
- O dimensionamento do sistema de drenagem pode ter sido insuficiente para a volume de líquidos lixiviados efetivamente gerado.

Neste contexto, deve ser destacada a importância do dimensionamento adequado dos sistemas de drenagem de líquidos lixiviados, o que poderá minimizar o acúmulo de líquidos no interior dos aterros, e da camada de cobertura final, bem como da contínua manutenção desta, como forma de minimizar a infiltração de águas de chuva.

O trabalho também apresentou uma comparação dos registros de monitoramento de recalques de longo prazo do aterro sanitário experimental com a previsão utilizando três modelos (reológico, hiperbólico e compósito).

O modelo Compósito foi o que apresentou melhor ajuste aos registros de campo, enquanto os demais modelos mostraram resultados insatisfatórios. Observa-se que quanto maior a

quantidade de parâmetros num modelo, melhores são os ajustes.

Os resultados confirmaram que, quanto mais longos os períodos de registros de recalques usados na calibração dos modelos, maiores e mais próximas aos registros de campo são as previsões de recalques de longo prazo. Ressalta-se que mesmo com as limitações apresentadas, a utilização desses modelos deve ser avaliada, devido principalmente à sua simplicidade.

Como destaca McDougall (2011), os modelos simplificados, especialmente para análise de recalques em aterros sanitários, que utilizam funções matemáticas dependentes do tempo ainda não se provaram adequados para previsões do comportamento de longo prazo dos aterros. Embora a observação tenha sido realizada para a modelagem de recalques, ela pode ser estendida para as outras emissões. Por outro lado, os modelos mais complexos e integrados demandam um grande volume de dados, nem sempre disponíveis nas fases iniciais de projeto, o que torna sua aplicação ainda restrita (Simões e Catapreta, 2013).

Os resultados da aplicação de um modelo numérico (HBM) de previsão de comportamento hidro-bio-mecânico do aterro sanitário experimental a partir da calibração utilizando registros de 13 de monitoramento coletados em campo, mostrou-se uma ferramenta eficaz, mostrando que o modelo é capaz de produzir resultados consistentes com os observados em campo.

O modelo mostrou coerência tanto na modelagem das vazões de líquidos lixiviados, quanto na modelagem dos recalques e da concentração de AGV nos líquidos lixiviados do aterro sanitário experimental. Entretanto, o mesmo não pode ser observado com relação à acumulação de líquidos no interior do aterro.

Caso a modelagem da biodegradação for uma prioridade e a dependência da umidade for incluída, um olhar mais crítico sobre a acumulação de líquidos no interior do aterro deve ser realizado. Para se ter um estudo mais detalhado sobre este aspecto, pode-se interpretar de forma mais detalhada os registros da evolução dos níveis de líquidos obtidos no monitoramento do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte.

Dessa forma, ao utilizar os registros de 13 anos de monitoramento na simulação no modelo HBM, foram encontrados resultados semelhantes aos modelados por Simões *et al.* (2015), ratificando que o modelo proposto consegue produzir bons ajustes quando comparados aos registros de campo.

5.1 Recomendações para Trabalhos Futuros

Com base nas conclusões da pesquisa, são apresentadas a seguir, algumas sugestões para trabalhos futuros:

- Por meio dos registros de monitoramento de variáveis relacionadas ao balanço hídrico do aterro sanitário experimental, avaliar quantitativamente as relações entre a precipitação, a vazão e os níveis de líquidos acumulados no seu interior;
- Avaliar numericamente de forma mais detalhada, a porcentagem de infiltração de chuva na camada de cobertura final do aterro sanitário experimental;
- Fazer uma análise dos registros de 13 anos de monitoramento dos parâmetros físico-químicos do aterro sanitário experimental;
- Realizar simulações com o modelo desenvolvido por McDougall (2007), variando outros parâmetros, que não seja o (Λ), de forma a entender melhor a sensibilidade dos mesmos, e comparar com os valores medidos em campo.

REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419: *Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. - Procedimento*. Rio de Janeiro, 1992.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: *Resíduos sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10006: *Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: *Amostragem de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, 2004.
- ABREU, R.C. *Compressibilidade de maciços sanitários*. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica de São Paulo, São Paulo. 2000.
- BARROS, R. M. *Tratado sobre resíduos sólidos: gestão uso e sustentabilidade*. Rio de Janeiro: Interciência; Minas Gerais: Acta, 2013.
- BEAVEN, R.P. (2000). *The hydrogeological and geotechnical properties of household waste in relation to sustainable landfilling*. PhD Thesis, Queen Mary and Westfield College, University of London.
- BJARNGARD, A. E.; EDGERS, L. *Settlements of municipal solid waste landfills*. In: Annual Madison Waste Conference, 13, 1990, Madison, USA, Proceedings. Madison, 1990, pp. 192-205.
- BRASIL. Lei Federal Nº12.305 de 2 de Agosto de 2010. Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Brasília, 2010.
- BOSCOV, M. E. G. *Geotecnia Ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos. 2008. v.1. 248p.
- CATAPRETA, C.A.A. *Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto e construção*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 314 p, 2008.

CATAPRETA, C.A.A. e SIMÕES, G. F. *Monitoramento Ambiental, Operacional e Geotécnico de Aterros Sanitários*. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL E V SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOSSINTÉTICOS, 2007, Recife. Anais do VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e V Simpósio Brasileiro de Geossintéticos, 2007. Recife : ABMS, 2007. p. 1-8.

CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA). Universidade Federal de Minas Gerais, v.5, p.246, 2007.

COELHO, H.M.G. (2005) *Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 152 p.

CORTÁZAR, A. L. G.; LANTARÓN, J. H.; FERNÁNDEZ, O. M.; MONZÓN, I. T., LAMIA, M. F. *Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology)*. In: Waste Management & Research, v. 20, n. 2, pp. 198-210, 2002.

COUMOULOS, D. G.; KORYALOS, T. P. Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. In: fourteenth international conference on soil mechanics and foundation engineering. Hamburg, 1997.

DIAZ, J.G.L. *et al. Estimating Material Losses in Sanitary Landfills Through Biological Degradation*. In: Proc. 5th International Landfill Symposium – Sardinia 95, Cagliari, Italy, p.203-208, 1995.

EDIL, T.B.; RANGUETE,V.J.; WUELLNER,W.W. *Settlement of Municipal Refuse*. Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice, ASTM STP 1070, Arvid Landva e G. David Knowles (eds.). p.225-239, 1990.

EDGERS, L.; NOBLE, J.J.; E WILLIAMS. *A biologic model for long term settlement in landfills*. In: *Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*. The Netherlands. Proceedings. Rotherdan, The Netherlands: Balkema, pp. 177–184, 1992.

EL-FADEL M.; SHAZAK, L.; SALIBY, E. e LECKIE, J. *Comparative Assessment of Settlement for Solid Waste Applications*. Waste Manage Resource, v.17, n.5. p 347-368. 1999.

- EL-FADEL, M., BOU ZEID, E., CHAHINE, W & ALAYLI, B. *Temporal Variation Leachate quality from Pre-sorted and baled Municipal solid Waste with High Organic and Moisture content*. In: Waste management, v.22, n.3, p. 269-282. 2002.
- ESPINACE, R.; PALMA, G.; SANCHEZ-ALCITURRI, J. M. (1999). *Experiencias de aplicacion de modelos para la determinacion de los asentamientos de rellenos sanitarios*. In: Panamerican Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, 11, 1999, Foz do Iguaçu, Brasil. Proceedings... Foz do Iguaçu, 1999.
- FARQUHAR, G.J. *Leachate: production and characterization*. Department of Civil Engineering, University of Waterloo, Waterloo, Ont., Canada N2L 3G1 Received February 8, 1988 Revised manuscript accepted December 2, 1988.
- FASSET, J. B.; LEONARDS, G. A.; Y REPETTO, P. C. *Geotechnical properties of municipal solid wastes and their use in landfill design*. In: Landfill Technology Conference - WasteTech '94, 1994, Charleston, South Carolina/USA. Proceedings... Charleston: National Solid Waste Management Association, 1994.
- GIBSON, R.E.; LO, K.Y. *A Theory of Soils Exhibiting Secondary Compression*. Acta Polytechnica Scandinavica C-10, p.1–15, 1961.
- GRISOLIA, M., NAPOLEONI, Q. *Geotechnical Characterization of Municipal Solid Waste: Choice of Design Parameters*. Proc. of the Second International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Japan, A.A. Balkema, 5-8 november, V.2: 641-646, 1996.
- HEISS-ZIEGLER, C.; FEHRER, K. *Geotechnical Behavior of Mechanically–Biologically Pre-Treated Municipal Solid Waste (MSW)*. In: Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy: S. Margherita di Pula, 2003.
- JESSBERGER, H.L.; SYLLWASSCHY, O.; KOCKEL, R. *Investigation of Waste Body-Behavior and Waste-Structure-Interaction*. In: Proceedings sardinia 95, 5th International Landfill Symposium. Cagliari, Italy: S. Margherita di Pula; October 1995. p. 731–43.
- KOERNER, R. M.; DANIEL, D. E. *Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps*. Reston, Virginia / USA: ASCE, 1997, 256 p.

- KOLSCH F. *Material values for some mechanical properties of domestic waste*. In: Proceedings sardinia 95, fifth international landfill symposium. Cagliari, Italy: S. Margherita di Pula; October 1995. p. 711–29
- KONIG, D., JESSBERGER, H.L. (1997). *Waste Mechanics*. Proc., 14th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Special Report of the TC5 Technical Committee on Waste Mechanics, Hamburg, Germany, 35-76.
- KORF, E.P.; COMPARIM, I.; SANTOS, V.C.; PRIETTO, P.D.M. (2016). *Monitoramento e Modelagem dos Recalques de Resíduos Sólidos de Diferentes Composições em um Lisímetro de Laboratório*. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica, 9 (2), 200-211.
- LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. *Geotechnics of waste fill*. In: Geotechnics of Waste Fill -Theory and Practice. Philadelphia, PA: ASTM, pp. 86–106, 1990.
- LING, H.I. *et al. Estimation of Municipal Solid Waste Landfill Settlement*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 1998.
- LIU, C. N.; CHEN, R. H.; CHEN, K. S. *Unsaturated Consolidation Theory for the Prediction of Long-Term Municipal Solid Waste Landfill Settlement*. In: Waste Management & Research, v. 24, n. 1, pp. 80-91, 2006.
- MACHADO, S.L.; VILAR, O.M.; CARVALHO, M.F. *Constitutive Model for Municipal Solid Waste*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE. p.940-951, 2002.
- MACHADO, S.L.; VILAR, O.M.; CARVALHO, M.F. *Constitutive Model for Long Term Municipal Solid Waste Mechanical Behavior*. Computer and Geotechnics, v.35, p.775- 790, 2008.
- MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F.; BOUAZZA, A. *Waste Disposal and Containment*. In: International Congress on Environmental Geotechnics, 2., Osaka, Japan, v.3, 1425-1474, 1996.
- MARQUES, A.C.M. *Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, v.1 e v.2, 2001.

MATEUS, M.S.C.S. *Proposta de Modelo para Avaliação do Balanço Hídrico de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Aterro Metropolitano Centro de Salvador-BA*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 312p., 2008.

MCBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall PTR. 521p., 1995.

MCDOUGALL, J.R. e PYRAH, I.C. *Phase Relations for Decomposable Soils*. *Geotechnique* v.54, n.7, p.487-493, 2004.

MCDOUGALL, J.R. *A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste*. *Computer and Geotechnics*, Special Issue: Chemo-Mechanical Interaction in Geomaterials, v. 34, p. 229-246, 2007. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2007.02.004>.

MCDOUGALL, J. R. *Landfill modelling challenge: HBM model predictions*, *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management*, 161, Issue WR4, 147-153, 2008.

MCDOUGALL, J.R. *Settlements: The Long and The Short of It*. *Geotechnical Characterization, Field Measurement and Laboratory Testing of Municipal Solid Waste*, ASCE Geotechnical Special Publication, n.209, p.76-111, 2011.

MCDOUGALL, J.R.; KELLY, D.; BARRETO, D. (2013). *Particle loss and volume change on dissolution: Experimental results and analysis of particle size and amount effects*. *Acta Geotechnica*, 8 (6), 619-627, 2013.

MCDOUGALL, J.R.; DATTA, S.; ZEKOS, D.; FEI, X. *Waste-composition-dependent 'HBM' model parameters based on degradation experiments*. *Environmental Geotechnics*. 2018. DOI: 10.1680/jenge.18.00014.

OUVRY, J. F.; PAGE, B. *Settlement of waste package in chuffs in a domestic waste disposal*. In: *International Workshop Hydro – Physico - Mechanics Of Landfills*, Grenoble, France, 2005. *Proceedings...* Grenoble: Grenoble University, 2005.

PADILLA, R.S. *Aplicação de um Modelo Computacional Tridimensional para Estimativa de Balanço Hídrico em Aterros Sanitários*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 125p, 2007.

PARK, H.; LEE, S.R. *Long-Term Settlement Behavior of Landfills With Refuse Decomposition*. Journal of Resource Management and Technology 24 (4), p.159–165, 1997.

PARK, H.; LEE, S.R.; DO, N.Y. *Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, n. 128, p. 107-118, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2002\)128:2\(107\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2002)128:2(107)).

REIS, R.F. *Sistema de Medição Automatizado e com Transmissão de Dados para Monitoramento de Recalques em Obras de Aterros Sanitários*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande, 107p., 2018.

RICHARDS, L.A. *Capillary conduction of liquids through porous mediums*. Physics;v.1, p.318–33, 1931. DOI: <https://doi.org/10.1063/1.1745010>.

ROCCA, A.C.C. *Drenagem sub-superficial em aterros sanitários*. Revista de Limpeza Pública. São Paulo, v.8, n.19, p.16 - 27, 1981.

SCHALCH, V. *Análise Comparativa do Comportamento de Dois Aterros Sanitários e Correlações dos Parâmetros do Processo de Digestão Anaeróbia*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo. 220p, 1992.

SCHROEDER R., LLOYD M., ZAPPI P., *et al.*, 1994. *The hydrologic evaluation of landfill performance (H.E.L.P.) model: user's guide for version 3*, EPA/600/R-94/168a, U.S. environmental protection agency office of research and development, Washington, DC, 105p.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. *Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru*. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre, RS. Anais. Porto Alegre: AIDIS, 2000.

SILVA, A.T.A *Aspectos Meteorológicos e Balanço Hídrico em um Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 125p, 2008.

SILVA, F.H.R. *Aplicação de Modelos Numéricos para Estimativa de Recalques de uma Célula do Aterro Sanitário de Belo Horizonte*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação

em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 105p, 2010.

SIMÕES, G. F. *Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 126p, 2000.

SIMÕES, G. F.; CARVALHO, S.N.; ALMEIDA, L.L. *Desenvolvimento de uma Ferramenta Computacional para Avaliação de Recalques em Aterros de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A.; MARTINS, H. L. *Monitoramento Geotécnico de Aterros Sanitários – Trabalhos Realizados na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte, MG*. Anais do Simpósio Internacional de Tecnologias e Tratamento de Resíduos Sólidos, 2006.

SIMÕES, G. F.; CORTÁZAR, A. L. G.; *et al.* *Balanço Hídrico de um Aterro Sanitário Experimental Utilizando o Modelo Tridimensional MODUELO*. In: XV Cobramseg Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2010, Porto Alegre.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. *Settlement Monitoring of an Experimental Landfill, Belo Horizonte – Brasil*. In: Proceedings of Sardinia 2011 – 13º 13 International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália, 2011.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. *Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil*. In: Waste Management v. 33, pp. 420–430, 2013.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A.; MCDOUGALL, J.R. *Modelagem Numérica do Balanço Hídrico de um Aterro Sanitário Experimental Utilizando o Modelo HBM*. In: VIII Regeo Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2015, Brasília.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A.; MCDOUGALL, J.R. *Modelagem Numérica dos Recalques e de Indicadores de Biodegradação de um Aterro Sanitário Experimental Utilizando o Modelo HBM*. In: VIII Regeo Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2015, Brasília.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2017*. Brasília, 2019.

SIVAKUMAR BABU, G.L.; REDDY, K.R.; CHOUKSEY, S.K. *Constitutive Model for Municipal Solid Waste Incorporating Mechanical Creep and Biodegradation-Induced Compression*. Waste Management, n30, p.11-22, 2010.

SOWERS, G.F. *Settlement of waste disposal fills*. In: 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering. Moscou, p.207-210, 1973.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. *The water balance*. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology / Laboratory of Climatology Publications in Climatology, v. VIII, n.1,104 p., 1955.

VAN ELK, A.G.P; CORRÊA, L.R.; RITTER, E. (2019) *Análise de recalques em longo prazo no vazadouro de Marambaia*. Nova Iguaçu, Rio de Janeiro, Engenharia Sanitária e Ambiental, 24 (3), 547-557.

VAN MEERTEN, J. J., SEELMEJER, J. B., PEREBOOM, D. *Prediction of landfill settlements*. Proc. International Landfill Symposium, vol.5, Cagliari, Sardinia, CISA, Italy, 1995.

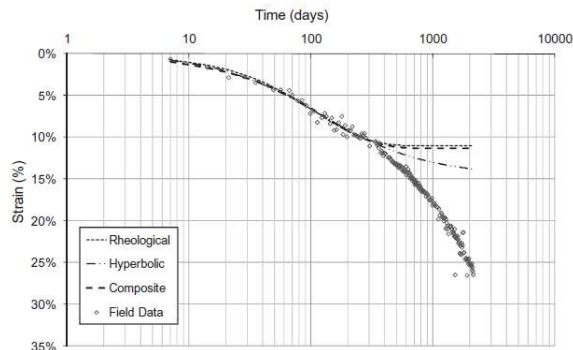
WALL, D.K.; ZEISS,C. *Municipal Landfill Biodegradation and Settlement*. Journal of Environmental Engineering. Asce, 1995.

YEN, B.C.; SCANLON, B.S. *Sanitary Landfill Settlement Rates*. In: Journal of the Geotechnical Engineering Division, v.101, n. GT5, pp. 475-487; 1975.

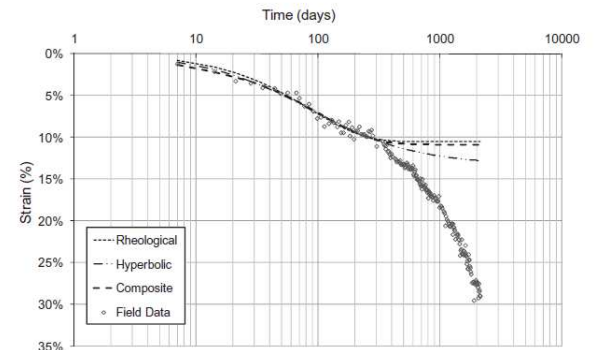
YIN, J.H. e GRAHAM J. *Viscous-elastic-plastic modelling of one-dimensional time-dependent behaviour of clays*. *Canadian Geotechnical Journal*, v.26, p.199–209, 1989. DOI: <https://doi.org/10.1139/t89-029>.

ANEXO A

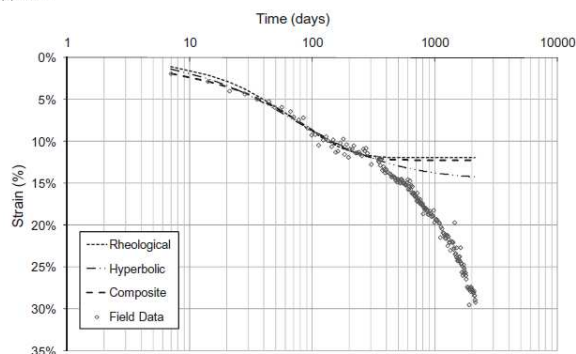
Previsão de recalques ao longo de 6 anos com base na calibração dos modelos para dados de campo a partir de 1 ano, realizadas por Simões e Catapreta (2013).



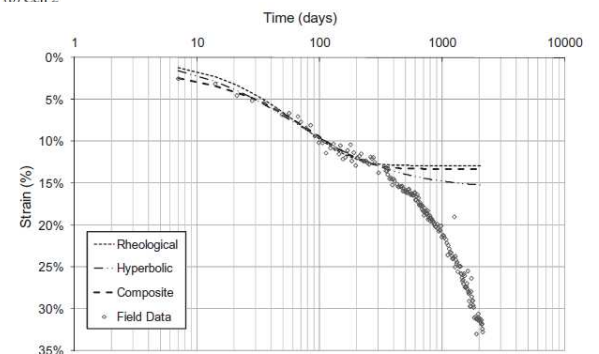
(a) Cell 1



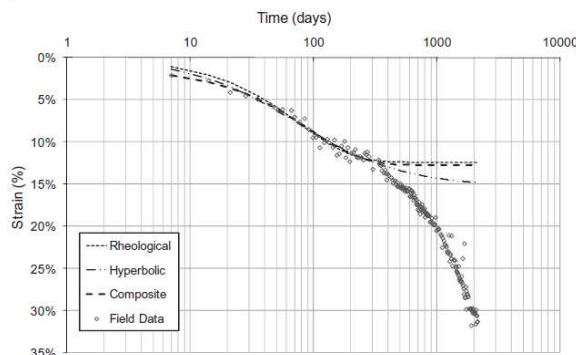
(b) Cell 2



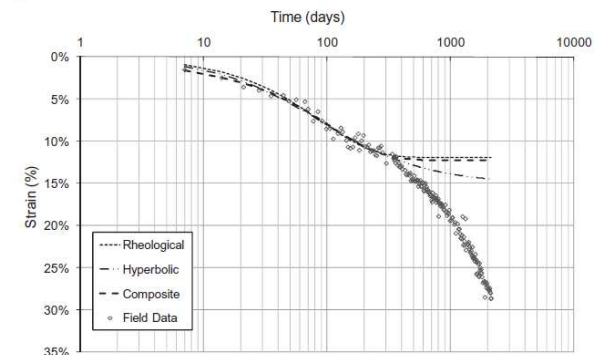
(c) Cell 3



(d) Cell 4

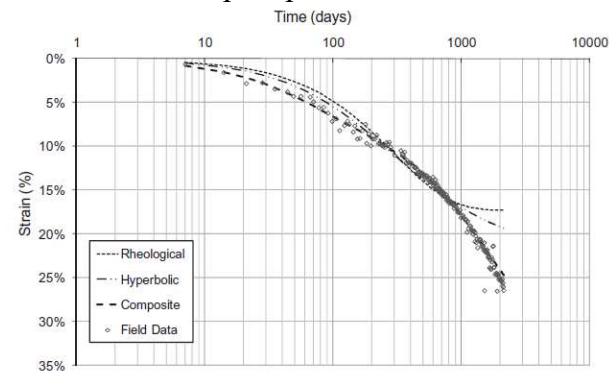


(e) Cell 5

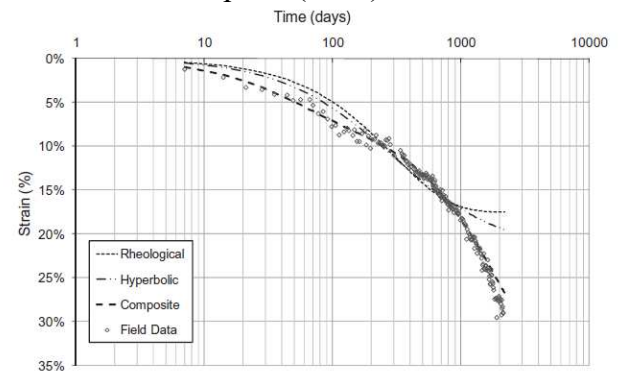


(f) Cell 6

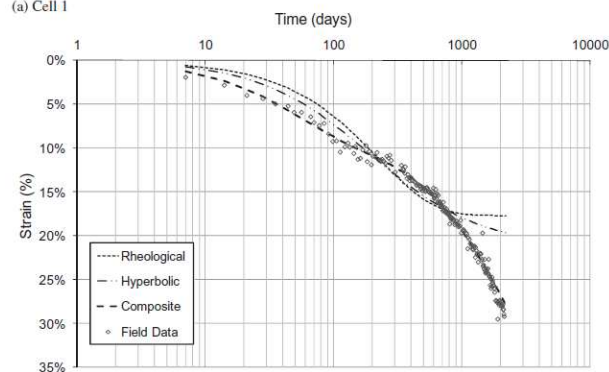
Previsão de recalques ao longo de 6 anos com base na calibração dos modelos para dados de campo a partir de 3 anos, realizadas por Simões e Catapreta (2013).



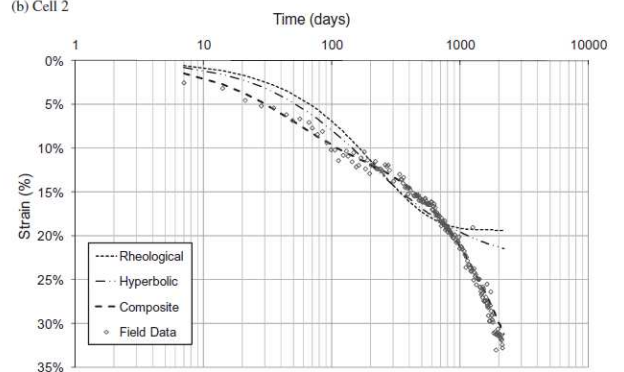
(a) Cell 1



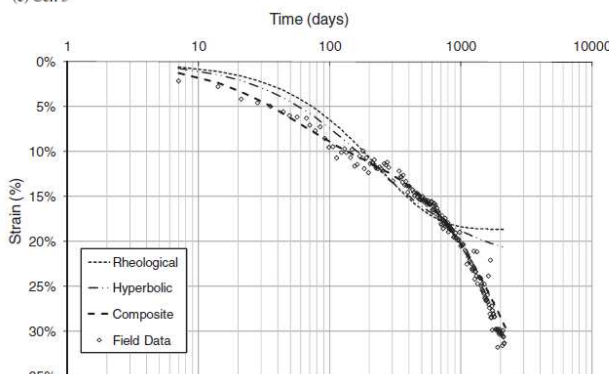
(b) Cell 2



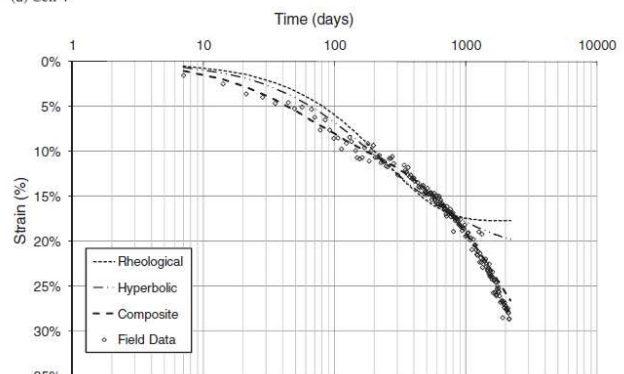
(c) Cell 3



(d) Cell 4

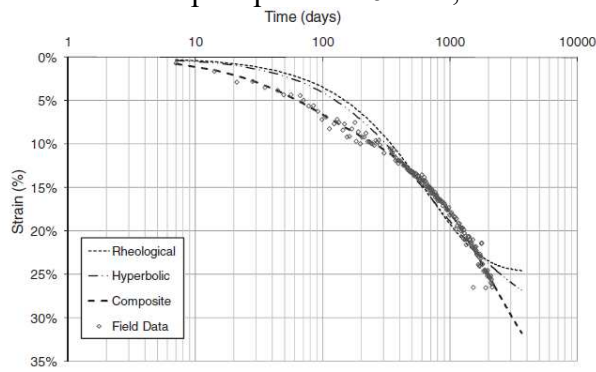


(e) Cell 5

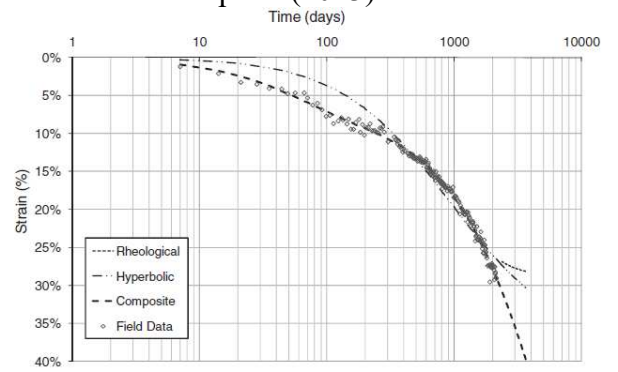


(f) Cell 6

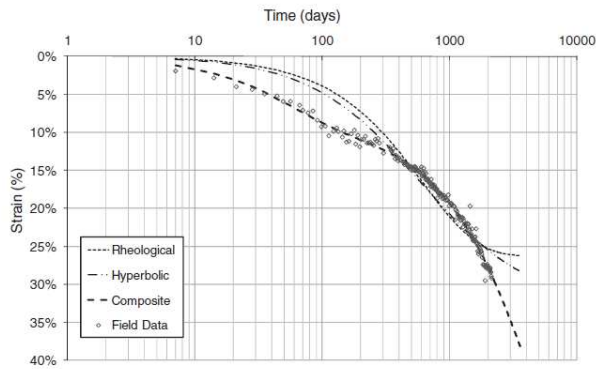
Previsão de recalques ao longo de 10 anos com base na calibração dos modelos para dados de campo a partir de 6 anos, realizadas por Simões e Catapreta (2013).



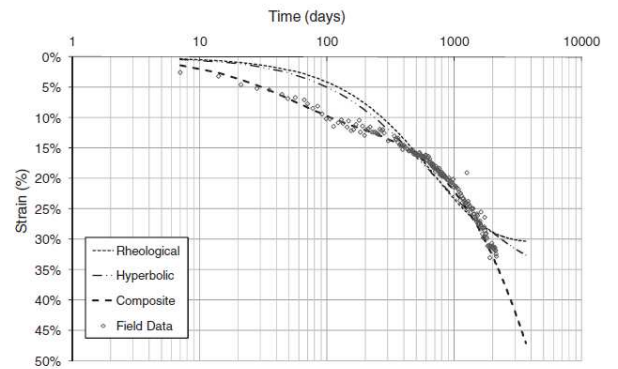
(a) Cell 1



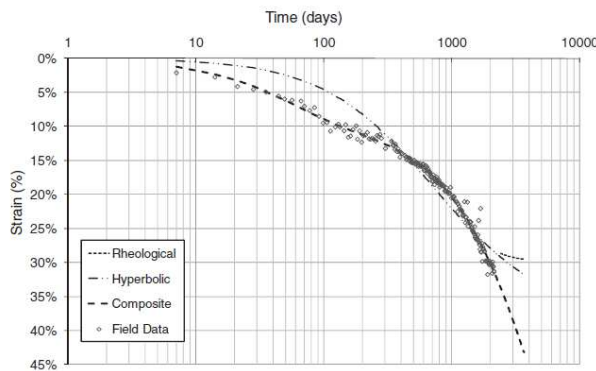
(b) Cell 2



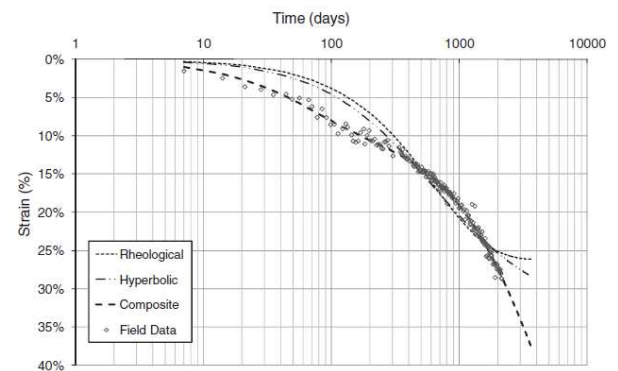
(c) Cell 3



(d) Cell 4



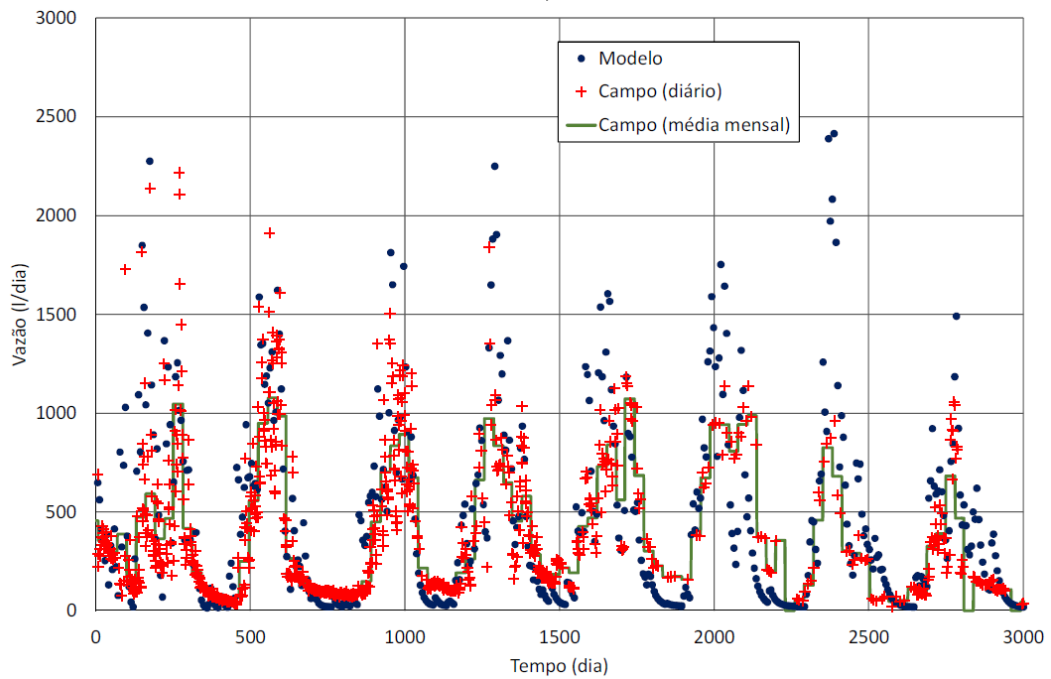
(e) Cell 5



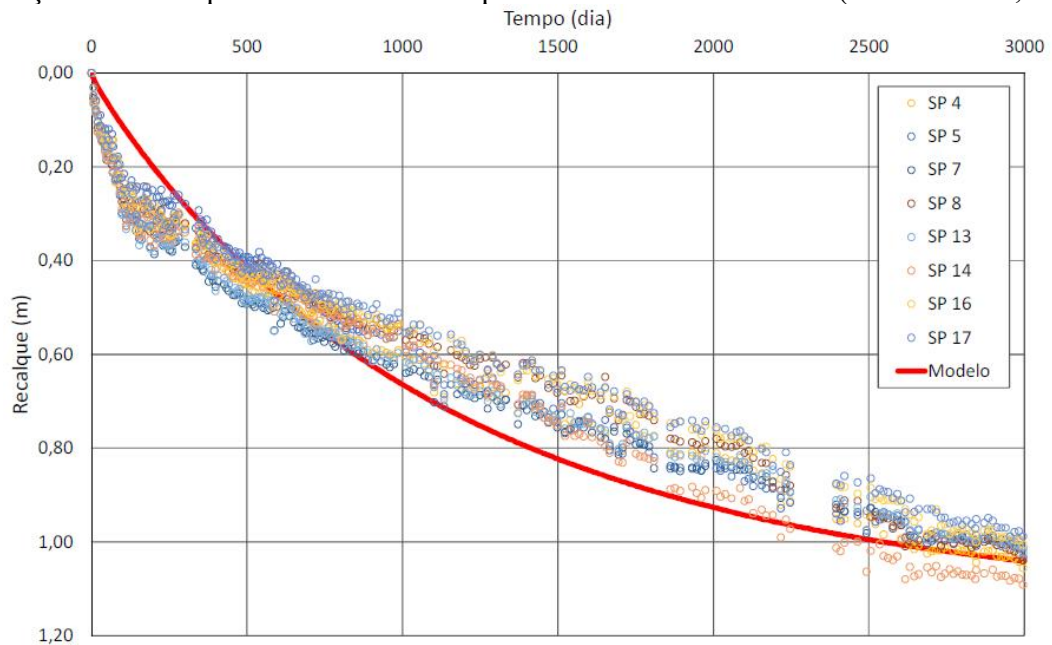
(f) Cell 6

ANEXO B

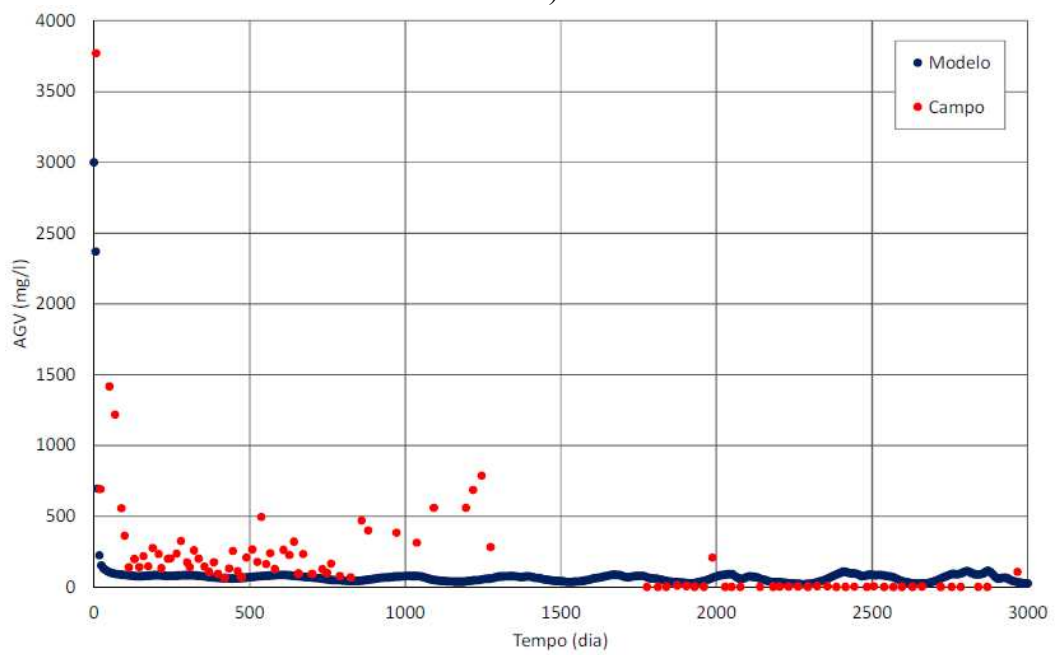
Comparações entre as vazões medidas em campo e obtidas com o modelo (Simões *et al.*, 2015).



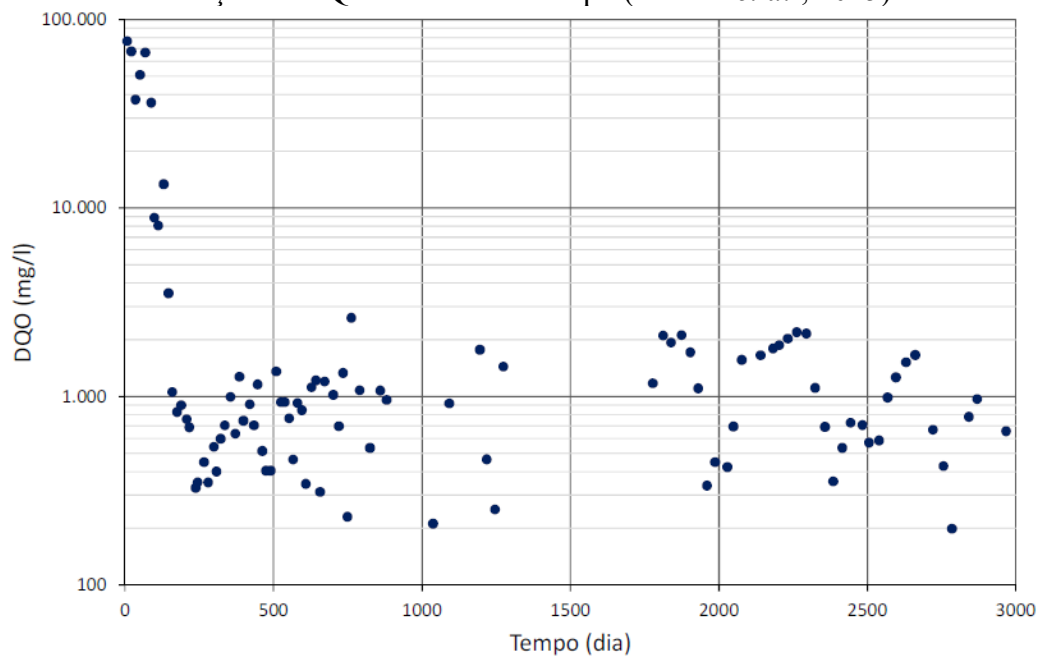
Evolução dos recalques medidos em campo e obtidos com o modelo (Simões *et al.*, 2015).



Evolução da concentração de AGV medida em campo e obtido com o modelo (Simões *et al.*, 2015).



Evolução da DQO medida em campo (Simões *et al.*, 2015).



APÊNDICE A

Parâmetros utilizados nas simulações com o modelo HBM

Módulo Hidráulico				
Símbolo	Parâmetro	Unidade	Resíduo	Dreno
α	Van Genuchten α	-	1.4	1.4
n	Van Genuchten n	-	1.6	1.6
θ_r	Teor de umidade volumétrico residual	-	0.25	0.25
S_S	Armazenamento específico	-	0	0
K_v	Condutividade hidráulica saturada vertical	$m.s^{-1}$	5×10^{-5}	1×10^{-3}
K_v/K_h	K_v/K_h	-	1	1
Módulo Biodegradação				
Símbolo	Parâmetro	Unidade	Resíduo	Dreno
b	Máxima taxa de hidrólise	$g.m^{-3}(aq).day^{-1}$	250	0
$k_{v_{in}}$	Fator de inibição	$m^3.g^{-1}$	2×10^{-6}	2×10^{-4}
ϕ	Digestibilidade	-	0.7	0.7
K_{mc}	Constante de meia saturação	$g.m^{-3}$	2000	4000
k_0	Taxa de crescimento metanogênica	day^{-1}	0.5	0
k_2	Taxa de depleção metanogênica	day^{-1}	0.01	0
Y	<i>Yield coefficient</i> – relação entre a biomassa produzida e substrato consumido	-	0.5	0.08
D	Coefficiente de difusão	$m^2.day^{-1}$	0.05	0.05
S_0	Fração sólida degradável inicial	-	0.4	0.01
c	Concentração inicial de ácidos graxos voláteis	$g.m^{-3}$	3000	0.1
m	Biomassa metanogênica inicial	$g.m^{-3}$	250	0.1
Módulo Mecânico				
Símbolo	Parâmetro	Unidade	Resíduo	Dreno
κ	Rigidez elástica	-	0.072	0.02
λ	Rigidez elastoplástica	-	0.23	0.01
ν	Coefficiente de Poisson	-	0.35	0.35
σ	Tensão de plastificação inicial	kPa	30	100
χ	Coefficiente de viscosidade de fluência	-	0.0005	0.0002
Λ	Parâmetro de alteração nos vazios devido à decomposição (ou degradação)	-	0.80	-0.65
Ω	Multiplicador do endurecimento devido à decomposição	kPa	2	2
γ_d	Peso específico seco inicial	$kN.m^{-3}$	4	5
G_{si}	Massa específica dos grãos dos componentes da fase inerte	$kN.m^{-3}$	17	17
G_{sd}	Massa específica dos grãos dos componentes da fase degradável	$kN.m^{-3}$	7.3	7.3