

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1. CONTEXTO GERAL

Nas últimas décadas os resíduos sólidos urbanos gerados pela atividade humana, têm se tornado uma grande preocupação para a sociedade. Desta maneira, estes resíduos merecem uma atenção especial, por seu volume e potencial de contaminação, precisando técnicas de tratamento adequadas. A contaminação ambiental devida aos resíduos eliminados ou depositados incorretamente é um problema que pode afetar, consideravelmente, a qualidade de vida no planeta.

Atualmente existem varias técnicas que buscam eliminar os resíduos sólidos, como a reciclagem de alguns elementos, compostagem do material orgânico e a incineração em altas temperaturas. Não obstante, mesmos com tecnologias avançadas para eliminar os resíduos, apresentam-se restos não factíveis de serem eliminados, sendo necessário seu confinamento em aterros sanitários.

A disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários é um dos métodos mais utilizados mundialmente, facilitando o controle dos problemas ambientais, além de oferecer vantagens econômicas em comparação aos métodos comentados anteriormente.

Os resíduos sólidos urbanos depositados num aterro sanitário caracterizam-se por formar um maciço heterogêneo e poroso com comportamento peculiar, e constituído por diferentes tipos de elementos. Devido à heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos, os mecanismos que governam os recalques nos aterros sanitários são muitos e, em geral, complexos, pois, além de cada material apresentar suas próprias características de compressibilidade, deve-se considerar os fenômenos ao longo do tempo de decomposição e degradação da matéria orgânica. A estimativa dos recalques em aterros sanitários é de grande importância porque permite a avaliação da integridade dos seus componentes estruturais, tais como camadas de cobertura final e sistema de drenagem de líquidos e gases, além de possibilitar a avaliação do desempenho desses empreendimentos após o fechamento. A estimativa da evolução dos recalques ao longo do tempo ainda permite a avaliação da vida útil dos aterros, aspecto importante no contexto do gerenciamento dos resíduos sólidos.

1.2. MOTIVAÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os aterros sanitários se caracterizam por serem maciços com possibilidades de sofrer grandes deformações verticais, podendo durar este processo por longos períodos de anos após o fechamento. Devido à dificuldade de estudar o comportamento mecânico de deformação nos aterros sanitários baseados na mecânica dos solos, se faz necessário desenvolver novas técnicas e metodologias que objetivem compreender e levar em consideração os principais fatores que governam estas deformações verticais.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1 OBJETIVO GERAL

Nesta pesquisa, a partir do modelo de previsão de recalques já desenvolvido por Bjarngard & Edgers (1990), pretende-se desenvolver um novo modelo.

O modelo de Bjarngard & Edgers define, na sua formulação, três parcelas de recalques. As duas primeiras parcelas estão baseadas na teoria de consolidação primária e secundária de solos. A última parcela, a qual os autores denominam recalques secundários ao longo do tempo (devido principalmente aos processos de biodegradação), apresenta uma formulação quase empírica, baseada em experiências de campo. Esta pesquisa pretende melhorar e modificar a formulação da última parcela de recalques (secundários a longo do tempo), assim como avaliar as duas primeiras parcelas e dar uma maior consistência a suas formulações.

1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para que seja possível atender ao objetivo principal, tiveram que ser cumpridos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar o comportamento propriamente mecânico dos resíduos sólidos considerando diferentes teores de material orgânico. Para isto foram realizados ensaios de compressão confinada de resíduos sólidos numa célula edométrica de grandes dimensões (altura e diâmetro de 40 cm).
- Estudar e compreender os principais fatores e mecanismos que controlam as deformações verticais em maciços sanitários. Portanto, para atingir este objetivo,

tiveram que ser construídas no campo 4 células experimentais e dois lisímetros experimentais, os quais foram monitorados ao longo do desenvolvimento da pesquisa.

- Finalmente a partir da análise dos resultados tanto dos ensaios de compressão confinada como das células e lisímetros experimentais, pretende-se desenvolver um novo modelo de previsão de deformações verticais para aterros sanitários, considerando a influencia da biodegradação.

1.4. SINOPSE DO TRABALHO

A continuação comenta-se brevemente os capítulos tratados no desenvolvimento desta tese de doutorado:

- **O Capítulo 2** apresenta a revisão bibliográfica onde são englobados conceitos básicos, propriedades e estudos relacionados aos resíduos sólidos urbanos e seu comportamento em aterros sanitários;
- Os procedimentos metodológicos utilizados nesta pesquisa são tratados no **Capítulo 3**. Desta maneira discorre-se neste capítulo os procedimentos realizados na execução dos ensaios edométricos, assim como a construção e monitoramento das células e lisímetros experimentais;
- No **Capítulo 4** são apresentados os resultados dos experimentos realizados nesta pesquisa. Portanto, são apresentados os resultados dos ensaios de compressão confinada para resíduos sólidos recentes, assim como os resultados obtidos dos monitoramentos das células e lisímetros experimentais;
- **O Capítulo 5** apresenta as análises de correlações a partir dos resultados obtidos tanto dos ensaios de compressão confinada como das células e lisímetros experimentais.
- A partir da análise dos experimentos realizados, o **Capítulo 6** trata dos procedimentos da proposta do novo modelo de previsão de deformações em maciços sanitários. Neste mesmo capítulo, se faz a aplicação da nova formulação matemática para o caso dos lisímetros e células experimentais.
- Finalmente o **Capítulo 7** apresenta às conclusões e sugestões da tese.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para melhor compreensão deste trabalho, apresenta-se a seguir a revisão bibliográfica feita para o desenvolvimento da pesquisa. Desta maneira, são englobados conceitos, propriedades e estudos relacionados aos resíduos sólidos urbanos e seu comportamento em aterros sanitários.

2.1. CONCEITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E ATERROS SANITÁRIOS

2.1.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

A urbanização e a industrialização crescentes conduziram à geração de grandes quantidades de resíduos, que podem amplamente ser classificados como resíduos sólidos urbanos e resíduos sólidos industriais (Mannapperuma et al., 2003).

Os resíduos sólidos urbanos são restos considerados inúteis, indesejáveis ou descartáveis, produto das atividades humanas domésticas. Normalmente, apresentam-se sob estado sólido, semi-sólido ou semilíquido (com conteúdo líquido insuficiente para que este líquido possa fluir livremente).

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas ABNT (NBR-8419), os resíduos sólidos urbanos são aqueles gerados em aglomerados urbanos, excetuados os resíduos industriais perigosos, hospitalares sépticos e de aeroportos e portos.

Segundo Sáez et al. (2001) nas cidades mais desenvolvidas, a produção de resíduos sólidos urbanos chega a 3,0 kg/hab./dia e, levando-se em conta os resíduos agrícolas e industriais, este número pode chegar a valores bem maiores. No Brasil atualmente a produção média de resíduos sólidos urbanos chega a 0,924 kg/hab./dia, no entanto, cidades importantes como Brasília, produzem em média 1,58 kg/hab/dia (ABRELPE, 2007).

Os resíduos sólidos urbanos, denominados vulgarmente de lixo se constituem numa mistura heterogênea de materiais sólidos que podem ser parcialmente reciclados e reutilizados, vêm se constituindo em um dos maiores problemas da sociedade moderna (Alcântara, 2007).

Os resíduos sólidos urbanos merecem uma atenção especial, por seu grande volume de produção e potencial de contaminação, precisando técnicas de tratamento adequadas. A

contaminação ambiental devida aos resíduos eliminados ou depositados incorretamente é um problema que pode afetar, consideravelmente, a qualidade de vida no planeta. Atualmente existem varias técnicas que buscam eliminar os resíduos sólidos, como a reciclagem de alguns elementos, compostagem do material orgânico e a incineração em altas temperaturas, entre outros. Não obstante, mesmos com tecnologias avançadas para eliminar os resíduos, apresentam-se restos não factíveis de serem eliminados, sendo necessário seu confinamento em aterros sanitários.

A disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários é um dos métodos mais utilizados mundialmente, facilitando o controle dos problemas ambientais, além de oferecer vantagens econômicas em comparação aos métodos comentados anteriormente.

2.1.2. ATERROS SANITÁRIOS

Define-se um aterro sanitário como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT - NBR 8419).

Segundo as cifras da ABRELPE (2008) no Brasil, do total resíduos sólidos urbanos gerados só 40,5 % dos municípios dão uma destinação adequada e, os outros 59,5 % não apresentam destinação adequada.

Devido ao potencial de poluição dos resíduos sólidos urbanos ao meio ambiente, os aterros sanitários requerem técnicas para evitar ou minimizar os seguintes riscos (Palma, 1995):

- Contaminação das águas superficiais e subterrâneas;
- Formação de pó e arraste de resíduos leves;
- Propagação de gases tóxicos ou mal cheirosos;
- Acesso de animais ou pessoas não autorizadas ao aterro;
- Iniciação e propagação de incêndios;
- Impactos visuais desagradáveis.

A fim de evitar os problemas arrolados anteriormente, alguns cuidados técnicos especiais devem ser tomados durante a execução dos aterros sanitários.

2.1.2.1. COMPONENTES BÁSICOS DE PROJETO PARA INSTALAÇÃO DE UM ATERRO SANITÁRIO

a) Sistema de tratamento do fundo da base do aterro

Tem como função proteger e impermeabilizar a fundação do aterro, evitando a contaminação do subsolo e aquíferos adjacentes devido à migração dos lixiviados e gases. Dentro das recomendações para tratamento de fundação, se destacam:

- Camadas de solo compacto (compacted clay liner ou CCL), geossintéticos (geomembranas –GM, ou geocomposto argiloso para barreira impermeável - GCL) ou, mais usualmente, uma combinação destas (Bosco, 2008).
- Em caso de resíduos perigosos; camada de solo argiloso compacto com espessura de 1 m e coeficiente de permeabilidade inferior a 1×10^{-9} m/s sobreposta por duas geomembranas de PEAD com espessura de 2 mm e coeficiente de permeabilidade da ordem de 10^{-14} m/s, entremeadas por uma camada drenante para captar o percolado que eventualmente infiltre pela geomembrana superior (Dreno testemunho). Para resíduos não perigosos (RSU) exige-se uma camada de solo argiloso compactado com 0,6 m de espessura e coeficiente de permeabilidade inferior a 1×10^{-9} m/s sobreposta por uma geomembrana de PEAD de 2 mm de espessura e coeficiente de permeabilidade de cerca de 10^{-14} m/s (Cetesb apud Bosco, 2008).

A figura 2.1 exemplifica um sistema de impermeabilização do fundo da base do aterro

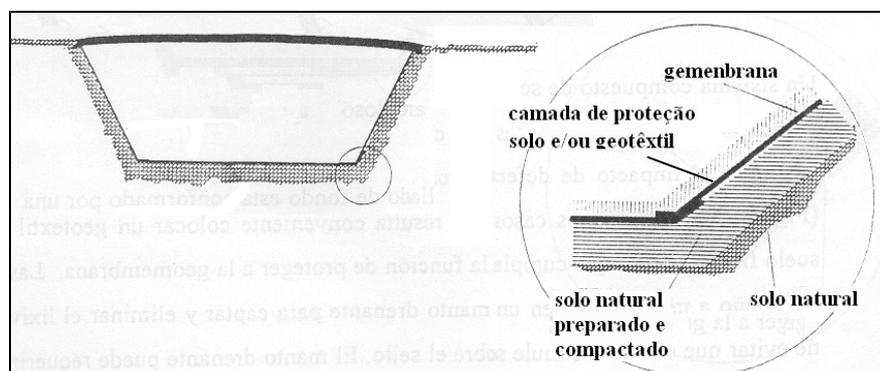


Figura 2.1 – Exemplo de tratamento e impermeabilização do fundo da base de um aterro (Modificado de Palma, 1995).

b) Sistema de drenagem dos líquidos percolados

O sistema de dreno tem como função coletar e conduzir os líquidos percolados a traves de drenos internos, de tal forma a reduzir as pressões atuantes dos líquidos na massa dos resíduos aterrados.

O sistema de drenagem de percolado geralmente consiste em uma camada de material granular de alta permeabilidade, como brita, protegida por uma camada de filtração, geralmente de areia ou geotêxtil. Dentro da camada de material granular é colocada uma tubulação perfurada, de material física e quimicamente resistente ao tipo de resíduo disposto, como por exemplo, PEAD (polietileno de alta densidade). As tubulações conduzem o percolado a um reservatório ou trincheira, de onde é removido por bombeamento para tratamento.

A Figura 2.2 mostra a disposição de um sistema de drenos para líquidos percolados numa célula de aterro sanitário.

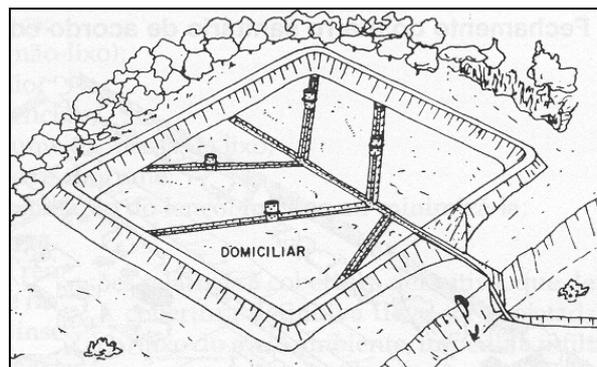


Figura 2.2 – Disposição de um sistema de drenagem para líquidos percolados numa célula de aterro sanitário (IPT, 1998).

c) Sistema de drenagem de gases

O sistema de drenagem de gases de um aterro sanitário compreende drenos verticais e camadas horizontais interligados. As camadas horizontais fazem parte da cobertura e podem ser constituídas de areia, geotêxteis espessos, geomalhas e geocompostos para drenagem. Os drenos verticais atravessam todo o perfil do aterro, desde o revestimento de fundo até a superfície do aterro, e são construídos com tubos de concreto verticais perfurados envoltos por materiais granulares (Boscoy, 2008).

Segundo Chen et. al. (2003), em termos gerais a taxa de produção de gas numa camada de resíduos sólidos urbanos está em função da massa específica do gás, da distancia radial ao centro do dreno vertical, a profundidade (distancia) vertical em relação ao topo da camada final de cobertura, da velocidade de fluxo de gás tanto na direção horizontal como na direção vertical.

A Figura 2.3 exemplifica esquematicamente um dreno vertical de gás executado em tubo de concreto perfurado, envolto em brita.

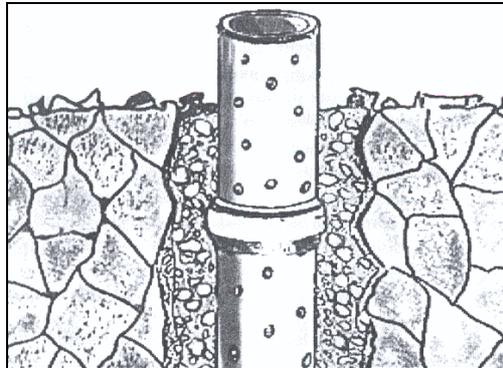


Figura 2.3 – Dreno de gás executado em tubo de concreto perfurado, envolto em brita (Bidone e Povinelli, 1999).

d) Sistemas de camadas de coberturas

O sistema de cobertura consiste na aplicação de solo fino (preferencialmente material inerte) sobre os resíduos dispostos nas células de aterros sanitários. Este sistema tem como função proteger a superfície dos resíduos, minimizando os impactos ao meio ambiente, visando a eliminação de vetores contaminadores, à diminuição da taxa de formação de percolados, à redução de odores e permitir o tráfego de veículos coletores sobre o aterro, entre outros.

Num aterro sanitário deve-se aplicar necessariamente dois tipos de coberturas:

- Uma cobertura diária de 0,15 a 0,30 m de solo inerte de cada jornada ou etapa de operação. Como o espaço é um produto precioso, muitos aterros testam lonas impermeabilizadas ou coberturas pulverizadas com emulsões de argamassa ou papel. Essas emulsões podem cobrir o lixo com eficiência, ocupando pouco mais de meio centímetro (Figura 2.4a).
- Terminada a etapa de operação do aterro, deve ser aplicado o revestimento impermeável superior (cobertura definitiva), o qual deve cumprir diferentes funções como impedir a infiltração de água de chuvas, evitar a migração dos fluidos dos resíduos ao exterior do aterro. A espessura deste revestimento pode variar entre 0,40 a 0,60 m e pode ser caracterizado por estar constituído por uma série de camadas de solos juntamente com materiais geosintéticos (Figura 2.4b).

É importante o desenho de sistemas de drenagem superficial num aterro sanitário, especialmente em áreas sujeitas a precipitações altas.

A Figura 2.4 apresenta respectivamente formas representativas de cobertura diária e definitiva.

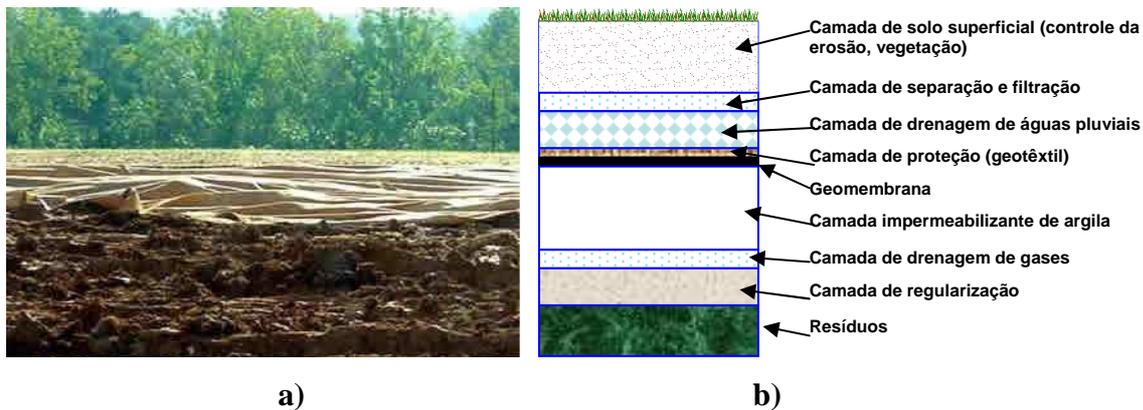


Figura 2.4 – Sistemas de coberturas em aterros sanitários: **a)** cobertura diária utilizando lonas impermeabilizantes; **b)** cobertura definitiva.

2.2. IMPORTÂNCIA E MONITORAMENTO DAS PRINCIPAIS PROPRIEDADES DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DISPOSTOS EM ATERROS SANITÁRIOS

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) dispostos em aterros sanitários podem ser considerados como maciços com algum grau de compactação, os quais estão constituídos por uma fase líquida, sólida e gasosa. A fase sólida se caracteriza por estar formada por diferentes tipos de resíduos degradáveis e não degradáveis (material orgânico, plásticos, papel, vidros, entre outros), gerando assim uma estrutura de maciço sanitário de composição heterogênea e comportamento peculiar. Devido à mistura de uma grande variedade química sob influência de agentes naturais (chuva e microorganismos), o maciço do aterro é objeto de evoluções complexas constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos (Castilhos et al., 2003). Desta maneira, o conjunto destes mecanismos conduz à degradação da matéria orgânica, geração de gases e lixiviados, originando câmbios no comportamento mecânico e, conseqüentemente, afetando as propriedades geotécnicas do aterro sanitário.

O estudo que permita controlar e entender os mecanismos complexos que governam os resíduos dispostos num aterro sanitário pode ser realizado através do monitoramento das seguintes propriedades básicas:

2.2.1. PROPRIEDADES FÍSICAS

2.2.1.1. COMPOSIÇÃO FÍSICA

A composição física consiste na separação em forma de grupos para os diferentes elementos constituintes dos RSU, podendo ser divididos em materiais orgânicos, papeis, papelão, plásticos (sacolas, garrafas), vidros, metais, couros, borrachas, tecidos, madeiras, solo e pedras, entre outros. Seguidamente, estes grupos de elementos podem ser expressos em termos de:

- **composição em peso ou composição gravimétrica;** expresso pelo percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra;
- **composição volumétrica;** expresso pelo percentual em volume de cada componente em relação ao volume total da amostra.

A composição física é uma das características de maior influência nas propriedades mecânicas (resistência e compressibilidade) dos RSU dispostos em aterros sanitários. Além disso, permite estimar o potencial de geração de gás (valor energético) a partir do conhecimento básico da quantidade da fração biodegradável.

Como comentado anteriormente, os resíduos sólidos urbanos num aterro sanitário, caracterizam-se por serem formados por três fases: sólida, líquida e gasosa. Num primeiro momento, tem-se o domínio da fase sólida; após algum tempo, devido aos processos de biodegradação, destacam-se as fases líquida (chorume) e gasosa (dióxido de carbono CO₂, metano CH₄ e outros). Essas duas últimas fases estão relacionadas aos processos de decomposição do resíduo ao longo do tempo, os quais estão diretamente associados ao teor de umidade, conteúdo orgânico de RSU e condições climáticas.

Em termos de comportamento mecânico, num aterro sanitário, diferentes tipos de “partículas” podem estar presentes nos RSU e são convencionalmente classificados como seguem (Dixon & Langer, 2005; Hudson et al., 2004; Grisolia et al. 1995; Landva & Clark, 1990; ETC8, 1993).

- Classe A: materiais estáveis inertes;
- Classe B: materiais altamente deformáveis. Sendo incluídos: a) partículas esmagáveis ou frágeis (garrafas de vidros e latas), que podem liberar gás ou líquido, resultando uma diminuição aparente em volume ocupado pela partícula quando ocorre o esmagamento ou a ruptura; b) partículas compressíveis, maleáveis ou de outras formas de deformação, que trocam de forma e volume quando a tensão é incrementada.

- Classe C: materiais degradáveis, que trocam de volume ou trocam da fase sólida a líquida ou gás devido à decomposição.

Devido à grande variedade de materiais presentes nos RSU, uma aproximação prática é identificar grupos principais de materiais (Dixon & Langer, 2006). Por exemplo, o método de composição dos resíduos sólidos, utilizado pelo Departamento Americano de Qualidade Ambiental (2007), usa os seguintes grupos principais: Papeis; plásticos; produtos orgânicos (restos de poda, madeira, restos de alimentos, pneus, materiais têxteis, tapete, etc.); vidro; metais; outros produtos inorgânicos (tijolo, entulho, gipsita, etc.); desperdícios médicos /outros materiais perigosos; materiais não classificados. Grisolia et al. (1995) classifica os elementos dos RSU em grupos de materiais orgânicos putrescíveis (resíduos alimentares, de jardinagem e de varrição e aqueles que apodrecem rapidamente); orgânicos não putrescíveis (papéis, madeiras, tecidos, couros, plásticos, borrachas, tintas, óleos e graxas); inorgânicos degradáveis (metais); e inorgânicos não degradáveis (vidros, cerâmicas, solos minerais, cinzas e entulhos de construção). A precisão da escolha dos componentes da composição física dos resíduos vai depender do objetivo específico do trabalho a ser realizado, por exemplo, com fins de determinar o potencial de geração de gás, reciclagem, etc.

A composição física dos resíduos sólidos urbanos assim produzidos varia bastante de uma região para outra e, em geral, está relacionada com os níveis de desenvolvimento econômico, tecnológico, sanitário e cultural das mesmas (Boni ET AL., 2006; Durmusoglu et al., 2006; Santos & Presa, 1995). Tomando como referência algumas cidades importantes do Brasil, pode-se comentar que do total dos RSU produzido no país mais de 50 % correspondem a materiais orgânicos degradáveis (Tabela 2.1).

A partir de dados coletados de outros autores, a Tabela 2.1 apresenta a composição gravimétrica dos RSU em diversas cidades do Brasil.

Tabela 2.1 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos em cidades do Brasil, em % peso úmido.

Componentes	Materiais putrescíveis	Papel/papelão	Plástico	Metais	Madeira/couro/vidro/Borracha/outros
Brasília ¹	50	26	15	2,5	6,5
Belo Horizonte ²	61,6	9,5	10,9	2,3	15,7
Curitiba ³	66	3	6	2	23
Maceió ⁴	50	16	13	3	18
Palmas ⁵	63	10,7	11,4	5,9	9

Porto Alegre ³	74	11	6	4	5
Salvador ⁶	70	16	10	1,5	2,5
São Paulo ⁷	58	13	16	2	11
Rio de Janeiro ⁸	60,7	13,5	15,3	1,6	8,9
Recife ⁹	46,3	12,2	19,4	1,9	20,2

¹Junqueira (2000); ²SMLU (2003); ³Oliveira (2001) apud Boscov (2008); ⁴Universidade Federal de Alagoas (2004); ⁵Naval & Gondim (2001); Santos & Presa (1995); ⁷Limpurb (2003); ⁸Comlurb (2005); ⁹Mariano et al. (2007).

Não obstante, muitos autores preferem apresentar a composição física dos resíduos em termos gravimétricos (% em peso); é importante e recomendável, fazer, paralelamente, a composição física volumétrica (% em volume). Isto devido à existência de muitos elementos de baixa densidade que ocupam volumes significativos, como é o caso dos resíduos gerados na cidade de Recife, onde os materiais plásticos apresentam-se em proporções menores em peso em relação aos materiais orgânicos e, curiosamente, apresentam-se em proporções maiores em % de volume (Tabela 2.2). Desta maneira, Mariano et al. (2007) comenta que as análises de composição volumétrica servem como indicador de quanto cada tipo de resíduo ocupa em volume das células de aterramento e mostra que a falta de programas de reaproveitamento e reciclagem fazem com que os aterros diminuam a sua vida útil de forma bastante significativa.

A continuação, a Tabela 2.2 apresenta em termos de comparação, a composição gravimétrica e volumétrica para os resíduos gerados na cidade de Recife/PE.

Tabela 2.2 – Composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Recife, realizado em condições naturais e expresso em % (Mariano et al., 2007).

Componentes	Composição Gravimétrica	Composição Volumétrica solta	* Composição Volumétrica compactada
Matéria orgânica	46,3	23,1	26,1
Papel/papelão	12,2	15,1	12,9
Plásticos	19,4	45,7	40,6
Madeira	2,7	2,4	2,6
Têxteis	3,5	3,1	2,6
Borracha e couro	0,8	0,8	1,1
Metais	1,9	2,0	2,4
Vidro	1,0	0,5	0,6

Fraldas	3,6	3,2	3,2
Coco	6,0	3,3	7,2
Outros	3,1	0,8	0,7

*Não especifica o valor da carga aplicada sobre cada componente de RSU

2.2.1.2. TAMANHO E FORMA DAS PARTÍCULAS DE RSU

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) além de estar conformados por diferentes componentes manifestam também heterogeneidade no tamanho e forma de suas partículas constituintes. Knochenmus et al. (1998), mencionam que a grande faixa de variação da distribuição do tamanho das partículas é o resultado da composição física muito heterogênea desses resíduos. Sendo isto válido, também para suas formas morfológicas.

A forma e tamanho dos diferentes elementos dos RSU podem variar como resultado das condições da colocação (por exemplo, devido à compactação), dos esforços devido ao aterramento e superposição de camadas, devido à deformabilidade de algumas partículas, e devido aos longos processos de degradação, (modificado de Dixon & Langer, 2006).

Segundo Knochenmus et al. (1998), o tamanho típico das partículas varia entre pedregulhos a uma fração menor que 20 % de partículas finas (< 0,075 mm). A distribuição granulométrica dos resíduos varia com a idade destes, passando de material granular a material fino e pastoso; ao longo do tempo, a biodegradação do material putrescível, aumenta a fração fina do material (Boscov, 2008; Dixon & Jones, 2005; Knochenmus et al., 1998). Existe uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o tamanho dos mesmos, expressa pela superfície específica (área da superfície / volume). Desta forma observa-se um incremento da velocidade de degradação quando a massa é composta por resíduos menores, devido ao aumento da área superficial de contato, (Borba, 2006; Faculty of Engineering Kasetsart University, 2004; Bidone & Povinelli, 1999). Além disso, pesquisadores da Faculty of Engineering Kasetsart University (2004), comentam que a redução do tamanho das partículas de RSU ajuda as fases de hidrólise e acidogênica a uma liberação mais rápida de ácidos ao sistema. Assim, a redução do tamanho deve ocorrer simultaneamente com a proteção e/ou a sementeação. No entanto, Bidone & Povinelli (1999), argumentam que a fermentação muito rápida de ácidos voláteis, traz como resultado a inibição das bactérias metanogênicas (encarregadas pela geração do gás metano CH₄).

Dentro dos procedimentos tradicionais para determinação do tamanho das partículas de RSU é usado a medição direta visual (partículas maiores manejáveis com a mão) e o

peneiramento com malhas de aberturas definidas (para partículas menores a finas). Para representação da distribuição granulométrica de RSU da Alemanha, Kölsch (1995) adotou a separação dos constituintes em porcentagem por peso através de peneiras com abertura 8,40 e 120 mm. Acima de 120 mm, os materiais foram separados visualmente em 500 a 1000 mm. Ensaio de distribuição do tamanho das partículas para resíduos secos (estufa a 70 °C) do aterro Bandeirantes, idade do lixo superior a 15 anos, foram executados por Carvalho (1999) através de uma série de peneiras pré-selecionadas (2", 1 1/2", 1", 5/8", 4,76 mm, 2,0 mm e 0,59 mm) e a medida direta de componentes com dimensões maiores de 2". A Figura 2.5 apresenta as curvas granulométricas dos resíduos estudados por Nascimento (2007), juntamente com a faixa de ocorrência sugerida por Jessberger (1994). É importante mencionar, que para os resíduos estudados por Nascimento (2007), foram desconsiderados os materiais fibrosos (têxteis, plásticos).

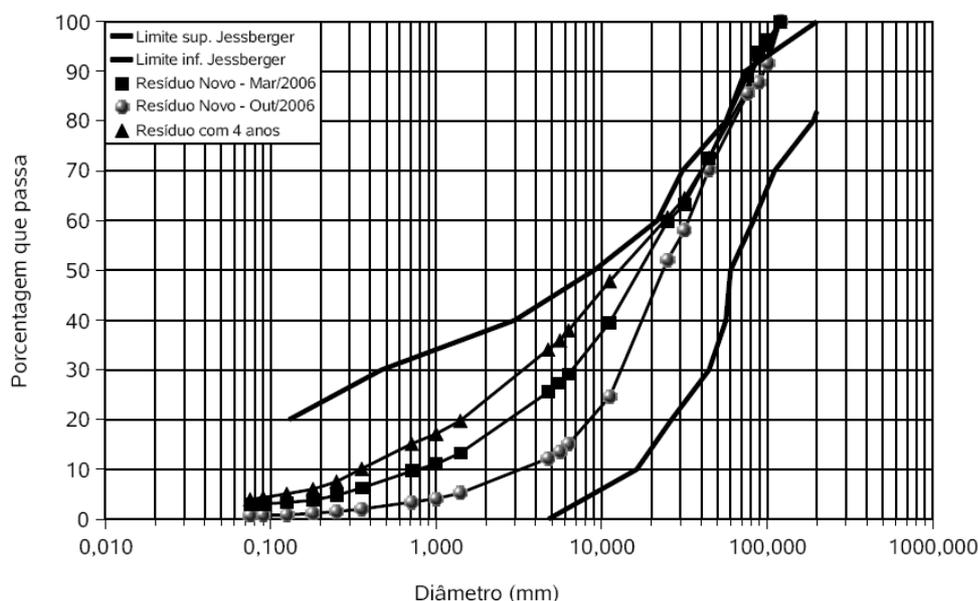


Figura 2.5 – Curvas granulométricas obtidas para um resíduo novo e com 4 anos (Fonte: Nascimento, 2007).

A partir de faixas de tamanho de partículas definidas (< 8, 8-40, 40-120, 120-500, 500-1000, >1000 mm), Kölsch (1996), para os resíduos da Alemanha mostrou que os componentes com maior porcentagem em peso estão na faixa de 40 a 120 mm, chegando a representar mais de 50% do peso total de RSU. Já no caso dos resíduos da cidade de Brasília, Tapahuasco (2005) em resíduos de 4 anos e, Marton (1998) em resíduos novos, determinaram que o maior porcentagem em peso corresponde aos componentes > 60 mm. A Tabela 2.3 mostra a distribuição granulométrica apresentada pelos autores Tapahuasco (2005) e Marton (1998).

Tabela 2.3 – Distribuição granulométrica em peso para os RSU da cidade de Brasília.

Diâmetro (mm)	¹ Resíduos novos (%)	² Resíduos de 4 anos (%)
< 25	21,5	18,8
25 - 37	21,8	0,2
37-50	16,7	0,3
50 - 60	7,4	1,3
> 60	32,6	79,4

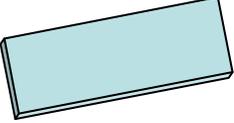
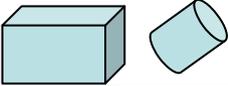
¹Marton (1998), ²Tapahuasco (2005)

A classificação morfológica segundo a forma dos componentes dos resíduos, apresenta também, uma influência no comportamento do maciço sanitário. Dixon & Langer (2006) propõem que a forma dos componentes de resíduos pode ser caracterizada em dois grupos básicos baseados nas propriedades, conjuntamente com subdivisões associadas:

- Componentes de reforço; formado por elementos unidimensionais e bidimensionais (por exemplo, sacolas de plásticos, folhas de papel).
- Componentes tridimensionais:
 - a) Componentes compressíveis: a1-Elevada compressibilidade (por exemplo, materiais putrescíveis, empacotamentos plásticos); a2-baixa compressibilidade (por exemplo, latas de bebidas)
 - b) Componentes incompressíveis (por exemplo, tijolos, partes de metais).

A Tabela 2.4, apresenta a classificação morfológica dos RSU feita pela Norma alemã DGGT (1994).

Tabela 2.4 – Classificação morfológica dos RSU (DGGT, 1994 apud Boscov, 2008).

Dimensão	Características	Forma
0	Grãos (diâmetro < 8 mm)	
1	Fibras	
2	Folhas, objetos planos	
3	Volumes	

2.2.1.3. PESO ESPECÍFICO DOS RSU (MASSA ESPECÍFICA)

O peso específico aparente *in situ* dos RSU depende principalmente da composição física dos resíduos, da distribuição granulométrica, do grau de compactação, do teor de umidade, do estado de tensões presentes e da taxa de degradabilidade, entre outros fatores.

Não há ensaios normalizados para a determinação do peso específico dos RSU, o que causa uma fonte de variação adicional para esse parâmetro. A dificuldade de retirar amostras indeformadas e representativas, principalmente para resíduos novos, indica a determinação *in-situ*. (Bosco, 2008). Uma técnica para determinação do peso específico *in-situ* usada por alguns autores (Tapahuasco, 2005; Marques, 2001; Lopes & Gomes, 2000; Landva & Clark 1990), consiste na retirada de material a partir de uma cava, pesagem desse material e determinação do volume da cava. Outra técnica usada é a tradagem com coleta de amostras (Mora-Naranjo et al., 2004; Carvalho 1999), utilizada especialmente quando o estudo compreende situações profundas. Neste último caso, o volume está em função das dimensões do trado, sendo realizada seguidamente a pesagem do material coletado (Figura 2.6). Carvalho (1999) menciona que a determinação do peso específico via tradagem é problemática devido à falta de confiabilidade na determinação do volume.

Manna et al. (1999), a partir de resultados obtidos em campo, argumenta que o peso específico dos RSU num aterro sanitário varia no tempo de acordo com a profundidade. De fato inicialmente os resíduos estão compactados a certo peso específico aparente. Este valor conseqüentemente incrementa devido ao incremento da carga específica como conseqüência da superposição de outras camadas e recalques progressivos. A Figura 2.6 mostra a técnica da tradagem para coleta de amostras, utilizada por Naranjo et al. (2004), especificando a variação do peso específico com a profundidade.

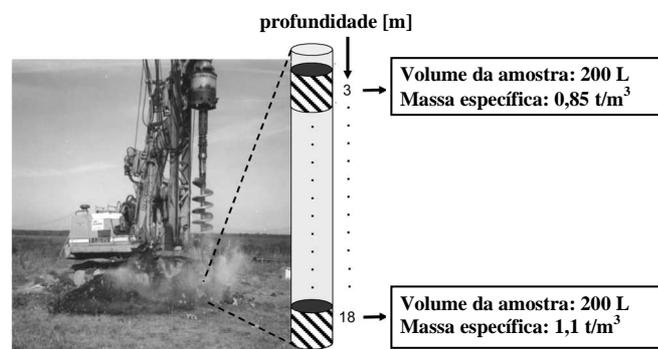


Figura 2.6 – Amostragem via tradagem no aterro municipal, cidade de Wolfsburg –Alemanha, (Naranjo, 2004).

Segundo Carvalho (1999), a determinação da massa específica dos RSU via o método de gradagem é calculada em função do diâmetro do furo e a massa coletada de RSU. No entanto, a autora argumenta a dificuldade em se determinar a massa específica dos RSU com o uso deste método, podendo comprometer seus resultados.

O peso específico inicial dos resíduos está influenciado pelo grau de compactação aplicado, quanto menor for o número de passadas, menores são os pesos específicos obtidos. Por outro lado, um número excessivo de passadas parece não conferir aumentos significativos das densidades dos RSU (Catapreta et al. 2006). Na literatura estão citados valores de pesos específicos de RSU tão baixos que $3,5 \text{ kN/m}^3$, em aterros mal compactados, até valores de 17 kN/m^3 em aterros muito compactados (Marques, 2001; Alciturri, 2000; Verbrugge, 2000; Carvalho 1999; Santos 1997; ISSMF, 1997 apud Lopes & Gomes, 2000; entre outros). Um alto peso específico inicial (associado a uma maior compactação) reduz tanto o recalque final como também as taxas de recalques primários e secundários (El-fadel & Khory, 2000). Segundo Palma (1995), o aumento do peso específico inicial dos RSU (compactação), tem como principal vantagem um maior aproveitamento da capacidade do aterro sanitário. Fassett et al., (1994) apresenta as seguintes faixas de valores de pesos específicos:

Resíduo mal compactado	=	3 a 8 kN/m^3
Resíduo moderadamente compactado	=	5 a 9 kN/m^3
Resíduo bem compactados	=	10 a 11 kN/m^3

Segundo McDougall et al., (2004) o peso específico aparente dos RSU em aterros sanitários está influenciado também por dois níveis de porosidade. Um primeiro nível correspondente aos espaços vazios entre as partículas de RSU preenchidas com gás e/ou água, denominado de macroporosidade. O segundo nível corresponde a um sistema estruturado de microporos, característicos de partículas que tem a capacidade de absorver umidade. O rearranjo e a compactação inicial do RSU conduzem a uma redução do volume de macroporos, no entanto, o sistema de microporos resiste à deformação, especialmente em casos de carregamentos leves onde a pressão negativa da água nos microporos ajuda a endurecer a partícula. Além disso, McDougall et al. (2004) comentam que existem dois tipos de partículas de RSU em função da porosidade. A primeira corresponderia a partículas com massa contínua formando simplesmente macroporosidades no conjunto do RSU e, o segundo tipo seriam as partículas que apresentam microporosidades e macroporosidades. Desta maneira, Dixon & Jones (2005) comentam o aumento do peso específico de algumas partículas com capacidade de absorver água devido ao incremento de umidade contida no volume dos microporos (por exemplo: restos de comida, resíduos de poda, papéis e têxteis).

Este incremento individual do peso específico das partículas sólidas acrescenta-se ao aumento do peso específico aparente total do resíduo como resultado dos líquidos contidos nos espaços vazios entre as partículas (macroporos). Finalmente, a partir dos resultados de McDougall et al. (2004), é apresentado na Tabela 2.5 a variação do peso específico de algumas componentes de RSU, segundo a sua condição de peso seco, peso saturado e peso da fase sólida (peso específico dos grãos).

Tabela 2.5 – Determinação do peso específico de alguns constituintes de RSU (McDougall et al., 2004).

Componentes	Gravimetria (% peso seco)	γ_d (kN/m ³)	γ_{sat} (kN/m ³)	$\gamma_{sólido}$ (g) (kN/m ³)
Papel	12	4	12	20
Materiais orgânicos	23	5,8	8,7	8,2
Têxteis	5	3	6	4,3
Plásticos	9	11	-	11
Metal	3	60	-	60
Vidros	1	29	-	29
Inertes/solo cobertura	47	18	20	22,5

γ_d = Peso específico aparente seco; γ_{sat} = Peso específico saturado; $\gamma_{sólido}$ = peso específico fase sólida

Em termos de degradação, Bidone & Povinelli (1999), a partir de investigações bibliográficas, comentam que os efeitos do peso específico do lixo variam com o conteúdo de água. Reações rápidas podem ser obtidas quando se dá a penetração da água no resíduo, ou seja, quando o peso específico é baixo. Pesos específicos altos tendem a inibir o processo de decomposição.

O grau de degradação é outro fator importante relativo ao peso específico dos resíduos: à medida que a matéria sólida vai sendo transformada em líquidos e gases e estes vão sendo drenados, o material sólido remanescente tem características muito distintas dos resíduos originais (Boscov, 2008).

Segundo a literatura consultada (Cardin, 2008; Nascimento 2007; Vilar & Carvalho, 2002, 2004 e Palma, 1995), o incremento do peso específico dos RSU dispostos em aterros sanitários aumenta os parâmetros de resistência do maciço (ângulo de atrito e coesão).

2.2.1.4. TEOR DE UMIDADE DOS RSU

Segundo a literatura consultada (Boscoy, 2008; Dixon & Jones, 2005; Bidone & Povinelli, 1999), o teor de umidade depende da composição física inicial dos resíduos sólidos, das condições climáticas (por exemplo, a pluviometria), das condições de operação do aterro (condições de impermeabilização e drenagem interna e superficial do maciço), do conteúdo orgânico e da taxa de decomposição. Além disso, a umidade na massa de resíduos é necessária para o transporte de nutrientes e transferência de calor, ou seja, o fluxo de umidade através de um aterro estimula a atividade microbiana de biodegradação, fornecendo melhor acesso dos substratos insolúveis e dos nutrientes solúveis aos microrganismos (Paes, 2003).

Qiam et al. (2002), apresentam 2 tipos de umidade que são usados no projeto dos aterros sanitários. O primeiro tipo de umidade contida é definido como a porcentagem da massa de água pela massa do resíduo seco:

$$w_d = \left(\frac{M_w}{M_s} \right) * 100 \quad (2.1)$$

onde:

w_d = umidade gravimétrica base seca;

M_w = massa da água;

M_s = massa seca dos resíduos sólidos.

Os autores apresentam o segundo tipo de umidade contida com base na massa úmida dos resíduos de acordo com a seguinte equação:

$$w_w = \left(\frac{M_w}{(M_s + M_w)} \right) * 100 \quad (2.2)$$

onde:

w_w = umidade gravimétrica base úmida;

M_w = massa da água;

M_s = massa seca dos resíduos sólidos.

Alguns autores preferem expressar o teor de umidade como uma relação de volume (Mora-Naranjo et al, 2004; Rodriguez et al., 2001; Shang-Shyng & Hsiu-Lan, 2000). Desta maneira a expressão ficaria:

$$\Theta = V_w / V_t \quad \text{ou} \quad \Theta = n \cdot S_r \quad (2.3)$$

onde:

Θ = umidade volumétrica; V_w = volume de água; V_t = volume total da amostra; n = porosidade; S_r = grau de saturação.

Um procedimento para determinação da umidade gravimétrica dos RSU, baseada na técnica de laboratório de solos, é via secagem na estufa. No entanto, devido à possível volatilização de alguns elementos de RSU existe certo cuidado em relação à temperatura de secagem. Alguns autores conservadores usam valores de temperaturas dentro da faixa de 55 a 70 °C, mantendo a amostra sob secagem até constância do peso (Nascimento 2007; Alcântara, 2007; Mora-Naranjo et al., 2004; Carvalho, 1999; entre outros). Lange et al. (2002), procurando determinar melhores valores de temperatura de secagem e massa de amostra para análise de umidade, estudaram amostras de 50, 100 e 150 gramas, submetidas cada uma, a três valores diferentes de temperatura (65 °C, 105 °C, 150 °C) por 24 horas. Desta maneira os autores observaram que na temperatura 65 °C a secagem era incompleta uma vez que com o incremento da temperatura o teor de umidade tendia a aumentar. Porém a 150 °C observaram uma evolução mais acentuada da fase vapor, arrastando grande quantidade de outros compostos orgânicos insolúveis em água e/ou menos voláteis, resultando num maior teor de umidade. Conseqüentemente, a partir de uma análise de desvio padrão, os autores concluíram que a melhor metodologia para determinação do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos seria utilizando (100 ± 2) g da amostra na temperatura de (105 ± 5) °C por 24 horas. Resultados semelhantes foram obtidos por Gomes et al. (2005) e Lima et al (2002). A partir dos resultados de Lange et al. (2002), a Figura 2.7 mostra os valores de teores de umidade em função da massa da amostra e da temperatura de secagem.

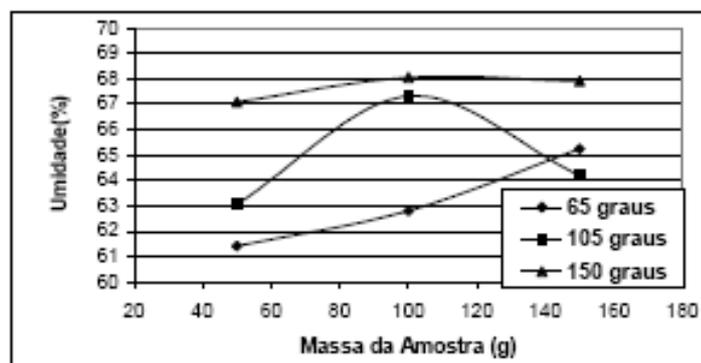


Figura 2.7 – Teor de umidade em função da massa da amostra e da temperatura de secagem (Lange et al., 2002).

Segundo Gonzalez (2007), o nível elevado de umidade no tempo favorece a hidrólise, porém estas condições podem causar concentrações de nitrogênio o qual limita a produção de metano e ácidos voláteis graxos. Contrariamente, outros autores (Pommier et al., 2006; Mora-Naranjo et al, 2004; Wreford & Atwater, 2000) comentam que o incremento do teor de umidade claramente contribui no incremento da formação de metano (CH₄). Wreford &

Atwater (2000) observaram no aterro de Vancouver, que nos períodos de precipitações intensas ocorria uma produção mais elevada de CH₄. Segundo o U.S. Army Corps of Engineers (1995), a umidade de maximização da atividade microbiana na produção de biogás varia de 50 a 60%. Por outro lado, Jucá e Maciel (1999) verificaram altas taxas de decomposição dos resíduos no aterro de Muribeca para umidades variando entre 20 e 40% (Apud Maciel, 2003). Para valores mínimos de teores de umidade abaixo de 20 % (umidade volumétrica), a atividade biológica pode decrescer a zero (Rodriguez et al., 2001; Shang-Shyng & Hsiu-Lan, 2000).

Devido à heterogeneidade dos resíduos, o teor de umidade pode variar significativamente entre um ponto e outro do aterro sanitário. Yuen (1999) apud McDougall et al., (2004), a partir de teores de umidades medidos numa célula experimental (Lyndhurst), determinou um perfil de umidade de equilíbrio ($w = 25\% + 0,03z$). Desta maneira o autor mostra que a umidade aumenta com a profundidade “z”(Figura 2.8). Contrariamente Coumoulos et al. (1995), para o aterro de Ano Liossia em Atenas (Grécia), o teor de umidade decresce com a profundidade. Carvalho (1999) para duas tradagem feitas no aterro Bandeirantes encontra valores de teores de umidades com comportamento irregular em função da profundidade, variando desde 50% até 100% (base seca). Devido a esta divergência de resultados, não existe atualmente um modelo padrão de análise do teor de umidade de RSU em função da profundidade. Além disso, destaca-se a influencia dos sistema de drenagem e métodos operacionais. A seguir para o aterro Lyndhurst, a Figura 2.8 mostra os resultados apresentados por Yuen (1999) apud McDougall (2004) referente à variabilidade dos valores de teores de umidade com a profundidade.

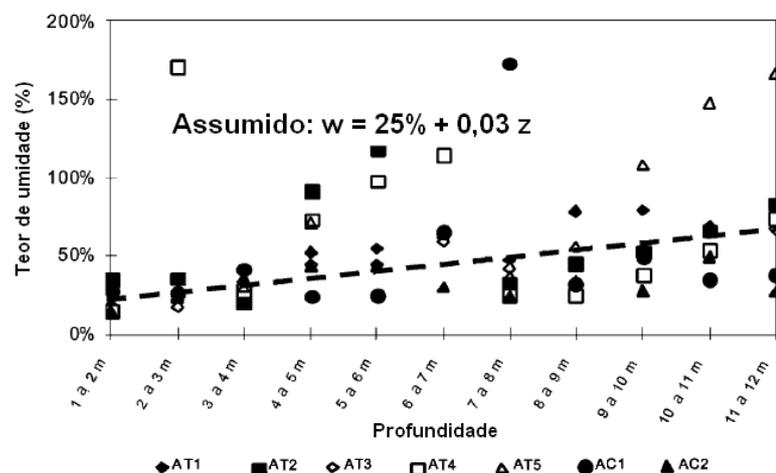


Figura 2.8 – Teores de umidade medidos com a profundidade para resíduos sólidos em Lyndhurst (Yuen, 1999 apud McDougall et al., 2004).

Bidone & Povinelli (1999), comentam que para as condições brasileiras, o teor de umidade do lixo assim produzido situa-se na faixa de 40 a 60 % (entende-se que seja referida à base úmida).

Segundo McDougall et al. (2004), a redistribuição da umidade nos resíduos não tem um impacto direto no incremento dos deslocamentos do maciço. Manifestando que as deformações devido a trocas de teores de umidade são insignificantes, ou indistinguíveis quando comparados com os que acontecem devido aos carregamentos aplicados.

2.2.1.5. CAPACIDADE DE CAMPO E PRODUÇÃO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS

A capacidade de campo é a quantidade de água retida por um material após a drenagem do seu excesso sob ação das forças gravitacionais. Desta forma os líquidos percolados são formados quando o teor de umidade na massa do lixo excede a capacidade de campo (EL Fadel et al., 2002). Esta quantidade de água retida pode ser expressa em relação à amostra total de RSU em termos de porcentagem de peso ou volume.

Vaidya (2002), usando o conceito de bioreator, argumenta que a capacidade de campo é de interesse benéfico significativa para conseguir uma rápida degradação dos RSU. Desta maneira, o conhecimento do potencial de capacidade de campo é importante para estimar a quantidade de umidade a ser adicionada num aterro sanitário sem permitir a produção de líquidos percolados drenados. A Tabela 2.6 apresenta faixas de valores de capacidade de campo (em termos de umidade volumétrica “ $\theta = V_w/V_t$ ”) obtidos por alguns autores.

Tabela 2.6 – Valores típicos de capacidade de campo de RSU em aterros sanitários (Vaidya, 2002)

Capacidades de Campo reportadas (V_w/V_t %)	Referencia
29 – 42	Holmes (1980)
30 – 40	Straub and Lynch (1982)
20 – 30	Korfiatis et al. (1984)
20 – 30	Owens et al. (1990)
14	Zeiss and Major (1993)
29	Schroeder et al. (1994)
44	Bengtsson et al. (1994)

Atualmente não existe muita informação sobre valores de capacidade de campo para RSU no Brasil. Lins (2003), utilizando amostra do aterro Muribeca/PE confinadas em um cilindro, encontrou valores para umidade (gravimétrica base úmida) de capacidade de campo numa faixa de 30 a 55%. Carvalho (2002) para resíduos do aterro de Santo Andre/SP determinou valores de capacidade de campo (em termos volumétricos) de 31% até 42,8%. MCBEAN et al. (1995) sugerem para os resíduos brasileiros valores típicos em torno de 55 % (gravimétrica base úmida).

Em termos de comportamento geomecânico, Bligh et al. (1992) realizaram um programa de teste em laboratório para investigar a capacidade de campo do lixo. Como parte desse programa experimental, o teste de laboratório constou da inundação de uma amostra de lixo, permitindo o escoamento do excesso do líquido por 24 horas, e finalmente comprimindo-a com sobrecarga de pressões crescentes para as quais a capacidade de campo era medida. Os valores de capacidade de campo (gravimétrica base seca), encontrados neste programa experimental, variaram de 25% a 55%, para lixo novo com baixa pressão de confinamento, a 55% para lixo velho comprimido a um peso específico de aproximadamente 10 kN/m³. Resultados diferentes foram obtidos por Carvalho (2002), onde valores de capacidade de campo apresentam um leve incremento com o aumento do peso específico (Figura 2.9). Além disso, o autor encontrou que os valores de capacidade de campo mostram uma pequena tendência de crescimento com a idade dos RSU. Vaidya (2002) comenta que a capacidade de campo do RSU é essencial para implementar o controle sobre a umidade no aterro e conseqüentemente afeta sua decomposição e recalque. A continuação a Figura 2.9 apresenta a correlação entre os valores de capacidade de campo e pesos específicos de RSU apresentado por Carvalho (2002).

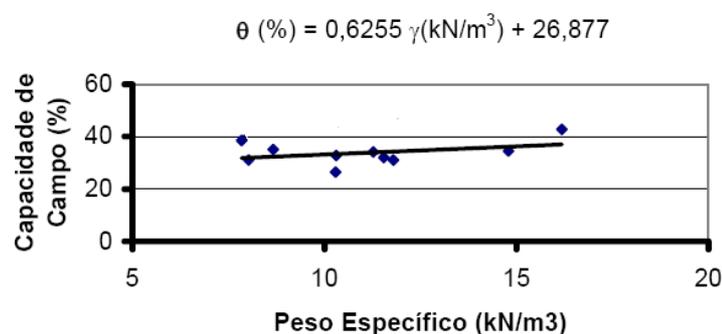


Figura 2.9 – Variação da capacidade de campo com o tempo (fonte: Carvalho 2002).

Atualmente não existe uma metodologia normalizada para determinação da capacidade de campo em resíduos sólidos. Carvalho (2002) a partir do desenvolvimento de um instrumento similar a um permeâmetro, denominado de percâmetro, fez ensaios de capacidade

de campo em amostras indeformadas de RSU. Segundo o autor, este equipamento tem características especiais para coletar amostras indeformadas de RSU e, posteriormente realizar os ensaios sem retirar os resíduos do amostrador. Na concepção do percâmetro foi utilizado um cilindro amostrador de solo a partir do qual se projetou os restantes dos componentes (Figura 2.10). O autor argumenta que a capacidade de campo era obtida a partir da drenagem de amostras saturadas, pela base do equipamento (por meio de um único furo). Desta maneira, a vazão na drenagem de saída era medida em função do tempo. Quando a vazão atingia o limite estipulado de, no mínimo, $0,01 \text{ cm}^3/\text{seg}$, o ensaio era dado como concluído. Em seguida amostras de resíduos eram retiradas para determinação da umidade. Outro método de laboratório, sugerido por Vaidya (2002), consiste em que a amostra de RSU confinado em um cilindro de, aproximadamente, 30 cm de diâmetro por 37 cm de altura é submetida a uma carga estática por um período de até 5 dias. A drenagem de lixiviado do equipamento ocorre através de furos feitos na base do cilindro.



Figura 2.10 – Percâmetro desenvolvido por Carvalho (2002).

Quando a capacidade de campo ou retenção é vencida, volumes importantes de percolados podem se formar. Segundo Reichert (2000), os líquidos percolados são definidos como aqueles provenientes de três fontes principais: umidade natural dos resíduos, água de constituição dos vários materiais que sobra durante a decomposição e líquidos provenientes da dissolução de materiais orgânicos por enzimas expelidas pelas bactérias. Os líquidos percolados que chegam ao fundo do aterro provêm principalmente das águas das precipitações, das águas que se infiltram no local da disposição e outras infiltrações.

Os aterros sanitários podem acumular volumes importantes de líquidos percolados, apesar dos procedimentos operacionais utilizados para limitar o fluxo destes efluentes. Os principais fatores que afetam a geração dos percolados são: a precipitação, a infiltração, o

escoamento superficial, a evapotranspiração e a capacidade de retenção de água dos resíduos (CASTILHOS, 1991).

Muitos autores estudam o comportamento físico-químico do maciço do aterro sanitário por intermédio dos líquidos percolados (Alcântara, 2007; Souza, 2005; Cintra et al., 2002; Junqueira 2000; entre outros). Segundo Castilhos (1991), todavia, uma composição “*Standard*” (padrão) do percolado de aterro sanitário é difícil de ser estabelecida e os resultados numéricos que a literatura pode nos fornecer são válidos apenas para aterros sanitários específicos.

Boskov (2008) comenta que alguns autores denominam chorume especificamente o líquido gerado na massa de resíduos pela decomposição de matéria sólida, enquanto percolado ou lixiviado seria o fluido produzido pela dissolução do chorume nas águas que percolam pela massa de resíduos, advindas da infiltração de águas pluviais. No desenvolvimento de este trabalho denomina-se chorume, percolado ou lixiviado ao efluente drenado que excede a capacidade de campo do RSU.

2.2.1.6. PERMEABILIDADE

A permeabilidade dos resíduos constitui importante parâmetro de projeto, notadamente para a concepção e detalhamento dos sistemas de drenagem do biogás e dos líquidos percolados dos aterros sanitários. Literaturas consultadas (Boskov, 2008; Carvalho 2002; Knochenmus et al., 1998) indicam que a permeabilidade é dependente dos procedimentos de aterramentos, grau de compactação dos RSU, da pressão de sobrecarga, sistemas de drenagem interna, composição física e distribuição do tamanho das partículas, idade e decomposição do RSU. Para Stoltz & Gourc (2007), as propriedades hidrodinâmicas dos maciços sanitários dependem da compressão mecânica e do grau de saturação por fluidos (líquido e gás), também da evolução do tempo decorrido caracterizado pela biodegradação. Além disso, estas propriedades hidrodinâmicas dependem do pré-tratamento mecânico e biológico inicial do RSU.

Geralmente a determinação do coeficiente de permeabilidade em RSU está baseada nas técnicas utilizadas para solos. Desta maneira, a permeabilidade é avaliada usando ensaios de laboratório ou ensaios *in-situ*, ensaios triaxiais (Gabr & Valero, 1995), ensaios de laboratório tipo coluna (Powrie et al., 2005; Landva & Clark, 1990), ensaios de infiltração em furos de sondagens (Carvalho 1999; Landva & Clark, 1990), permeômetros desenvolvidos para

resíduos (Carvalho, 2002) e utilização de lisímetros (Fungaroli et al., 1979 apud Manassero et al., 1996).

Carvalho (2002) para amostras indeformadas de resíduos coletados do aterro de Santo Andre/SP, fez ensaios de permeabilidade de carga variável a partir do desenvolvimento de um instrumento similar a um permeâmetro, denominado de percâmetro, obtendo um valor médio de $9,48 \times 10^{-4}$ cm/seg. A partir dos resultados, o autor argumenta que o coeficiente de permeabilidade pouco variou com a idade dos resíduos, é razoável supor que o índice de vazios também, praticamente não variou.

Gabr & Valero (1995) a partir de ensaios triaxiais de laboratório, observaram que a variação da permeabilidade dos resíduos não segue nenhuma tendência em relação ao gradiente hidráulico ou à densidade, o que não chega a ser nenhuma surpresa devido à heterogeneidade do RSU. Mesmo quantidades pequenas de materiais inertes dentro das amostras podem afetar bastante a permeabilidade medida. Curvas granulométricas indicando materiais grosseiros levam a associar elevada permeabilidade para o lixo propriamente dito. Já Durmusoglu et al. (2006), observaram que a permeabilidade é extremamente influenciada pelo peso específico da amostra. Enquanto ocorre um incremento do peso específico acontece um decréscimo do coeficiente de permeabilidade (k).

Segundo Stoltz & Gourc (2007), mantendo um peso específico constante a permeabilidade dos fluidos (água, gás) varia com o grau de saturação da amostra. Finalmente indicam que a permeabilidade do gás decresce com a compressão e em condições de peso específico seco incrementa. Warrick (2002) apud Stoltz & Gourc (2007), apresenta uma relação da permeabilidade com respeito à saturação do fluido, a qual é mostrada na Figura 2.11.

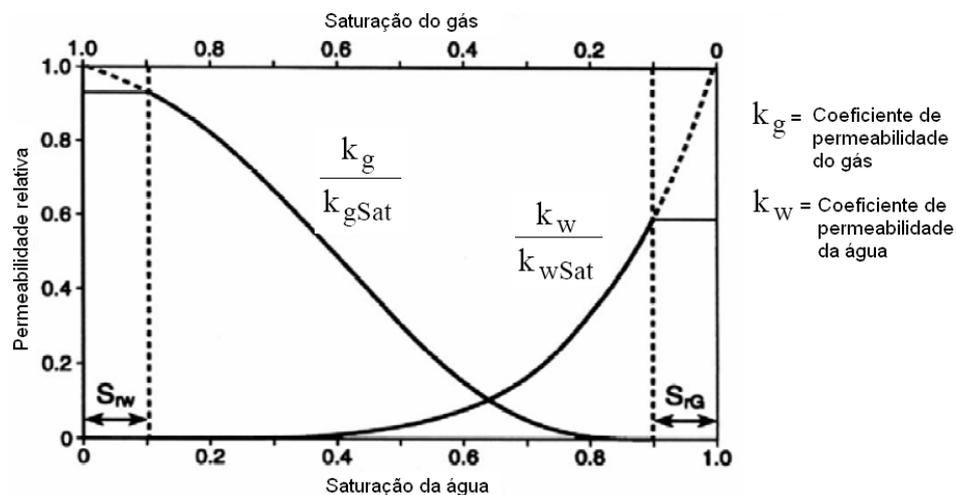


Figura 2.11 – Permeabilidade relativa esquemática no que diz respeito à saturação fluida (Warrick, 2002 apud Stoltz & Gourc, 2007).

Na Tabela 2.7 verificam-se alguns valores de coeficientes de permeabilidade dos RSU obtidos sob diferentes tipos de ensaios.

Tabela 2.7 – Valores de coeficiente de permeabilidade dos RSU.

Autores	Ensaio	k (cm/seg)
Durmusoglu et al., 2006	Ensaio Oedométricos (laboratório)	$4,7 \times 10^{-4}$ a $1,24 \times 10^{-2}$
Gabr & Valero, 1995	Ensaio triaxiais (laboratório)	10^{-3} a 10^{-5}
Carvalho, 2002	Percâmetro (laboratório)	10^{-3} a 10^{-4}
Carvalho, 1999	Ensaio de infiltração (<i>in situ</i>)	8×10^{-4} a 5×10^{-6}
Jucá et al., 1997	Ensaio de infiltração (<i>in situ</i>)	10^{-5} a 10^{-4}
Landva & Clark, 1990	Ensaio de percolação Em poços (<i>in situ</i>)	10^{-3} a 4×10^{-2}

2.2.1.7. TEMPERATURA

A temperatura, é um fator importante no processo da degradação da matéria orgânica do maciço sanitário (aeróbia e anaeróbia). Por causa das reações de biodegradação, que produzem calor, a temperatura dos maciços sanitários pode atingir valores elevados, de até 60 °C (Boscov, 2008). Num aterro sanitário, uma vez dispostos os resíduos, o valor da temperatura repentinamente sobe como consequência das reações aeróbias existentes (fase inicial de degradação) devido à presença de oxigênio. Nesta fase aeróbia apresentam-se temperaturas altas acima da encontrada no ambiente (De Castilho et al, 2003; Lefebvre, 2000; Manna et al, 1999). Posteriormente a fase de degradação anaeróbia (Leite et al., 2003), pode ser desenvolvida de forma melhor em temperaturas de 30° a 45 °C (condições mesofílicas) e de 45° a 60 °C (condições termofílicas).

Madigam et al., 2002 apud Alcântara 2007, comentam que os microrganismos em geral e aqueles que atuam na degradação do material orgânico em maciços sanitários, mantidos sob condições anaeróbias, a depender da faixa de temperatura ótima de crescimento, podem ser agrupados em quatro categorias, conforme mostra a Figura 2.12.

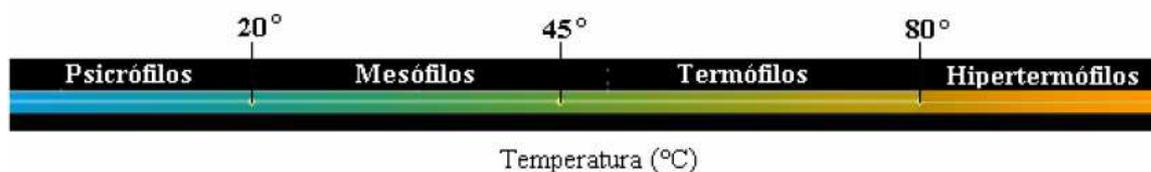


Figura 2.12 – Classificação dos microorganismos em função da temperatura de crescimento (Madigam et al., 2002 apud Alcântara 2007).

Geralmente os trabalhos publicados na literatura, indicam que os valores de temperatura em maciços sanitários são superiores a 20 °C. Yazdani et al. (2002), para células anaeróbias e aeróbias (injeção de ar) de aterros sanitários, registraram valores médios de temperatura de 46 °C e 53 °C respectivamente. Assim também, reportaram em ambas as células valores mínimos de temperatura de 20 °C e máximos de 73 °C. É importante mencionar que as células estudadas pelos autores (Yazdani et al., 2002) foram construídas para ser operadas mantendo a umidade dos resíduos na capacidade de campo. Jucá et al. (2002) observaram no aterro Muribeca (PE), valores de temperatura na faixa de 30 °C até 65 °C. Para o caso da cidade de Brasília, Santos (2004), a partir da construção e monitoramento de células experimentais relata valores de temperatura iniciais próximas a 40 °C, caindo posteriormente a valores entre 25 °C e 30 °C. Finalmente, com base nos dados de temperaturas apresentados pelos autores supramencionados e outras publicações (Dellabianca, 2001; Junqueira, 2000; Carvalho, 1999; entre outros), pode-se comentar que usualmente em aterros, os processos de degradação acontecem, predominantemente, na faixa mesofílica e, em parte na faixa termofílica.

Segundo Manna et al. (1999) a atividade dos microrganismos anaeróbios que são capazes de produzir biogás, são estritamente dependentes dos valores de temperatura. Bidone & Povinelli (1999), comentam que a formação de metano ocorre em uma faixa de temperatura, entre 0 a 97 °C. Já Hartz et al (1982), referem-se à geração de metano a partir de amostras de resíduos mantidas em temperaturas que variam entre 21 e 48 °C. Além disso, a partir do trabalho de Yazdani et al. (2002), referente a uma célula anaeróbia composta por 4 camadas, foi observado para uma primeira linha de instrumentação localizada na base da primeira camada, valores de produção de metano na faixa de 23 a 28%, correspondendo a temperaturas de 20 e 26 °C. Para a segunda e terceira linha instrumentada, localizadas na base da segunda e terceira camada, correspondem a temperaturas 38 a 73 °C valores de produção de metano na faixa de 40 a 47%. Finalmente, o mesmo autor (Yazdani et al., 2002), para o caso de uma célula aeróbia mantida na umidade de capacidade de campo e a injeção de ar, apresentam valores mínimos a de 16 % de produção de metano para temperaturas na ordem de 27 a 71 °C.

Naranjo et al. (2004), fazem um comentário em relação aos modelos matemáticos de biodegradação que usam o fator temperatura como um parâmetro importante. Assim, os autores argumentam que as condições mesofílicas e termofílicas podem ser relevantes tomando em consideração de que a distribuição uniforme da temperatura não ocorre num maciço de aterro sanitário. Uma mudança no valor da temperatura pode ter um impacto no crescimento e na atividade dos microorganismos quando a temperatura atual difere da temperatura ótima. Desta maneira, para os modelos de processos cinéticos de longos períodos de simulação devem ser considerados possíveis mudanças no valor da temperatura dependentes do tempo (por exemplo, grande quantidade de água de precipitações pode penetrar no interior do maciço sanitário alterando a temperatura, entre outros fatores ambientais).

2.2.2. PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS

2.2.2.1. POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Expressa as concentrações de hidrogênio numa solução e é conhecido comumente como “pH”. Desta forma, considera-se uma solução neutra ou tampão, quando o pH apresenta um valor igual a 7, ácida quando o valor do pH é inferior a 7 e alcalina (ou básica) se o pH é superior a 7.

Segundo Castilhos et al. (2003), o pH é um fator-chave para a dissolução de certos elementos minerais quando do contato líquido-sólido. Ele pode afetar a solubilidade por deslocamento do equilíbrio físico-químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , por reação química direta destes íons sobre a matéria sólida e por influência sobre o estado de oxidação-redução do sistema. O pH dos lixiviados de aterro sanitário é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos.

O pH é um importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação microbiológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos. Baixos valores de pH (< 7) em resíduos já em decomposição podem significar a presença de elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis (ácidos acéticos, propiônico, butírico, valérico e isovalérico) formados nos processos anaeróbios de hidrólise e acidogênese. A capacidade tamponante do meio é o resultado da alcalinidade, que pode ser entendida como o conteúdo total de substâncias que, ao reagirem com os íons H^+ excedentes, mantêm o pH inalterado. As

principais espécies pela alcalinidade são os íons bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos e compostos nitrogenados (Lange et al., 2002).

Bidone & Povinelli (1999) baseados nas experiências brasileiras, afirmam que a produção de metano (CH_4) é máxima quando o pH situa-se na faixa de 7,0 a 7,2; para valores abaixo de 6,0 ou acima de 7,6 a atividade microbiana no aterro pode ser inibida. Por outro lado, Adani et al. (2004) a partir de investigação bibliográfica, argumenta que o pH entre 6,4 e 7,2 é ótimo para a formação de CH_4 , com intervalo de tolerância entre 6 e 9.

Souza (2005), durante o monitoramento de uma célula experimental piloto, observou para os lixiviados gerados valores de pH variando entre 5,7 a 9,6. Assim também, a autora argumenta que o pH não guarda uma correlação direta com o teor de umidade do RSU nem com as precipitações pluviais. Barros (2004) a partir de lisímetros experimentais e considerando um período de monitoramento inferior a 1 ano, registrou valores de pH entre 5,2 e 6,1 para os lixiviados gerados.

O pH pode ser determinado de várias formas, utilizando indicadores e papéis indicadores, colorimetricamente ou potenciometricamente. O método mais utilizado é o potenciométrico, através de um instrumento chamado pHmetro. Lange et al. (2002) sugere a determinação do pH do material sólido do RSU usando a relação de 50 g. de amostra para 1.000 ml do extrator (água destilada).

2.2.2.2. POTENCIAL OXIRREDUÇÃO (E_H)

O potencial oxirredução ou simplesmente potencial redox é definido como a tendência de um meio a aceitar ou ceder elétrons. A oxidação é caracterizada pela perda de elétrons e a redução, o ganho de elétrons. O processo de troca é simultâneo, ou seja, quando uma substância libera elétrons (oxidação) outra simultaneamente os recebe (redução).

Segundo Lima (1988) e Bidone & Povinelli (1999), o controle do processo de troca de elétrons pode ser um forte instrumento na compreensão do fenômeno da decomposição. Desta maneira, no caso da decomposição de lixo em aterro sanitário, o entendimento do fenômeno de oxirredução pode auxiliar na compreensão das diversas fases de transformação da matéria e no entendimento do comportamento de alguns microrganismos que participam no processo. Lima (1988), argumenta que a decomposição dos resíduos sólidos em um aterro sanitário tem início com valores do potencial oxi-redução (E_H) positivos (+200mV) correspondentes à fase aeróbia. A medida que as reações ocorrem, o valor do potencial vai diminuindo. Finalmente o autor conclui que com o aumento do tempo de aterramento, o E_H tende a valores negativos.

De acordo com Bidone & Povinelli (1999), o E_H ótimo para produção de CH_4 é menor que -200 mv. Já Lima (1988), observou que a produção de metano ocorreu em valores de E_H negativos (-100 a - 600 mV), e a fase metanogênica ocorreu em valores de potenciais na faixa de - 300 a - 600 mV, demonstrando que os organismos metanogênicos requerem meios reduzidos para o seu crescimento.

Atualmente existe no mercado diversos equipamentos que permitem medir o E_H , como é o caso do Medidor de pH/mV/Temp. Meter modelo MpH-1200. Finalmente, segundo alguns autores (Pinto, 2000; Lima 1988), as medições de E_H podem ser afetados bruscamente pelas condições ambientais, como por exemplo, a exposição da amostra ao oxigênio durante a coleta e a medida, como também a incrustações no eletrodo.

2.2.2.3. SÓLIDOS TOTAIS E SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (ST, STV)

Numa amostra de RSU ou de lixiviado (chorume) os sólidos totais (ST) podem estar constituídos por uma porcentagem de sólidos totais voláteis (STV) e uma porcentagem de sólidos não voláteis (inertes ou fixos). A porcentagem de sólidos voláteis representa uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica no resíduo, ao passo que os sólidos não voláteis representam a matéria inorgânica ou mineral (Lange et al., 2002).

Segundo alguns autores (Alcântara, 2007; Jiangyng et al., 2004; Vavilin et al., 2004; Carvalho, 1999; Leite & Povinelli, 1999; Silva et al., 1998; entre outros), durante a decomposição do RSU aterrado, ocorre uma redução na taxa de STV. Leite & Povinelli (1999) a partir de 4 reatores anaeróbios de batelada, analisaram a bioestabilização da matéria orgânica putrescível, observando assim, quanto mais rápido é acelerado o processo de bioestabilização da matéria orgânica, ocorre uma redução rápida das taxas dos STV. Desta maneira, os autores argumentam que a eficiência da transformação de massa de STV se deve a materiais de fácil biodegradação, tais como proteínas, açúcares, lipídios, amidos, etc. Segundo Vavilin et al. (2004), o volume acumulado de metano (CH_4) produzido está normalizado em função da massa inicial de STV.

No processo de bioestabilização da fração orgânica putrescível de resíduos é produzido percolado com elevada concentração dos sólidos, principalmente nas primeiras fases do processo, isto é, na fase de hidrólise e acidogênese (Leite & Povinelli, 1999).

Alcântara (2007) registrou para RSU aterrados em lisímetros experimentais variações dos teores de STV em função do tempo, encontrando em amostras recentes valores médios próximos a 70 % e, para amostras com mais de 250 dias de aterramento, valores médios

próximos a 40%. De forma similar, Silva et al. (1998) obtiveram teores de STV desde 70% em amostras recentes de RSU, variando até valores próximos a 15% em amostras com 180 meses de aterramento. A Figura 2.13, apresenta esquematicamente a variação de sólidos totais voláteis com a idade dos resíduos aterrados, obtidos por Silva et al. (1998).

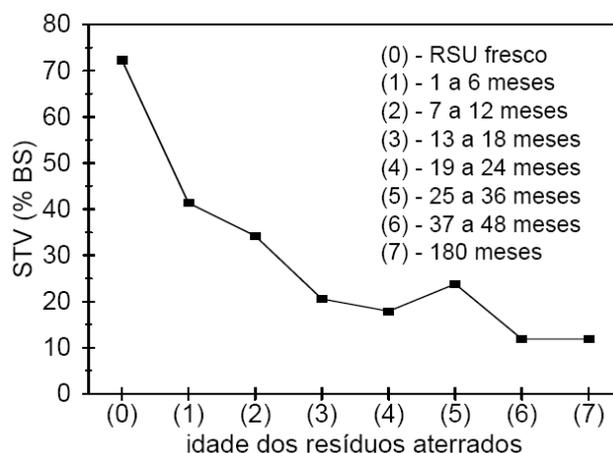


Figura 2.13 – Variação do teor de sólidos totais voláteis com a idade dos resíduos aterrados (Silva et al., 1998).

Mannapperuma et al. (2003), a partir do monitoramento de dois lisímetros experimentais, encontraram após os 90 dias, reduções de volumes de 67% e reduções de massa de RSU de 55,77%. Desta maneira, os autores argumentam que redução do volume num aterro sanitário pode estar influenciada pela perda de massa (STV) devido à biodegradação do RSU.

Atualmente não existe uma metodologia padrão para determinação dos ST e STV, tanto para resíduos sólidos, como para os lixiviados gerados. Desta maneira, encontram-se na literatura diversos procedimentos recomendados, tais como *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*(APHA, 1998), *International Reference Center for Waste Disposal* (WHO, 1979), a metodologia recomendada por Lange et al. (2002) e método de Egreja Filho (1996), entre outros. No Capítulo 3 comentam-se as metodologias empregadas para determinação dos ST e STV para fins desta pesquisa.

2.2.2.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO é definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente todos os compostos sujeitos a esta reação (oxido-redução) presentes em uma determinada amostra. De tal forma, que mede a quantidade de matéria orgânica existente no RSU que pode

ser oxidada quimicamente. Esse parâmetro é um indicador da degradação do resíduo ao longo do tempo, onde altos valores de DQO são encontrados em resíduos frescos e baixos valores em resíduos que já passaram por um considerável processo de degradação (Alcântara, 2007; He et al., 2005; Youcai et al., 2002; Carvalho, 1999).

Souza (2005) a partir de uma célula experimental de aterro sanitário monitorou os líquidos lixiviados produzidos em função do tempo (280 dias). Desta maneira, a autora obteve uma curva de DQO com comportamento irregular, mas com tendência decrescente em função do tempo, registrando valores máximos de 2299 mg/L e mínimos de 120 mg/L. Já Alcântara (2007), para um lisímetro experimental (L2) registrou durante os primeiros 100 dias de aterramento uma tendência crescente dos valores de DQO (valor máximo = 72900 mg/L) e, depois decresce fortemente com o tempo, registrando após os 193 dias, valores desde 1400 a 350 mg/L.

Dentro dos procedimentos recomendados para determinação das concentrações de DQO nos lixiviados, destaca-se à metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, o manual de procedimento da HACH “DR/2010 spectrophotometer handbook”.

2.2.3. PROPRIEDADES DE BIODEGRADABILIDADE DOS RSU

É a propriedade biológica mais importante da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, a qual consiste na transformação dos componentes orgânicos complexos, promovendo modificações de muitos componentes sólidos, em biogás e em líquidos. Devido à influencia deste fenômeno nas variações das propriedades geotécnicas dos resíduos ao longo do tempo e pela sua importância para o desenvolvimento desta pesquisa, será tratada de forma separada no Item 2.3.

2.2.4. PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS RSU

2.2.4.1. RESISTÊNCIA AO CISALHAMENTO

A resistência ao cisalhamento de maciços sanitários de RSU é associada ao um ângulo de atrito interno e uma coesão, definidos a partir da envoltória de resistência de Mohr-Coulomb. Os valores de coesão e ângulo de atrito são estimados a partir de retro-análise de ruptura de aterros sanitários, ensaios de campo e laboratório.

Segundo Boscov (2008), os RSU podem apresentar elevadas deformações sem atingir um estado de ruptura, com resistência crescente em função da deformação. Assim, a coesão e o ângulo de atrito dos RSU devem ser sempre especificados para um nível de deformação aceitável para o maciço sanitário.

A Tabela 2.8 são mostrados alguns parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos a partir de retro-análise e ensaios de campo e laboratório.

Tabela 2.8 –Parâmetros de resistência ao cisalhamento dos RSU (fonte Boscov, 2008).

Pesquisador	Coesão C (kPa)	Ângulo de atrito ϕ (°)	Observações
Landva e Clark (1990)	19 a 22	24 a 39	Ensaio de cisalhamento direto, tensão normal superior a 480 kPa
Howland e Landva (1992)	17	33	Resíduos de 10 a 15 anos, ensaio de cisalhamento direto, tensão normal 580 kPa.
Withiam et al. (1995)	10	30	Resíduos de 3 a 7,5 anos, ensaio de cisalhamento direto, tensão normal entre 0 a 21 kPa.
Pagotto e Rimoldi (1987)	29	22	Prova de carga em maciço sanitário
Azevedo et al., (2006)	10	28	Prova de carga em lisímetro com lixo intacto e fórmulas de capacidade de carga para sapatas; 35% de deformação.
IPT, (1991)	13,5	22	Retro-análise de escorregamento

2.2.4.2. COMPRESSIBILIDADE

A compressibilidade é uma das propriedades mecânicas mais importantes dos maciços sanitários e ainda pouco compreendido por sua complexidade. Por ser esta propriedade o motivo principal de investigação deste trabalho será tratado também, posteriormente, de forma separada.

2.3. BIODEGRADABILIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DISPOSTOS EM ATERROS SANITÁRIOS

Como comentado anteriormente, o aterro sanitário é uma técnica de confinamento dos resíduos sólidos urbanos que envolve grande parte de materiais degradáveis. Estes resíduos degradáveis transformam-se, ao longo do tempo, por fenômenos físicos, químicos e biológicos. As transformações biológicas predominantemente por digestão anaeróbia promovem modificações de muitos componentes sólidos, em biogás e em líquidos,

acarretando uma redução no volume do material depositado e variações em suas propriedades geotécnicas ao longo do tempo.

Pela importância desta pesquisa em avaliar os recalques em aterros sanitários influenciados pelos fenômenos da biodegradação, a seguir apresentam-se comentários referentes aos processos de degradação que acontecem nos resíduos sólidos urbanos.

2.3.1. PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO DOS RSU

A maioria dos pesquisadores dividem os processos de degradação dos resíduos sólidos em 5 fases, como é o caso de Williams (2002), Bidone & Povinelli (1999), Pohland & Harper (1985) e Cotrim (1997). No entanto, cada autor citado acima, apresenta algumas particularidades em seus respectivos modelos de degradação propostos.

Fase I- Segundo Pohland & Harper (1985), corresponde à compactação inicial dos resíduos e fechamento das células do aterro; detecção das primeiras mudanças dos diferentes parâmetros de degradação; a capacidade de campo é ultrapassada e inicia-se a formação de lixiviados; passagem da condição aeróbia (degradação com presença de oxigênio) para anaeróbia (degradação sem presença de oxigênio). Williams (2002) argumenta que esta primeira fase acontece em condições aeróbias, podendo durar dias ou semanas, dependendo da disponibilidade de oxigênio. Um pouco diferente, Bidone & Povinelli (1999) se limitam a mencionar uma primeira fase inicial de ajustamento caracterizada pela disposição dos resíduos, acúmulo de umidade, uma subsidência inicial, aplicação de cobertura e início do processo de estabilização detectado por mudanças nos parâmetros ambientais.

Fase II- Pohland & Harper (1985), comentam o aparecimento de concentrações importantes de ácidos graxos voláteis (AGVs) nos lixiviados, instalação de condições redutoras no meio (sem oxigênio). De forma similar, Williams (2002) caracteriza esta fase por ser de hidrólise e de fermentação, apresentando condições de redução de oxigênio, alta concentrações de nitrogênio amoniacal nos lixiviados e temperaturas entre 30 a 50 °C. Nos lixiviados podem ser encontradas variações de DQO entre 480 a 18000 mg/l e ácidos orgânicos voláteis na faixa de 100 a 3000 mg/l. Já Bidone & Povinelli (1999), definem uma segunda fase (transição), caracterizada pela formação de lixiviados, transição da fase aeróbia para anaeróbia. Finalmente, Bidone & Povinelli (1999) concordando com os outros autores, comentam o estabelecimento das condições de oxiredução e aparecimento de compostos intermediários (ácidos voláteis).

Fase III- Segundo as metodologias estudadas (Pohland & Harper 1985, Williams 2002, Bidone & Povinelli 1999), caracterizam uma terceira fase pela predominância de ácidos orgânicos voláteis nos lixiviados. Decréscimo do pH com conseqüente mobilização e possível complexação de espécies metálicas. Segundo Williams (2002), a presença de ácidos orgânicos em geral deixa o pH na faixa de 4 ou menos, o DQO e DBO são encontradas nos lixiviados em altas concentrações atingindo até 57.700 mg/l e 71.100 mg/l respectivamente. Além disso, existe um consumo de nitrogênio e fósforo para o crescimento dos microrganismos; detecta-se o hidrogênio e sua influência na natureza e os tipos de produtos intermediários em formação (Pohland & Harper 1985, Bidone & Povinelli 1999). No decorrer desta fase mais avançada, os produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em metano e dióxido de carbono em excesso, o pH tende a valores mais elevados controlado pela capacidade tampão do sistema (Pohland & Harper 1985).

Fase IV- Segundo os autores estudados, caracterizada pela produção de gás, desta forma, produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de ácidos são convertidos em metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Retorno do pH à condição de tampão (pH = 7), controlado pelos ácidos voláteis. O potencial de oxiredução se encontra em valores mais baixos. Fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer. Segundo Williams (2002), nesta fase acontece a maior produção de gás, aproximadamente 60% de metano e 40% de dióxido de carbono. Comenta ainda, a existência de dois tipos de microrganismos envolvidos nesta fase, as bactérias mesofílicas, que são ativadas na faixa de temperatura de 30 °C a 35 °C e as bactérias termofílicas, que são ativadas na faixa de temperatura de 45 °C a 65 °C. As concentrações de DBO e DQO (medidas no lixiviado) declinam drasticamente com correspondente aumento da produção de gás (Pohland & Harper 1985, Bidone & Povinelli 1999 e Williams 2002). Esta fase pode ser a mais longa ocorrida no aterro, variando entre seis meses até vários anos. Desta forma, a produção de gás pode continuar por um período entre 15 e 30 anos (Williams 2002).

Fase V- Conhecida como fase de Maturação final (Pohland & Harper 1985, Bidone & Povinelli 1999) ou fase de oxidação (Williams 2002). Ocorre durante o estágio de estabilização final do aterro, os nutrientes e substratos disponíveis tornam-se limitados e a atividade biológica é reduzida. A produção de gás entra em queda acentuada e, em seguida, cessa. Os líquidos percolados permanecem com concentrações mais baixas (Williams 2002). Oxigênio e espécies oxidadas reaparecem lentamente e o aumento do potencial redox é observado. Matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em substâncias húmicas complexadas com metais (Pohland & Harper 1985, Bidone & Povinelli 1999).

Cotrim (1997), apresenta de forma esquemática as 5 fases características da biodegradação dos resíduos. Observa-se este esquema na Figura 2.14.

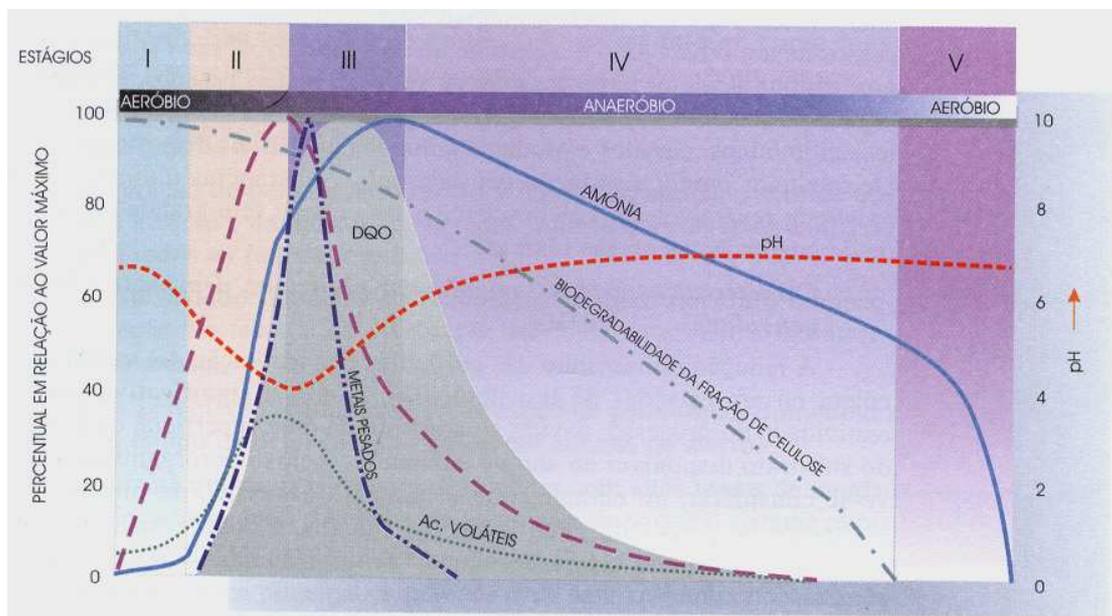


Figura 2.14 –Variação na composição do lixiviado de aterros sanitários (Cotrim, 1997).

2.3.2. FATORES QUE INFLUEM NOS PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO DOS RSU

Embora seja um processo natural a decomposição dos RSU em aterros sanitários, em particular a metanogênese, é afetada por uma série de fatores. Desta maneira, a partir das informações recolhidas de diversos autores (González et al., 2007; Borba, 2006; EPA, 2005; Gabr et al., 2000; Pinto, 2000; Halvadakis et al., 1983 apud Lima, 1988), estes fatores podem ser agrupados em 4 categorias:

- **Tipologia do RSU;** a natureza da composição dos resíduos que chega ao aterro pode afetar a o processo de decomposição, em particular a metanogênese, de forma qualitativa e quantitativa. Quanto maior o percentual de materiais biodegradáveis, maior será a quantidade de substrato para os microrganismos responsáveis pela biodegradação dos resíduos, aumentando a taxa de geração de gases (Borba, 2006; Gabr et al., 2000; Manna et al., 1999). Diferentes componentes de RSU apresentam diferentes potenciais de geração de metano (CH_4) assim como diferentes taxas de biodegradabilidade (EPA, 2005). Segundo Gabr et al. (2000), as celulosas e hemicelulosas presentes nos

componentes de RSU são os responsáveis por 90 % da produção de metano num aterro. O RSU devido a sua composição bastante diversificada pode conter substâncias inibitórias ao processo de digestão anaeróbia, tais como: ácidos, óleos, metais, amônia, antibióticos, compostos de metais alcalinos e alcalinos terrosos, detergentes, etc (Pinto, 2000).

➤ **Operações preliminares;** tais como métodos de coleta e transferência, segregação e reciclagem e redução do tamanho de partículas, afetam o processo de decomposição anaeróbia (Lima, 1988). A coleta em veículos compactadores, em particular os de cilindro rotativo, onde os resíduos são triturados por abrasão e reduzidos a partículas menores, favorecem o ataque microbiano pelo aumento da superfície específica do substrato. No caso da existência das estações de transbordo, estas freqüentemente dispõem de equipamentos de redução de volume (trituradores ou moinhos), os quais reduzem o tamanho das partículas favorecendo o ataque microbiano. Os métodos que visam a recuperação do lixo, quais sejam, segregação e reciclagem, auxiliam o processo de decomposição de lixo em aterro sanitário por tornar a matéria mais homogênea e isenta de determinadas substâncias tóxicas, como metais, tintas e vernizes dos tecidos, papéis, etc. Por outro lado este favorecimento também ocorre pela trituração da massa orgânica, atividade comum aos sistemas de reciclagem.

➤ **Manejo dos resíduos no aterro;** as técnicas operacionais apresentam um grau de influência no processo da decomposição. Um sistema de cobertura adequada num aterro sanitário impede o ingresso de água das precipitações, evitando a saturação da massa. Além disso, a cobertura dificulta a entrada de oxigênio provocando a redução do processo aeróbio e acelerando o começo dos processos anaeróbios, onde é gerado o metano. Quanto maior a densidade de compactação dos RSU, menor será a presença de oxigênio na massa, reduzindo a atividade aeróbia, tendo como conseqüência uma possível antecipação na produção de metano. Por outro lado, a redução de vazios dificulta a passagem dos líquidos e gases (Borba, 2006). Finalmente, diferentes métodos de tratamento usados em aterros sanitários, tais como a recirculação de lixiviados, podem alterar o desenvolvimento normal da biodegradação do RSU.

➤ **Fatores ambientais;** do ponto de vista do controle do processo, estes fatores assumem grande importância por estarem estritamente ligados à atividade microbiana responsável pelo processo de degradação (Lima, 1988). Num aterro sanitário estes fatores são

inúmeros, podendo ser apenas mencionados em função do comportamento dos microrganismos atuantes, a temperatura, potencial hidrogeniônico, potencial de oxidação, teor de umidade e inoculação (ver item 2.2).

2.4. COMPRESSIBILIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E RECALQUES EM ATERROS SANITÁRIOS.

2.4.1. GENERALIDADES

Como comentado no Capítulo 1, os aterros sanitários se caracterizam por serem maciços com possibilidade de sofrer recalques consideráveis. Desta maneira, a compressão de maciços sanitários é o resultado dos processos de carregamento e alterações das características e propriedades dos materiais componentes do maciço de RSU, correspondentes à solicitação mecânica imposta por camadas superiores, ravinamento interno, alterações físico-químicas e biodegradação (EL-fadel & Khory 2000; Van Meerten et al., 1995). Além disso, devido à heterogeneidade dos materiais constituintes do RSU, os mecanismos que governam os recalques nos aterros tornam-se mais complexos, já que cada material apresenta suas próprias características de compressibilidade.

Imediatamente após a disposição correta dos RSU num aterro sanitário, ocorrem as maiores velocidades de recalques as quais tendem a diminuir em função do tempo de aterramento. No entanto, existem registros que indicam que os recalques podem ocorrer por um longo período de tempo chegando ao recalque final de 30 a 40% da espessura inicial do aterro (Ling et al., 1998). Para o aterro Mission Canyon (cidade de Los Angeles), Coduto & Huitric 1990 apud Liu et al. (2006), registraram para um período aproximado de 16 anos um recalque relativo de 25 % da espessura inicial. Segundo Coumoulos & Koryalos (1997), usualmente o recalque num aterro sanitário pode alcançar 20 a 25 % da espessura inicial do maciço em um período de 15 a 20 anos.

O acompanhamento, entendimento e estimativa dos recalques e das velocidades dos recalques dos maciços sanitários são importantes para determinar a vida útil do aterro, como também, para garantir a integridade do projeto e o bom funcionamento dos sistemas estruturais do aterro (sistemas de cobertura e impermeabilização; drenagem superficial e de efluentes).

2.4.2. MECANISMOS QUE GOVERNAM OS RECALQUES

El-fadel & Khory (2000), baseados na proposta original de Sowers (1973), mencionam que os mecanismos que governam os recalques nos aterros sanitários de RSU, tem sido definidos como: mecânico, ravinamento, mudança das propriedades físicas, decomposição biológica e interações entre estes mecanismos. Desta maneira destaca-se:

Mecânico – Depois da aplicação da carga, as partículas do resíduo sofrem uma distorção, dobramento, trituração e são reorientados por si mesmas, para melhor acomodação, formando situações de novos esforços de deformação mecânica. Sendo este processo similar a compressibilidade de solos não orgânicos. A partir de investigações bibliográficas, Leonard & Floom (2000), argumenta que este mecanismo é de curta duração e caracteriza-se por causar recalques significativos.

Compressão física de creep e ravinamento – Segundo Leonard & Floom (2000), estes mecanismos são causados por: a) erosão e acomodação de materiais mais finos dentro dos vazios das partículas maiores, b) movimentação de materiais dentro dos espaços vazios como consequência da biodegradação e, c) compressão elástica contínua. O preenchimento dos vazios é em parte relacionado a um enfraquecimento das estruturas dos sólidos devido a situações como a biodegradação e corrosão, que causa uma redução da rigidez dos materiais de RSU (Huitric, 1981 apud Leonard & Floom, 2000). Finalmente é indicado que estes processos podem originar ate 2 % de recalques em relação a sua altura inicial.

Mudanças das propriedades físicas - correspondem aos fenômenos físicos que acontecem no RSU tais como corrosão, oxidação e/ou combustão do material do resíduo sólido. Segundo Leonard & Floom (2000), estes mecanismos geram recalques pequenos e mais localizados em comparação a outros mecanismos de recalques pós-construção do aterro.

Processos biológicos – Devido aos processos de decomposição biológica, aeróbia e anaeróbia, os quais geram uma perda de massa do maciço de RSU. A decomposição anaeróbia é a mais predominante num aterro sanitário, originando uma quantidade considerável de recalques enquanto o material orgânico é convertido em produtos de

decomposição intermediária em forma de líquidos e produtos finais de metano (CH₄) e outros gases registrados. (Boni et al., 2006; Liu et al., 2004; Mc Dougall et al., 2004; Park & Lee, 2002; Leonard & Floom, 2000; Edgers et al., 1992; entre outros). Segundo Boni et al. (2006), a biodegradação do RSU aumenta o índice de vazios e enfraquece a força estrutural do RSU dentro de um aterro, conduzindo a uma perda substancial do volume e geração de recalques. Manna et al. (1999) argumentam que os componentes de RSU que são envolvidos na decomposição anaeróbia são os carboidratos, gorduras e proteínas. Finalmente, a degradação da fração sólida do RSU pode ser indicada por meio da perda de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV), (Mannapperuma et al., 2003).

Processos de interação entre os mecanismos já mencionados, podem causar ainda mais recalques, tais como quando o metano e o calor liberado da degradação aumenta mais a combustão, ou quando a consolidação aciona o “ravinamento”

No entanto, por um lado busque-se compreender os mecanismos que governam o desenvolvimento dos recalques nos aterros sanitários, por outro lado, resulta indispensável levar em consideração os fatores que podem afetar a magnitude e a taxa de recalques.

2.4.3. FATORES QUE AFETAM A MAGNITUDE E TAXAS DE RECALQUES

Os fatores que afetam a magnitude e a taxa de recalques num aterro sanitário são variados e múltiplos. E além de afetar as propriedades da compressibilidade do maciço podem afetar outras propriedades mecânicas, como por exemplo, a resistência ao cisalhamento.

Segundo informações recopiladas a partir de outros pesquisadores (El-Fadel & Khory 2000, Coumoulos & Koryalos 1997, Marques 2001, entre outros) e, à experiência própria de campo, a taxa de recalques num aterro sanitário depende principalmente:

- da composição inicial dos resíduos sólidos urbanos, resultando um aumento da compressibilidade com o incremento da quantidade de materiais com propriedade de se decompor;
- dos fatores que afetam a biodegradação do RSU dentro do aterro, como a umidade, a qual depende da composição inicial do material, das condições climáticas locais, do processo de operação dos aterros, do sistema de captação dos líquidos percolados e do sistema da camada de cobertura. A temperatura é outro fator que influencia nos

recalques como consequência dos processos da digestão que ocorrem entre 30 a 60 °C (Valdeire et al., 2003). E finalmente, consideram-se os mecanismos físico-químicos e biológicos que acontecem nos RSU;

- do processo operacional do aterro sanitário, tais como, o grau de compactação dos resíduos, a consideração do histórico de construção do aterro e seu efeito sobre cada camada disposta. Assim como, o efeito da superposição das camadas envolvendo distintos mecanismos de compressão ao mesmo tempo (recalques primários, recalques secundários e os recalques devido à biodegradação). Além disso, a aplicação das camadas de cobertura diárias e camadas de cobertura final.

2.4.4. ENSAIOS DE COMPRESSÃO CONFINADA EM RSU

Com intenção de compreender o comportamento da compressão mecânica dos resíduos sólidos urbanos, diversos pesquisadores executaram ensaios de compressão uniaxial em consolidômetros de grandes dimensões (Nascimento 2007; Machado et al. 2006, Durmusoglu 2006, Tapahuasco 2005, Carvalho 1999, Pelkey 1997, Gabr & Valero 1995, entre outros).

Embora as características físicas sejam completamente diferentes às dos solos, os autores supramencionados lograram definir para os resíduos sólidos duas fases de compressão mecânica. Inicialmente um primeiro trecho de compressão que resulta ser de desenvolvimento curto em relação ao tempo (Nascimento, 2007; Tapahuasco, 2005; Carvalho, 1999), gerando-se deformações, produto do carregamento aplicado e redução do índice de vazios. Em seguida, pouco tempo após a aplicação da carga, tem-se um aumento linear das deformações com o logaritmo do tempo, caracterizando assim uma segunda fase de compressão. Segundo Tapahuasco 2005, as deformações nesta última fase são provavelmente correspondentes ao “*creep*”, deformação lenta dos componentes dos RSU.

Desta maneira, a partir dos ensaios de compressão confinada e utilizando a metodologia de compressibilidade de solos (Figura 2.15), diversos autores determinam parâmetros de compressão para os resíduos sólidos, sendo denominados como nos solos, de índice de compressão primária (C_c) e índice de compressão secundária (C_a). A Figura 2.15 apresenta de forma esquemática a determinação destes parâmetros de compressão nos RSU.

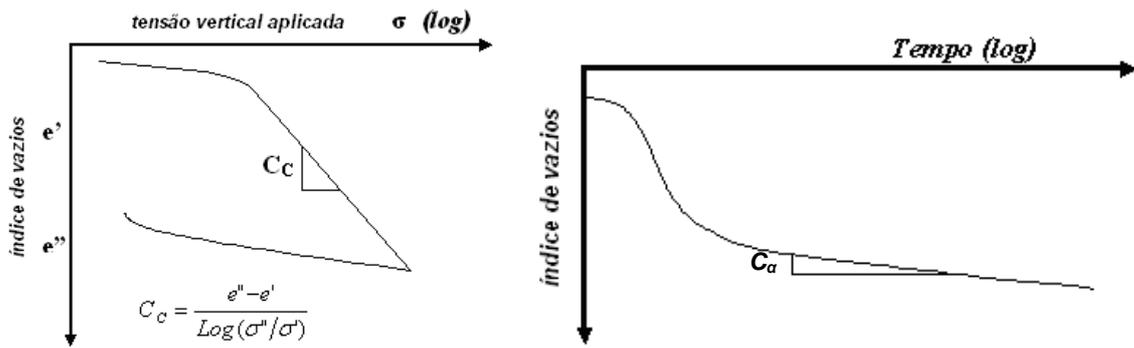


Figura 2.15 – a) Determinação do índice de compressão primária (C_c) b) Determinação do índice de compressão secundária (C_a).

Não obstante, devido à dificuldade da determinação confiável do índice de vazios do RSU, tem sido escrito diferentes formas para evitar a estimativa deste parâmetro (El-Fadel & Khoury 2000). Uma solução a esta dificuldade consiste em adotar como parâmetros os coeficientes de compressibilidade primária (C'_c) e secundária (C'_a). A Figura 2.16 apresenta de forma esquemática a determinação destes parâmetros de compressão nos RSU.

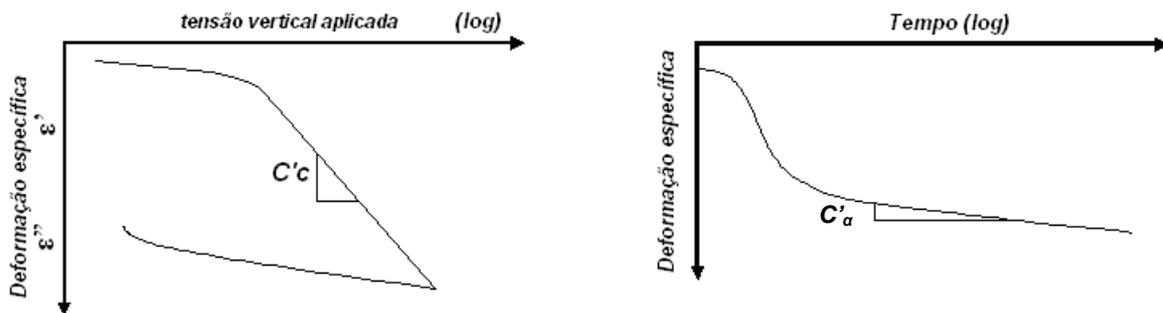


Figura 2.16 – a) Determinação do coeficiente de compressão primária (C'_c) b) Determinação do coeficiente de compressão secundária (C'_a).

Carvalho (1999), a partir de amostras envelhecidas de resíduos sólidos (15 anos de idades) coletadas no aterro Bandeirantes, fez ensaios de compressão confinada numa célula edométrica de grandes dimensões (altura de 38,5 cm e diâmetro de 36,5 cm). A autora argumenta que o índice de compressão primária (C_c) é dependente do índice de vazios inicial da amostra e quanto menor é o índice de vazios, menor é o valor do C_c . Finalmente, conclui que o índice de compressão secundária (C_a), assim como, o coeficiente de compressão secundária (C'_a), são pouco afetados pelo índice de vazios e praticamente independentes das sobrecargas (para a faixa entre 100 a 640 kN/m²). Machado et al (2006), levando em consideração o efeito do envelhecimento na compressibilidade de amostras de resíduos sólidos, fez ensaios edométricos em células de grandes dimensões (altura de 54,83 cm e diâmetro de 49,68 cm), para resíduos frescos e resíduos com 4 anos de aterramento. O autor

conclui, que os parâmetros de compressibilidade (C_c , C'_c , C_a e C'_a) para o resíduo com 4 anos de aterramento são menores que para o resíduo novo, indicando uma possível influência do processo da decomposição nesses resultados. Landva & Clark (1990), comentam que o C'_a aparentemente tende a aumentar com o aumento do conteúdo orgânico.

Nascimento (2007), querendo avaliar a influencia da biodegradação em laboratório, fez dois ensaios de compressão confinada em resíduos novos. Um primeiro ensaio de tipo convencional, onde foram aplicados estágios de carregamentos e verificados os deslocamentos, e um segundo, onde foram feitos, além da aplicação dos estágios de tensões, a recirculação do chorume drenado. Desta maneira, o autor conclui que apesar dos valores dos parâmetros de deformabilidade do ensaio com recirculação terem sido ligeiramente superiores aos do ensaio convencional (ensaio convencional: $C'_c=0,284$ e $C'_a=0,025$; ensaio com recirculação: $C'_c=0,371$ e $C'_a=0,028$), não ficou evidenciada a aceleração da decomposição do resíduo pelo processo de recirculação. Tapahuasco (2005) comenta que devido às condições e os curtos períodos de execução dos ensaios de compressão confinada de RSU no laboratório, a ocorrência de fenômenos favoráveis à biodegradação é mínima. De tal forma, que o comportamento dos RSU neste tipo de ensaios é propriamente mecânico.

A Figura 2.17, apresenta de forma esquemática o consolidômetro de grandes dimensões utilizado por Nascimento (2007).



Figura 2.17 – Consolidômetro de grandes dimensões utilizado nos ensaios de compressão confinada (Nascimento, 2007).

No entanto, mesmo sendo utilizada a metodologia de compressibilidade de solos para os RSU, as hipóteses básicas de Terzaghi válidas para solos não podem ser aplicáveis para os RSU. Isto por causa dos materiais anisotrópicos que compõem os RSU. Desta maneira,

considerando as observações feitas por El-fadel & Khoury 2000, apresentam-se na Tabela 2.9 as discrepâncias dos RSU em relação à teoria clássica de Terzaghi aplicada para solos.

Tabela 2.9 – Hipóteses básicas da teoria clássica de Terzaghi e sua aplicabilidade em maciços de resíduos sólidos (modificado de El-fadel & Khoury, 2000).

Hipóteses	Aplicabilidade em aterros sanitários
O solo é homogêneo e saturado	Os RSU são muito heterogêneos e, embora em ensaios de laboratório estes possam estar saturados, em aterros sanitários encontram-se raramente saturados.
As partículas do solo e a água são incompressíveis.	Alguns dos componentes dos RSU são altamente compressíveis.
O recalque é unidimensional	Mesmo sendo possível uma deformação unidimensional dos RSU no laboratório (escala menor), os recalques nos aterros sanitários usualmente podem acontecer em duas ou três dimensões devido à não uniformidade da carga aplicada.
O fluxo dos fluidos segue a lei de Darcy, e o coeficiente de permeabilidade é constante.	A lei de Darcy não é válida para um gradiente hidráulico baixo, assim como também a espessura e permeabilidade não podem ser consideradas constantes para materiais altamente compressíveis.
Pequenas velocidades e deformações são desenvolvidas	Dependendo do tipo de resíduo, não é válida para materiais altamente compressíveis (resíduos orgânicos)
A relação entre índice de vazios e esforços efetivos é linear	A curva compressibilidade-tempo varia marcadamente com a magnitude da taxa de incremento de carga e a compressibilidade das partículas não é necessariamente similar à condição elástica linear
Para um incremento de carga se desenvolve uma pequena deformação, e o coeficiente de compressibilidade é constante.	O índice de vazios mediante um esforço constante decresce devido à compressão secundária.

Com a intenção de fazer nesta pesquisa uma análise do comportamento propriamente mecânico dos resíduos sólidos, as Tabelas 2.10a, 2.10b 2.10c apresentam em forma resumida os dados coletados de ensaios de compressão confinada encontradas na literatura.

Tabela 2.10a – Dados coletados de ensaios de compressão confinada em resíduos sólidos urbanos.

Composição gravimétrica	Machado (2006)			Carvalho (1999) Bandeirantes					
	Dimensão da célula edométrica: Ø=548,30mm, H=496,80 mm			Dimensão da célula edométrica Ø=365mm, H= 385 mm					
	RSU novo	RSU 4 anos de aterrado		RSU (15 anos de aterrado)					
Madeira	5,2	5,6		4					
Pedra / cerâmica	13,2	13,4		10					
têxteis e borrachas	3	2,7		5					
plástico	22,8	13,8		17					
vidro	3,7	4,1		2					
Metal	3,4	5		5					
Papel / papelão	15,4	5,2		2					
Fração pastosa fina	16,4	40,3		43					
material orgânico	16,5	9,9		12					
restos (misturados:inidentificáveis, etc)									
Propriedades mecânicas	RSU novo	RSU 4anos I	RSU 4anos II	T2A			T1B		T2B
Peso específico inicial (KN/m3)	9,44	11,96	10,25	8	10	14,03	10,48	10,73	12,3
Peso específico final (KN/m3)	14,58		14,27	13,62	15,4	15,89	14,93	16,12	16,57
Umidade inicial (W %)	127,12	64,73	53,72	63,1	52,2	62,4	95,4	Sat.	67,8
Umidade final (W%)	61,61		23,82	40,4	37,8	41,4	42,4	37,4	33,1
Coef. de compressão primária (C'c)	0,361	0,167	0,195	0,2	0,23	0,21	0,2	0,18	0,17
Coef. de compressão secundária (C's)	0,01808	0,00853	0,0141	0,013	0,012	0,013	0,013	0,014	0,012
Carregamento aplicado	novo (20,40,120, 200, 300 e 540), velho (20,40,80,160, 320 e 620)			20, 40, 80, 160, 320, 640 kPa					
Observações	Gravimetria em % peso seco			Gravimetria em % peso seco					

Tabela 2.10b – Dados coletados de ensaios de compressão confinada em resíduos sólidos urbanos.

Composição gravimétrica	Shaun G. Pelkey (aterro Spruce lake; New brunswick) gravimetria peso úmido					Gabr and Valero (1995) aterro de Crossing, Pennsylvania
	LS1	LS2	AR1	MA1	MA2	Corpo prova (h=22mm; Ø=63mm)
	Célula edométrica de h=460 mm ; Ø=600 mm					
	5 anos	2 anos				RSU (15 a 30 anos de aterrado)
Madeira	3,7	2,8	7	5,1	1,4	9
Pedra / cerâmica	10,3		4	4,4		
têxteis e borrachas	2,2	3,7	8	4,6	6,4	23
Plástico	6,3	12,8	2	8	9,5	13
Vidro	3,5	0,9		0,8		
Metal	2,8	3,6	5	5,6	2,8	10
Papel / papelão	46,3	22,8	8	12,5	8,1	2
Fração pastosa fina	24,7	46,8	66	59	43,5	
material orgânico	0,26	5,8				0
restos (misturados:inidentificáveis, etc)		0,8			28,3	43
Propriedades mecânicas	(LS1)	(LS2)	(AR1)LSR4	(MA1) LSR5	(MA1) LSR7	(MA2)LSR8
Peso específico inicial (KN/m3)	10,4	8,9	7,9	7,6	7,6	8,2
Peso específico final (KN/m3)						
Umidade inicial (W %)	17,2		53,1	51,3	51,3	
Umidade final (W%)						
Coef. comp. Primária (C'c)	0,17	0,22	0,22	0,24	0,23	0,21
Coef. comp. secundária (C's)	0,01		0,015	0,012		0,007
Carregamento aplicado		64 e 77 Kpa	46, 90, 260 Kpa	49 e 101 Kpa		1,5 kPa
Observações	AR1-lixo montado artificial, LS1 e LS2 lixos de 6 e 3,3 anos respectivamente, MA1 e MA2 foram gerados da mistura de SL2 e AR1.					amostras hidratadas antes do ensaio

Tabela 2.10c – Dados coletados de ensaios de compressão confinada em resíduos sólidos urbanos.

Composição gravimétrica	Tapahuasco (2005)			Composição gravimétrica	Nascimento (2007)	
	Consolidômetro (h=0,20m ; Ø=0,40m)				Consolidômetro (Ø=548 mm H=497 mm)	
	RSU (4 anos antiguidade)				RSU novo	
	1ro. Ensaio	2do. Ensaio	cond. Úmida		% Peso seco	% peso úmido
Madeira				Madeira	4,22	3,31
Pedra / cerâmica				Pedra / cerâmica	9,64	5,30
têxteis e borrachas				têxteis	0,95	1,31
plástico	23	30	20	borrachas	0,03	0,02
vidro				plástico	16,47	14,33
Metal				vidro	5,23	2,58
Papel / papelão	21	18	20	Metal	1,36	0,89
Fração pastosa fina	13	12	14	Papel / papelão	15,6	17,30
matéria orgânica	37	34	40	Fração pastosa fina	18,27	21,92
restos (misturas não identificáveis)	6	6	6	matéria orgânica	24,04	28,85
Propriedades mecânicas	1ro. Ensaio	2do. Ensaio	valores médios	Propriedades mecânicas	% Peso seco	% peso úmido
Densidade inicial (KN/m3)	5,5	6,44		Densidade inicial (KN/m3)	7,11	
Densidade final (KN/m3)	9,51	10,37		Densidade final (KN/m3)		
umidade inicial (W %)	69,93	55,11		umidade inicial (W %)	114	
ufinal (W%)	47,18	35,8		Umidade final (W%)		
Coef. Primária (C'e)	0,24	0,32		Coef. Primária (C'e)	0,284	
Coef. secundária (C's)	0,035	0,028	0,32	Coef. secundária (C's)	0,025	
Carregamento aplicado	50,100, 200 e 400 kPa			Carregamento aplicado	40, 80, 160, 320 e 640 kPa	
Observações	Gravimetria % peso seco		G. % peso úmido	Observações	umidade (w%) base seca	

2.4.5. MODELOS DE PREVISÃO DE RECALQUES

2.4.5.1. MODELOS TRADICIONAIS

A partir da década de 1970 até a atualidade, diversos pesquisadores propuseram seus modelos matemáticos com o objetivo de modelar e fazer estimativas de recalques em aterros sanitários. Os modelos tradicionais mais utilizados em projetos se caracterizam por serem quase predominantemente empíricos (modelo de Sowers 1973, modelo de Bjarngard & Edgers 1990 e, o modelo hiperbólico de Ling et al. 1998, entre outros), que não estão baseados diretamente nas propriedades mecânicas nem nos fatores que governam as deformações do maciço de resíduos sólidos. Discorre-se a seguir algumas características de alguns modelos tradicionais mais utilizados:

a) Modelo de Sowers (1979): utiliza o modelo proposto na teoria clássica de Terzaghi para solos, adaptando-a para RSU. O autor admite que os recalques totais de um aterro podem ser divididos em duas parcelas:

Uma primeira parcela, gerada por solicitações mecânicas decorrentes do peso próprio das camadas de RSU e das sobrecargas. Os recalques podem ser determinados a partir da teoria do adensamento primário unidimensional e que, segundo o autor, se desenvolvem por um mês aproximadamente. A magnitude do recalque desta parcela se determina com a seguinte expressão:

$$S_p = C'_c * H_o * \log^* \frac{\sigma_{vo} + \Delta\sigma_{vo}}{\sigma_{vo}} \quad (2.4)$$

onde: S_p = recalque ao final da compressão primária; σ_{vo} = pressão vertical inicial; H_o = espessura inicial da camada; $\Delta\sigma_{vo}$ = acréscimo de pressão vertical; C'_c = coeficiente de compressão primária.

Terminada a primeira parcela de recalques (um mês aproximadamente), inicia-se a segunda parcela desenvolvida pelas mudanças físico-químicas, decomposição biológica e deformação mecânica do tipo viscoso, possuindo uma relação linear com o logaritmo do tempo. Segundo Sowers (1973) este processo tem um comportamento similar à compressão secundária de solos e pode-ser determinado com o uso da teoria do adensamento secundário:

$$S_s = C'_\alpha * H_o * \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \quad (2.5)$$

onde: S_s = recalque da camada devido à compressão secundária; H_o = espessura inicial da camada; C'_{α} = coeficiente de compressão secundária; t_1 = tempo inicial da compressão secundária; t_2 = tempo de estimativa dos recalques.

Conforme comentado no Item 2.4.3, no desenvolvimento da teoria de Terzaghi, é aceita a validade da lei de Darcy e são adotadas algumas hipóteses simplificadoras, que nem sempre representam satisfatoriamente o comportamento dos RSU (Tabela 2.8). Além disso, este modelo adotado não leva em consideração os fenômenos da biodegradação que afetam os recalques nos RSU. Apesar disso, este método é um dos mais utilizado para a estimativa de previsão de recalques de RSU devido a sua simplicidade.

b) Modelo de Bjarngard & Edgers (1990): A partir da compilação e análise de diversos dados de observação e monitoramento de aterros sanitários, os autores geraram um procedimento empírico de avaliação de recalques, onde observaram que a evolução de recalques ocorre em três fases, e cuja equação é a seguinte:

$$\frac{\Delta H}{H} = C'_c \log \frac{P_o + \Delta P}{P_o} + C'_{s1} \log \frac{t(2)}{t(1)} + C'_{s2} \log \frac{t(3)}{t(2)} \quad (2.6)$$

onde: ΔH = recalque estimado; H = espessura inicial da camada de RSU; $\Delta H/H$ = deformação vertical; P_o = tensão efetiva vertical média inicial; ΔP = incremento de tensão vertical média; $t(1)$ = tempo para completar a compressão inicial; $t(2)$ = tempo para completar a compressão intermediária; $t(3)$ = Período do tempo para previsão de recalque; C'_c = coeficiente de compressão primária; C'_{s1} = coeficiente de compressão secundária intermediária; C'_{s2} = coeficiente de compressão secundária de longo prazo.

Fase inicial ou compressão primária: Os recalques ocorrem de forma rápida pela compressão mecânica dos resíduos e redução dos vazios existentes.

Segunda fase ou compressão secundária intermediária: Os recalques são dominados essencialmente por interações mecânicas.

Terceira fase ou compressão secundária de longo prazo: Os efeitos da biodegradação dos resíduos são acrescidos aos mecanismos da fase anterior, implicando taxas de recalques mais elevadas

Na prática, este modelo divide a fase de adensamento secundário prevista por Sowers em duas: a secundária intermediária, caracterizada por C'_{s1} e a secundária de longo prazo, caracterizada por C'_{s2} .

Os autores com a aplicação deste modelo determinaram que o parâmetro de C'_{s1} varia entre 0,003 e 0,038, e o C'_{s2} entre 0,017 e 0,51. Na figura 2.18, apresenta-se o modelo de recalque proposto por Bjarngard e Edgers.

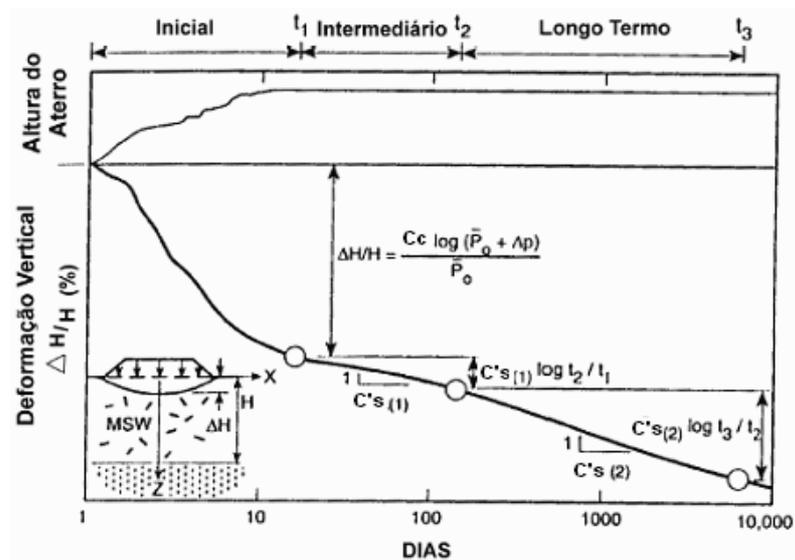


Figura 2.18 – Modelo de recalque proposto por Bjarngard & Edgers (Marques, 2001).

No entanto, em comparação ao modelo de Sower, Tapahuasco (2005) demonstra-se que o modelo de Bjarngard & Edgers simula melhor o comportamento dos recalques em aterros sanitários, ainda é um modelo que carece de consistência. Isto por estar baseado na teoria de consolidação de solos sem nenhum fundamento válido, assim como considerar que os fatores de degradação que influenciam nos recalques, tem um comportamento homogêneo representado pela constante $C'_{s(2)}$, caso que não acontece na realidade.

c) **Modelo hiperbólico de Ling et al. (1998):** Este modelo incorpora em uma única equação os recalques primários e secundários, sendo o tempo inicial, o tempo correspondente ao início das medidas de recalque. Seguindo a relação recalque tempo, os autores propuseram a utilização da seguinte equação para previsão de recalques.

$$\Delta H = \frac{t}{\left[\frac{1}{\rho_o} + \frac{t}{\Delta H_{ult}} \right]} \quad (2.7)$$

onde: t = diferença entre o tempo de interesse e o início da medição ($t=t_i-t_o$); ΔH = recalque medido entre o tempo t_i e t_o ; ρ_o = taxa de recalque inicial ($\Delta H/ \Delta t$) para $t=t_o$; ΔH_{ult} = recalque último esperado (tempo infinito).

Os parâmetros ρ_o e ΔH_{ult} podem ser determinados a partir da relação de $t/\Delta H$ versus t , sendo avaliados numa análise de regressão linear (Equação 2.8).

$$\frac{t}{\Delta H} = \frac{1}{\rho_o} + \frac{t}{\Delta H_{ult}} \quad (2.8)$$

Geralmente t_o está referido para ser $t = 0$, porém a função hiperbólica oferece uma flexibilidade para que o t_o possa começar em qualquer tempo de interesse. Isto é particularmente utilizado quando acontece uma mudança nas condições de carregamento, como é o caso de sobre-carregamentos dos RSU sobre as camadas antigas.

Embora o modelo hiperbólico seja fácil de utilizar e independa do tempo de construção e espessura da camada do lixo, sua boa aplicabilidade está em função das taxas (velocidades) de recalques, apresentando melhores correlações para as taxas que diminuem com o tempo. Além disso, seus parâmetros são próprios e característicos ao comportamento de cada curva de recalque (Tapahuasco, 2005).

2.4.5.2. MODELOS CONVENCIONAIS

Devido à importância que têm os fenômenos da biodegradação da matéria orgânica na aceleração dos recalques, alguns pesquisadores propõem seus modelos matemáticos de previsão de recalques. Tentando levar em consideração os principais parâmetros que controlam os processos da biodegradação nos resíduos sólidos urbanos. A seguir apresentam-se alguns modelos destacados na literatura.

a) Modelo Meruelo (1995): Pretende prever os recalques que ocorrem num aterro sanitário a partir de uma formulação que incorpora e relaciona os parâmetros fundamentais que determinam os processos de degradação, como o tempo, o teor de matéria orgânica nos resíduos, a umidade, o ritmo de desenvolvimento dos processos de degradação, entre outros. Desta maneira o modelo propõe a seguinte formulação para estimar os recalques:

$$S_s = \frac{\alpha.H.COD}{k_h.T_c} (1 - e^{k_h T_c}) (e^{-k_h t} - e^{-k_h t_o}) \quad (2.9)$$

onde: S_s = recalque; α = coeficiente de perda de massa transformada em recalques; H = espessura do aterro; COD = conteúdo de matéria orgânica biodegradável; T_c = tempo de construção do aterro; k_h = coeficiente de hidrólise; t_0 = idade do aterro ao início das medições (dias); t = tempo ao qual se quer estimar o recalque.

Embora os parâmetros do modelo estejam relacionados aos processos de biodegradação, existe o inconveniente de que sejam obtidos de forma indireta a partir da curva original de recalques (k_c , α) e/ou adotados (COD):

Segundo Palma (1995), o modelo provavelmente se aplica melhor a aterros antigos, onde os mecanismos de sollicitação mecânica e de dissipação das pressões neutras possuem pouca ou nenhuma influência. Tapahuasco (2005) comprovou que o modelo Meruelo não apresenta uma aplicação satisfatória para células sanitárias cujos períodos de construção são longos (maiores a 150 dias). Além disso, o autor comenta que os parâmetros do modelo são próprios e característicos ao comportamento de cada curva de recalque.

b) Modelo de Park & Lee (modificado 2002): Propuseram um modelo matemático que considera o processo de compressão dos resíduos devido à decomposição dos sólidos orgânicos (Item 2.3). Desta forma, considerando que os sólidos orgânicos biodegradáveis são convertidos em produtos de decomposição intermediária de formas líquidas (dentro da fase de hidrólise), os autores baseiam-se na equação básica da cinética de primeira ordem:

$$dS / dt = \bar{k} - S(t) \rightarrow dS / dt = -\bar{k}S(t) \quad (2.10)$$

onde: S = massa de resíduo sólido biodegradável no tempo “ t ”; \bar{k} = taxa de degradação constante de primeiro ordem (t^{-1}).

O principal interesse geotécnico mostrado pelos autores está concentrado na solubilização do lixo biodegradável. Como a massa sólida biodegradável ($S_{tot-dec}$) se decompõe, convertendo-se numa forma líquida (e eventualmente em gás), estes podem causar a redução dos espaços vazios do aterro. A redução total do volume é suposto depender da quantidade da massa sólida biodegradável ($S_{tot-dec}$).

Segundo os autores, desde que os processos de solubilização da massa sólida biodegradável podem ser expressos pela cinética de primeira ordem, assume-se, que os processos de compressão devido à solubilização podem também ser caracterizados pela mesma cinética. Então a equação que descreve os processos de compressão devido à solubilização pode ser expressa como segue:

$$\overline{\varepsilon}_{dec}(t_{bio}) = \varepsilon_{tot-dec} \cdot e^{-kt_{bio}} \quad t_{bio} = t - t_c \quad (2.11)$$

Onde: $\varepsilon_{dec}(t_{bio})$ é a quantidade de deformação ainda não ocorrida no tempo t , $\varepsilon_{tot-dec}$ é a quantidade total de deformação que poderia ocorrer devido à decomposição do lixo biodegradável e pode ser dependente, sobretudo, da quantidade total dos resíduos orgânicos biodegradáveis; k é a taxa de deformação biológica constante de primeiro ordem; t_{bio} representa o intervalo de tempo a partir do ponto inicial (t_c) no qual a compressão devido à decomposição começa; t_c no caso de aterros com resíduos frescos, é assumido ser o tempo quando a inclinação da curva das deformações *vs.* logaritmo do tempo aumenta. No caso de aterros de resíduos velhos, não é necessário a determinação do t_c , desde que as deformações biológicas já tenham ocorrido quando o monitoramento dos recalques começarem.

Assim, a deformação no tempo t_{bio} causado pelos resíduos sólidos biodegradados pode ser obtido por:

$$\Delta\varepsilon(t_{bio})_{dec} = \varepsilon_{tot-dec} - \overline{\varepsilon}_{dec} = \varepsilon_{tot-dec} \cdot (1 - e^{-kt_{bio}}) \quad (2.12)$$

Embora os autores apresentem esta contribuição da parcela de recalques devido à biodegradação, o modelo não contempla a parcela de recalques correspondentes ao comportamento propriamente mecânico.

c) Modelo Biológico de Edgers et al. (1992): Propõe um modelo matemático que considera duas parcelas de recalques baseadas nos processos de “*soil creep*” e um crescimento cinético das bactérias. A primeira parcela é caracterizada por uma formulação de três parâmetros baseada em modelos de recalques devido à compressão mecânica (modelo de deformação de *soil creep*). Desta forma:

Para $m \neq 1$

$$\varepsilon = \varepsilon_1 + \frac{Ae^{\alpha D} t_1}{1-m} \left(\left(\frac{t}{t_1} \right)^{1-m} - 1 \right) \quad (2.13a)$$

Para $m=1$

$$\varepsilon = \varepsilon_1 + Ae^{\alpha D} \cdot t_1 \cdot \ln(t/t_1) \quad (2.13b)$$

onde ε é a deformação, D é o nível de tensões, t o tempo estimado, ε_1 e t_1 valores referenciais conhecidos, e A , α e m são parâmetros índices do processo. Além disso, m e $Ae^{(\alpha D)}$ são obtidos da relação logaritmo da taxa de deformação (%/ano) *vs.* Logaritmo do tempo (ano). Desta maneira, pode ser usada a equação 2.13a ou 2.13b, de acordo ao esquema da Figura 2.19a.

Segundo os autores, existem casos de aterros que apresentam incremento de taxas de deformação num tempo muito longo, e isto poderia não ser modelado efetivamente pelas

equações 2.13a e 2.13b. Para estes casos é necessário acrescentar o efeito da decomposição nos recalques. No início do aterramento os efeitos da decomposição são pequenos até alcançar um tempo crítico, t_k , no qual as taxas de deformação se incrementam. Desta forma, supõem que as deformações devido à decomposição poderiam ser diretamente proporcionais as trocas nos números de bactérias. Esta suposição é expressa na seguinte expressão matemática:

$$\epsilon_{bio} = B.(e^{\beta(t-t_k)} - 1) \quad (2.14)$$

onde: β representa o valor médio da atividade biológica para todos os microorganismos num aterro específico; B é o fator de escala referidos aos recalques num aterro sanitário devidos aos efeitos da decomposição com o aumento cinético das bactérias. As Figuras 2.19a e 2.19b apresentam respectivamente, a estimativa da curva de *creep* para a equação 2.13 e a curva típica de crescimento de bactérias.

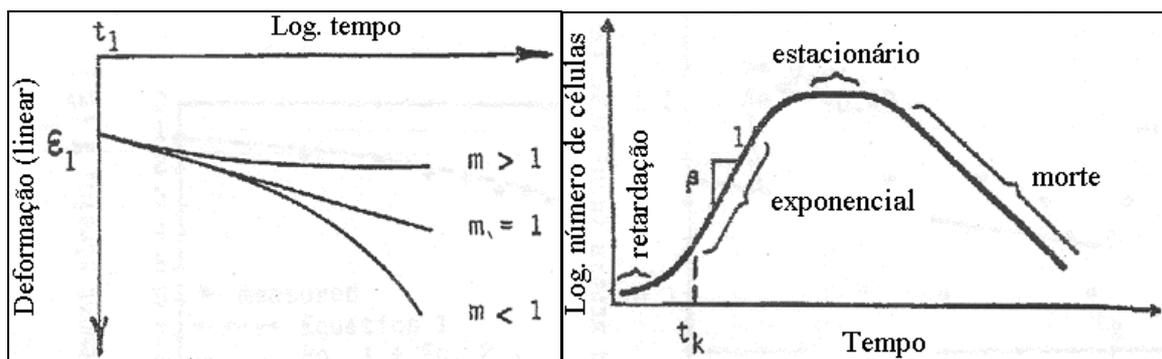


Figura 2.19: a – Estimativa da curva de *creep* para a equação 13; b– Curva típica de crescimento de bactérias (Edgers et al 1992).

Na Figura 2.19b, a taxa de retardação é referida à aclimação das bactérias. Seguidamente após o tempo t_k , ocorre o crescimento exponencial das bactérias e conseqüentemente os efeitos da decomposição. O topo estacionário ocorre quando não tem mais substrato de nutrientes para crescimento. Finalmente, desenvolve-se a taxa de morte que resulta ser maior a taxa de crescimento das bactérias.

d) Menciona-se a existência de outros modelos convencionais, como o modelo desenvolvido por Jiangying et al. (2004), o qual parte do princípio de que os recalques secundários são absolutamente influenciados pela biodegradação, propondo assim uma equação cinética de primeira ordem adaptada para recalques. A formulação do modelo de Jiangying et al. (2004) é similar ao modelo de Park & Lee (2002), embora acrescente uma

constante de ajuste denominada índice de recalque secundário que multiplica a fração exponencial (observar a Eq. 2.12 proposta por Park & Lee). Devido à complexidade e aos diferentes mecanismos que envolvem os recalques em aterros sanitários, alguns autores desenvolvem seus modelos acoplados (Marques, 2001 e Simões, 2001). O modelo proposto por Marques (2001) considera três parcelas de recalques, uma primeira de compressão primária representada pela formulação de Sowers (1973), uma segunda de compressão mecânica secundária que utiliza a formulação de Gibson & Lo (1961). Finalmente, considera uma terceira parcela de compressão secundária devida aos processos de degradação e se baseia na solução de Park & Lee (1997). Da mesma forma Simões (2001) propõe um modelo matemático que parte do princípio de que os recalques são resultados de duas componentes: uma devida ao comportamento mecânico e outra, à degradação biológica. A componente mecânica baseia-se e utiliza as formulações proposta pelo modelo de Sowers (1973). A componente biológica considera a formulação de perda de massa proposta por Park & Lee (1997). Finalmente, Hettiarachchi et al. (2006) desenvolveram um modelo numérico acoplado de previsão de recalques em função do nível de tensões e fluxo da pressão do gás. Para aplicação deste último modelo numérico é assumido que a lei de Darcy é válida para os gases e, que o maciço sanitário encontra-se na sua umidade de capacidade de campo. Embora a lei de Darcy possa ser válida para os gases, dificilmente um aterro sanitário encontra-se na umidade de capacidade de campo em forma permanente.

2.5. EXPERIÊNCIA NO MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DOS RECALQUES AO LONGO DO TEMPO EM ATERROS SIMULADOS

Santos (2004), desenvolveu 5 células experimentais de 175 toneladas de lixo, cada uma, implementadas com as seguintes características: célula anaeróbia tradicional, célula com cobertura granular, célula anaeróbia com recirculação de chorume “in natura” e célula anaeróbia com injeção de água. Assim, o autor observou que os recalques sofridos pelo maciço de lixo estão relacionados às variações internas estabelecidas no interior da célula, que por sua vez é função do tipo de tratamento ou ambiente a qual a célula está submetida. Além disso, Santos (2004) destaca as taxas (velocidade) maiores de recalques ocorridos na célula com cobertura granular, em comparação às outras células, argumentando a influência da aerobiose na aceleração desses recalques. Finalmente, independentemente do tipo de tratamento aplicado em cada célula Santos (2004) observou que estas mostraram comportamentos de curvas de recalques semelhantes, podendo dividir na escala aritmética em

3 fases distintas. Inicialmente uma Fase 1 de tendência retilínea acompanhada de grandes recalques que ocorrem em curto espaço de tempo (30 dias aproximadamente). Posteriormente a Fase 2 com tendência parabólica, onde a taxa de recalque é menor que na fase anterior; trecho com desenvolvimento aproximado entre 30 e 180 dias. Segundo o autor o comportamento da Fase 2 se deve ao ajustamento do maciço ao processo final da acomodação das partículas associado à ação da degradação anaeróbia que se inicia mais predominantemente. Finalmente, o desenvolvimento de uma Fase 3 de tendência retilínea crescente; trecho caracterizado pelo crescimento dos recalques de maneira bastante regular e uniforme, onde certamente há o predomínio da degradação sobre os demais elementos.

A continuação a Figura 2.20 mostra os detalhes construtivos das células experimentais desenvolvidas por Santos (2004).

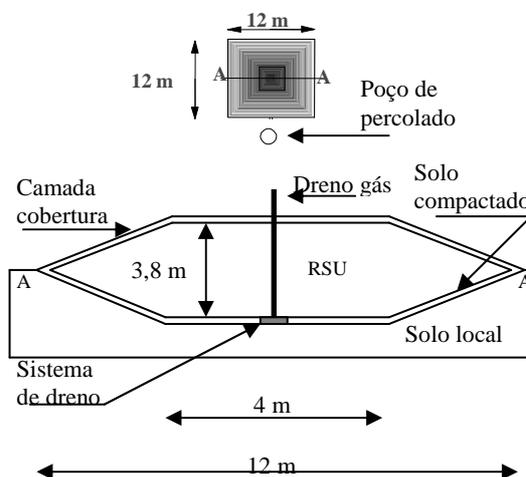


Figura 2.20 – Detalhe construtivo das células experimentais (Santos, 2004).

A Figura 2.21 mostra para a célula de cobertura granular as três fases de recalques distinguidas por Santos (2004).

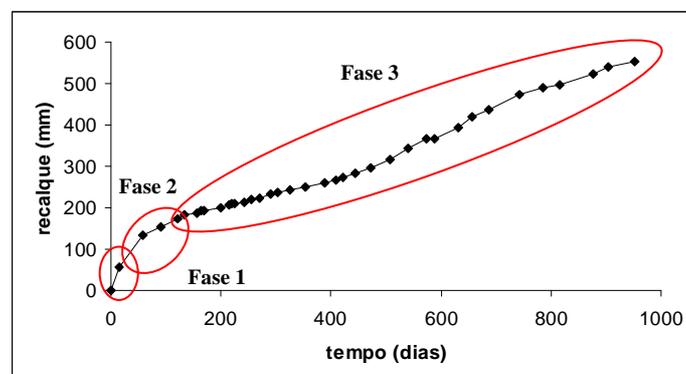


Figura 2.21 – Célula de cobertura granular especificando as 3 fases de recalques (Santos, 2004).

Tapahuasco (2005) a partir dos dados de recalques das células experimentais avaliou a aplicabilidade de cinco modelos de previsão de recalques (Sowers, Bjarngard & Edgers, Hiperbólico de Ling et al., Meruelo e Yen & Scanlon). O autor ressalta a vantagem do modelo de Bjarngard & Edgers, o qual se mostrou o mais adequado para fins de simulação do comportamento dos recalques ao longo do tempo. Desta maneira, tomando como referência a relação deformação (ε) vs. logaritmo do tempo ($\log t$), Tapahuasco (2005) conseguiu definir para as células experimentais 3 trechos de deformação, proposto pelo modelo Bjarngard & Edgers. Inicialmente um trecho 1, o qual, apresenta taxa de recalques maiores em comparação aos outros dois trechos; em seguida o trecho 2, o qual apresenta uma inclinação menor em relação à anterior e em consequência taxas de recalques menores. Posteriormente um terceiro trecho apresenta uma inclinação diferente da anterior. Segundo Bjarngard & Edgers (1990), os dois primeiros trechos de deformação estão influenciados por processos mecânicos e, o ultimo, predominantemente por processos de degradação biológica. Finalmente Tapahuasco (2005), destaca a aplicabilidade das parcelas de compressão mecânica (Eq. 2.3) do modelo de Bjarngard & Edgers tanto para dados de campo quanto para ensaios de compressão confinada de laboratório.

A seguir a Figura 2.22, para uma célula experimental, apresenta os três trechos de deformação observados por Tapahuasco (2005).

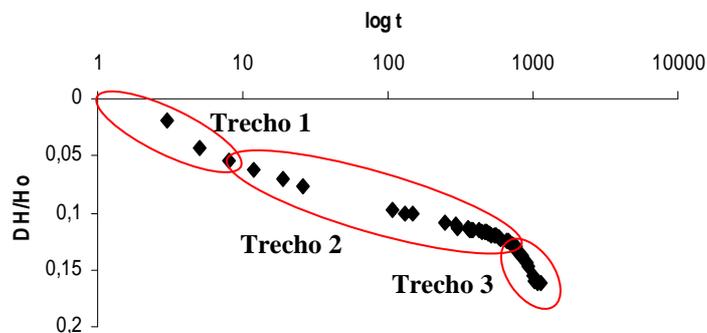


Figura 2.22 – Deformação vs. Logaritmo do tempo, célula experimental (Tapahuasco, 2005).

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA EMPREGADA

3.1. CONCEPÇÃO DO MODELO BASE A SER REFORMULADO

Como comentado no Capítulo 2 (Item 2.5), Tapahuasco (2005) a partir dos dados de recalques de células experimentais e aterros sanitários reais, avaliou uma serie de modelos de previsão de recalques. Além disso, fez ensaios de compressão confinada de RSU em laboratório. O autor conseguiu encontrar que para as deformações devido à compressão mecânica, o modelo de Bjarngard & Edgers (1990) apresenta aplicação aceitável tanto para os dados de campo quanto de laboratório.

Tomando como princípio os resultados obtidos por Tapahuasco (2005), esta pesquisa tomou como base a formulação do modelo Bjarngard & Edgers (Eq. 2.3), pretendendo melhorar e dar maior consistência a este modelo, especialmente na formulação correspondente à parcela de compressão a longo tempo (terceira fase de compressão). Desta forma apresentam-se as seguintes considerações (Figura 3.1):

$$\frac{\Delta H}{H} = C'_c \log \frac{P_o + \Delta P}{P_o} + C'_{s1} \log \frac{t(2)}{t(1)} + C'_{s2} \log \frac{t(3)}{t(2)}$$

Formulações analisadas a serem validadas Formulação analisada a ser reformulada

Fase inicial de compressão Segunda fase de compressão Terceira fase de compressão

Figura 3.1- Representação esquemática do modelo base a ser reformulado

- A equação da primeira parcela do modelo base (Figura 3.1) é similar à fórmula de compressão primária da mecânica de solos (fase inicial de compressão). Pretende-se avaliar sua aplicabilidade em maciços sanitários em termos de tensões totais, desta maneira, busca-se dar uma maior consistência e validade a esta equação.

- Tapahuasco (2005), em relação à equação da segunda fase de compressão (modelo base, Figura 3.1), obteve resultados satisfatórios tanto na aplicação de campo quanto em ensaios de laboratório, encontrando para ambos os casos valores similares de coeficientes de compressão (C'_{SI}). Com a finalidade de dar mais consistência aos resultados obtidos por Tapahuasco (2005), assim como, avaliar a influência do material orgânico nos valores de C'_{SI} , nesta pesquisa foram executados vários ensaios de compressão confinada.
- As equações da segunda e terceira fase de compressão (modelo base, Figura 3.1) estão baseadas na formulação de consolidação secundária de solos. Esta formulação assume que as deformações ocorrem a tensões efetivas constantes. Diferente aos solos, as deformações nos maciços sanitários, após atuação das solicitações mecânicas, são influenciadas principalmente pelos processos de degradação da matéria orgânica. Desta maneira, ocorre uma perda de massa e aumento dos vazios no interior do aterro, gerando assim deformações adicionais. Considerando o princípio das deformações devido à biodegradação, pode-se argumentar que a aplicação da equação da terceira fase de compressão (Figura 3.1) apresenta-se inconsistente para os RSU. Por conseguinte, neste trabalho a partir de uma investigação bibliográfica e experimentos de campo foram estudados os comportamentos dos recalques em função do tempo de aterramento, pretendendo-se assim, reformular a equação da terceira fase de compressão do modelo base.

Para que fosse possível gerar um novo modelo de previsão de recalques, previamente tiveram que ser escolhidas e/ou desenvolvidas metodologias experimentais, permitindo assim, compreender e levar em consideração os principais fatores que governam as deformações verticais que ocorrem num maciço sanitário.

Desta maneira, com fins de estudar o comportamento propriamente mecânico dos resíduos sólidos urbanos, utilizando uma célula edométrica de grandes dimensões, foram executados 5 ensaios de compressão confinada; discorre-se este procedimento no Item 3.2.

Com a finalidade de conhecer e registrar os fatores que governam as taxas e magnitudes dos recalques num aterro sanitário, foram construídos em campo 4 células experimentais e 2 lisímetros; apresentam-se estes procedimentos nos Itens 3.3 e 3.4 respectivamente.

3.2. EXECUÇÃO DE ENSAIOS DE COMPRESSÃO CONFINADA

Tomando como referência experiências anteriores (Nascimento, 2007; Machado et al., 2006; Durmusoglu, 2006; Tapahuasco, 2005; Carvalho, 1999; Pelkey, 1997; Gabr & Valero, 1995; entre outros), foram executados 5 ensaios de compressão confinada no laboratório de geotecnia-ambiental, UnB. Estes ensaios foram realizados com a intenção de compreender-se melhor o comportamento da compressão mecânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU).

Os ensaios de compressão confinada foram realizados utilizando-se uma célula edométrica de grandes dimensões a qual foi desenvolvida por Tapahuasco (2005). Esta célula esta constituída por um cilindro de aço inox (diâmetro = 40 cm e H = 40 cm), tampas inferior e superior, sistema de drenagem de líquidos e um pistão de carga (via ar comprimido). A Figura 3.2 apresenta de modo esquemático a célula edométrica bem como suas partes principais.

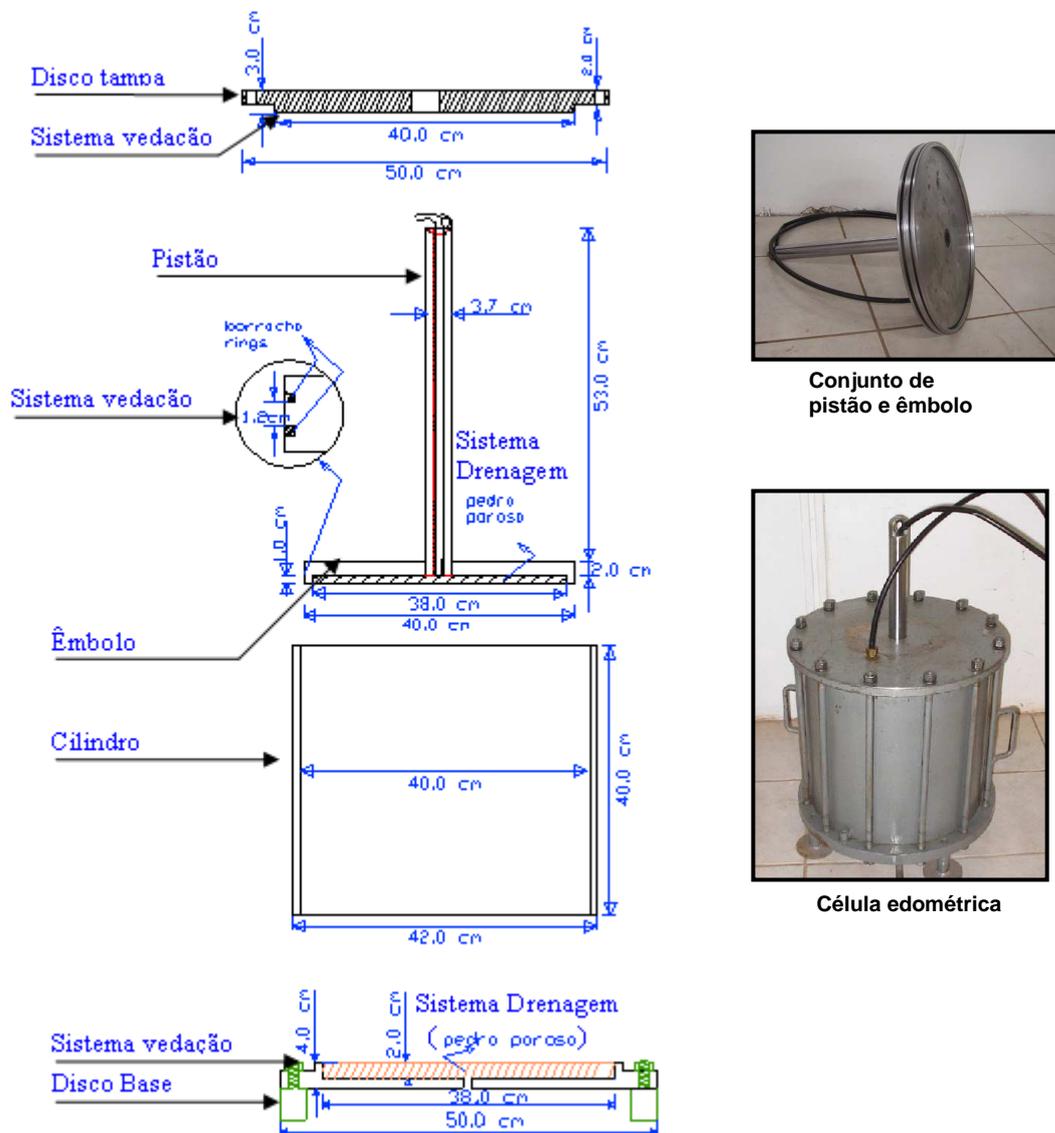


Figura 3.2 – Esquema da célula edométrica (modificado de Tapahuasco, 2005).

Com propósito de complementar os resultados de ensaios de compressão confinada obtidos por outros pesquisadores (Tabela 2.9), foram adotados diferentes teores de material orgânico para cada ensaio realizado (30, 35, 50, 61 e 100 %). Desta maneira pretende-se avaliar a influencia do material orgânico nos parâmetros de compressibilidade mecânica do RSU.

Previamente à execução de cada ensaio, foram coletadas amostras frescas de RSU do aterro Jockey Clube de Brasília. A coleta de amostras era realizada de forma separada segundo os principais componentes do RSU (papel, plástico, orgânico, vidro, metais, couros e borrachas, madeira, solo e têxteis), típicos da cidade de Brasília. Isto com finalidade de ter uma proporção gravimétrica mais exata. Além disso, os diâmetros máximos dos componentes de RSU foram mantidos próximos a 10% do diâmetro interno da célula edométrica. Finalmente, após ter definido as proporções gravimétricas de RSU nos diferentes ensaios, as componentes de resíduo eram misturadas formando assim uma amostra única. A Figura 3.3 mostra a proporção gravimétrica dos RSU utilizados na realização do 5º ensaio de compressão confinada.



Figura 3.3 – Proporção gravimétrica dos RSU (5º ensaio de compressão confinada).

Após a mistura e preparação das amostras, estas eram colocadas imediatamente no interior da célula edométrica dispostas em 4 camadas compactadas até atingir um peso específico aproximado de 8 kN/m^3 . Além disso, os valores de altura inicial dos corpos de prova deformados eram próximos de 20 cm, guardando uma relação com o diâmetro do cilindro de 1 para 2.

Posterior à aplicação da amostra no interior da célula, introduziu-se o pistão no cilindro até o êmbolo fazer contato com topo da amostra. Seguidamente, sobre o cilindro é ajustado o disco tampa que é preso ao disco base por 12 parafusos, roscas e arruelas, equiespaçados (Figura 3.2 e 3.4). O sistema de ar comprimido é injetado por um conduto feito no disco tampa (Figura 3.4), formando assim, uma câmara de pressão dada pelo espaço entre o êmbolo do pistão e o disco-tampa. Finalmente, para medição das deformações, sobre o topo do pistão foi colocado um extensômetro de 80 mm, com sensibilidade de 0,01.

A Figura 3.4 mostra o sistema de compressão confinada uniaxial desenvolvido por Tapahuasco (2005), o qual foi utilizado nesta pesquisa.

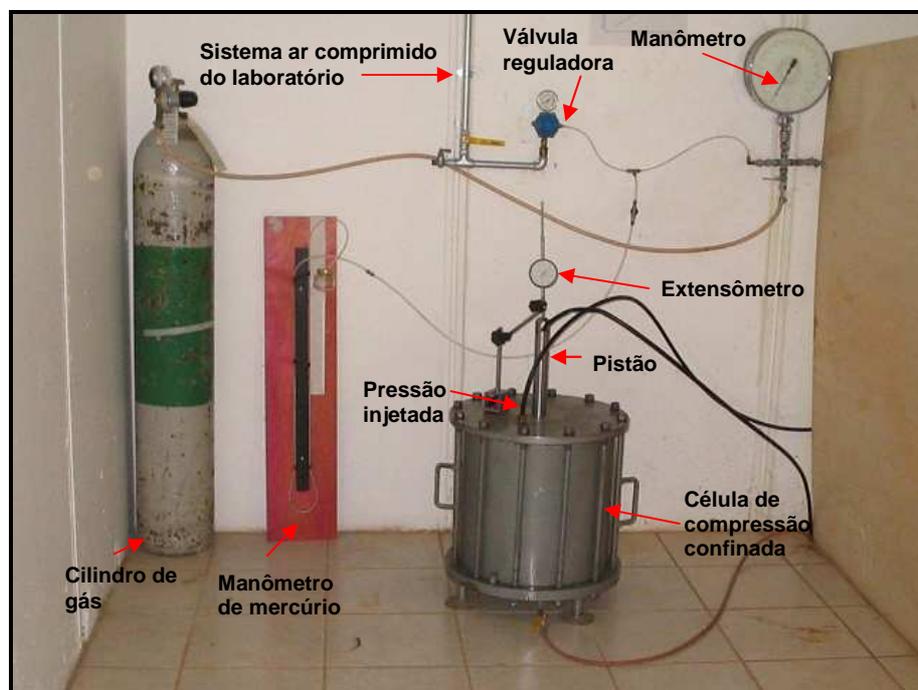


Figura 3.4 - Sistema de compressão confinada uniaxial para resíduos sólidos

Na execução de cada ensaio, foram aplicados vários estágios de carregamento vertical (pressão de ar) sobre a amostra do RSU (de 50, 100, 200, 400 kPa), medindo-se as deformações verticais. Cada estágio de carregamento durou vários dias até se conseguir, claramente, a definição da reta de deformação versus logaritmo do tempo. O tempo total requerido para cada ensaio foi de aproximadamente dois meses e meio (carregamento e descarregamento).

Na Tabela 3.1, apresentam-se as propriedades físicas das amostras antes e depois de cada ensaio de compressão confinada.

Tabela 3.1 – Propriedades físicas das amostras antes e depois de cada ensaio de compressão confinada.

Composição gravimétrica	1º ensaio		2º ensaio		3º ensaio		4º ensaio		5º ensaio	
	% peso		% peso		% peso		% peso		% peso	
	úmido	seco	úmido	seco	úmido	seco	úmido	seco	úmido	seco
Madeira	-	-	0,24	0,64	-	-	2,01	3,88	2,63	5,36
Pedra / cerâmica	15,29	26,86	2,23	5,91	-	-	2	3,84	2,66	5,4
têxteis e borrachas	2,81	6,39	1,17	3,11	-	-	4	7,68	5,31	7,46
plástico	20,02	17,37	11,80	6,00	-	-	12,98	12,96	16,82	17,50
vidro	-	-	1,18	3,13	-	-	2	3,84	2,64	5,37
Metal	1,83	4,15	2,34	6,20	-	-	2	3,84	2,63	5,35
Papel / papelão	19,99	11,41	13,23	10,13	-	-	13,05	10,66	16,45	10,71
Fração fina (solo)	10,02	17,60	7,28	12,28	-	-	11,94	15,68	15,74	22,10
<i>matéria orgânica</i>	<i>30,04</i>	<i>16,23</i>	<i>60,54</i>	<i>52,60</i>	100	100	50,04	37,62	35,11	20,76
Propriedades Índices	1º ensaio		2º ensaio		3º ensaio		4º ensaio		5º ensaio	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
Peso (gr)	17908,8	11434	17586,2	8511	18618	5613,4	18042	11696	18197	11179
γ (kN/m ³)	7,55	10,18	7,62	10,83	9,81	13,43	6,93	10,68	7,63	10,38
Umidade base úmida	Antes	Depois total	Antes	Depois total	Antes	Depois total	Antes	Depois total	Antes	Depois Total
w(%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)
Orgânico	76,21	29,92	67,23	39,61	73,9	42,5	60,95	42,37	70,94	36,70
Fração fina (solo)	22,65		36,33		-		31,82			
Papel / papelão	74,87		71,13		-		57,55			
plástico	61,8		80,8		-		48,14			

w = teor de umidade base úmida; γ = peso específico aparente

3.2.1. ACOMPANHAMENTO FÍSICO-QUÍMICO E PRODUÇÃO DE LIXIVIADOS

Além do monitoramento das deformações registradas nos ensaios edométricos de RSU, foram realizados para os dois últimos ensaios (quarto e quinto ensaio) o acompanhamento das propriedades físico-química (pH, ST, STV e DQO) e produção dos líquidos drenados. Desta maneira, pretender analisar possíveis fatores que possam influenciar o desenvolvimento normal dos ensaios edométricos de RSU.

3.3. CONSTRUÇÃO DE CÉLULAS EXPERIMENTAIS EM CAMPO

Com o intuito de conhecer melhor o funcionamento de aterros sanitários de RSU, foram construídas 4 células experimentais com espessura inicial da camada de lixo de 4,0 m, aproximadamente. Estas células foram construídas no interior do aterro Jockey Clube de Brasília, em uma área destinada especialmente para pesquisas da UnB (15° 46' 04.70" latitude sul e 47° 59' 58.94" longitude oeste).

O aterro do Jockey Club, está posicionado na porção centro-oeste do Distrito Federal, a 15° 46' de latitude sul e a 47° 59' de longitude oeste, correspondente à zona 23. Na Figura 3.5 apresenta-se uma imagem digital, localizando a área do aterro.

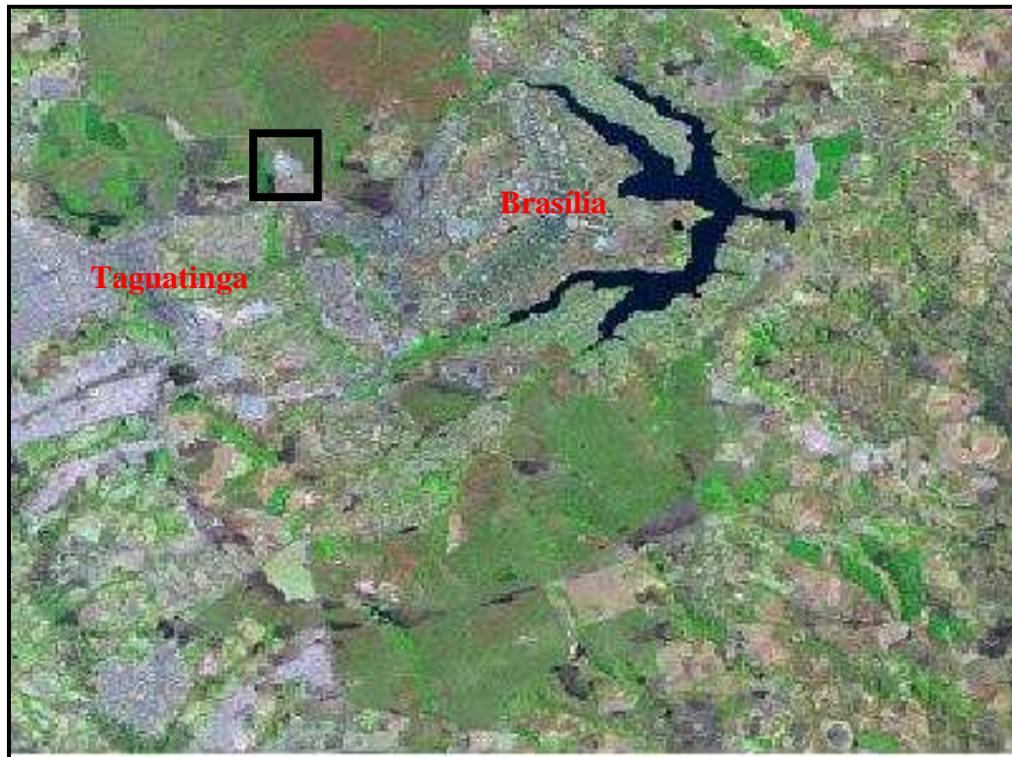


Figura 3.5– Imagem de Satélite LANDSAT, composição colorida, Bandas RGB/543, Remarcando a área do aterro do Jockey Clube/DF (Santos, 2004).

É importante mencionar que um dos motivos para a construção destas 4 células foi executar ensaios de cisalhamento “*in situ*” (fazendo parte de outro tema de pesquisa). Por tal motivo, sua concepção, é um pouco diferente das tradicionais células de aterros sanitários. A Figura 3.6 apresenta os detalhes construtivos que caracterizam as células experimentais.

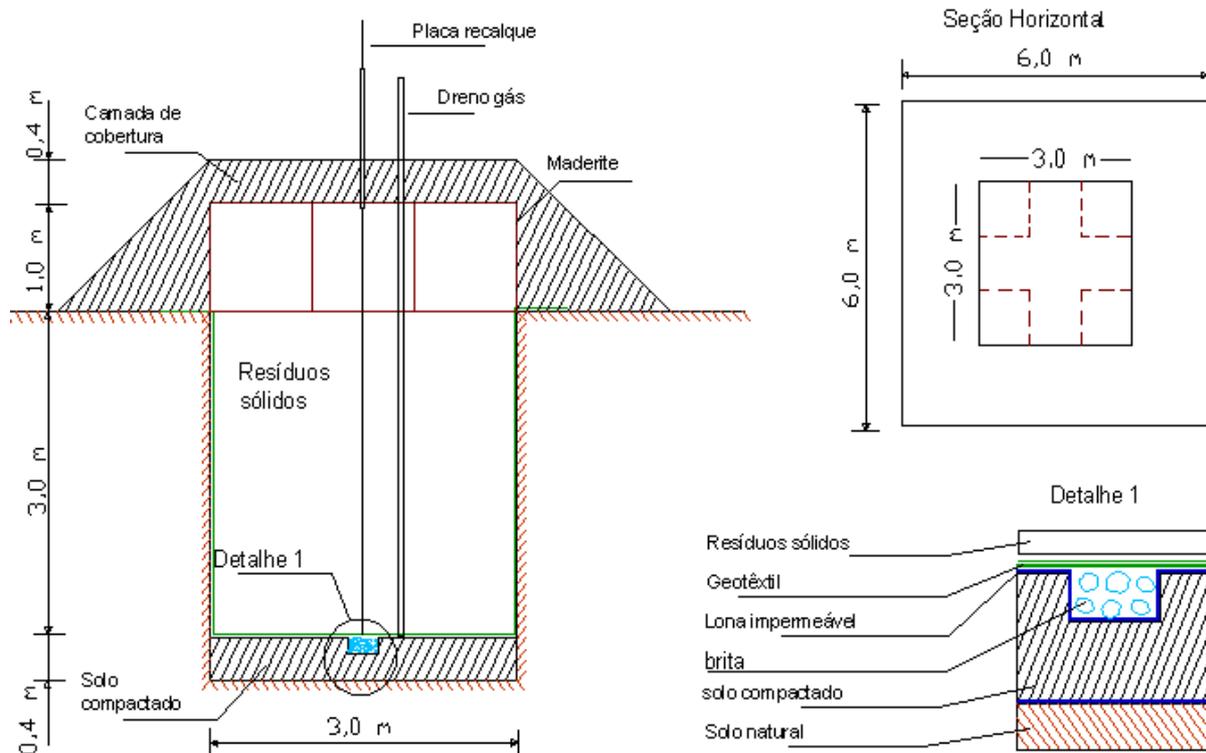


Figura 3.6- Esquema gráfico, mostrando os detalhes construtivos das células experimentais.

No processo construtivo de cada célula, a partir uma área de superfície definida (3m x 3m), foi feita uma escavação vertical com mais de 3,0 m de profundidade. Posteriormente sobre a superfície do fundo escavado, foi aplicada uma camada compactada utilizando o mesmo solo *in situ*. Este processo de compactação foi executado em 4 sub-camadas de 10 cm. e sob um peso específico aproximado a 13 kN/m³. Nas paredes laterais internas não foi aplicado nenhum tipo de compactação, devido às condições íngremes destas (90° de inclinação). A Figura 3.7 mostra a etapa de escavação de duas células experimentais.



Figura 3.7- Vista panorâmica de duas células experimentais (etapa escavação).

Com intenção de evitar a contaminação do solo natural, as células escavadas foram recobertas por lonas plásticas impermeáveis (Lona 08 mm), além de apresentarem um sistema de drenagem para líquidos percolados (Detalhe 1, Figura 3.6). O sistema de drenagem confeccionado em cada célula consiste de um canal de brita que passa no meio do fundo da base protegida até se comunicar com um tubo dreno de PVC. A conexão entre o canal de brita e tubo dreno é localizada no extremo inferior médio de uma das paredes (no nível mais baixo da base da célula), sendo este último direcionado de forma aterrada até um poço de concreto.

A seguir a Figura 3.8 mostra para uma das células experimentais a culminação da etapa de impermeabilização e aplicação do sistema de drenagem para os líquidos lixiviados.



Figura 3.8 – Sistema de impermeabilização e drenagem de lixiviados da célula experimental.

Tendo a intenção de proteger a lona plástica impermeabilizante, como também, evitar a colmatação do sistema de drenagem (canal de brita e tubo de PVC), aplicou-se um recobrimento de geotêxtil (R40) no interior das paredes e base de cada célula (Figura 3.9).

Na Figura 3.9 pode ser observado o uso de geotêxtil como sistema de proteção no interior da célula, assim também, o início da disposição do RSU.



Figura 3.9 – Vista interior da célula experimental no início do enchimento do RSU.

O RSU foi depositado em seqüências de camadas compactadas de 0,50 m, buscando sempre uma densidade media de $5,5 \text{ kN/m}^3$. Paralelamente à disposição do RSU foi instalado o dreno de gás, consistindo de um tubo de PVC ($\text{Ø}=50 \text{ mm}$) perfurado, recoberto externamente por material brita # 1 (Figura 3.9). Após o enchimento das células foram aplicadas as respectivas placas de recalques e camadas de coberturas.

Cada sistema de placas de recalques utilizado nas células experimentais está composto por um conjunto formado por dois tubos concêntricos acoplados a duas placas de 0,5 m x 0,5 m, como pode ser observado na Figura 3.10. No esquema, o tubo de menor diâmetro foi parafusado na placa II e ambos servem de eixo e base para o sistema (Figura 3.9). Na placa I foi feita a soldagem do tubo de maior diâmetro, que se movimenta no sentido vertical, de acordo com a ocorrência dos recalques (aplicado sobre o topo do lixo).

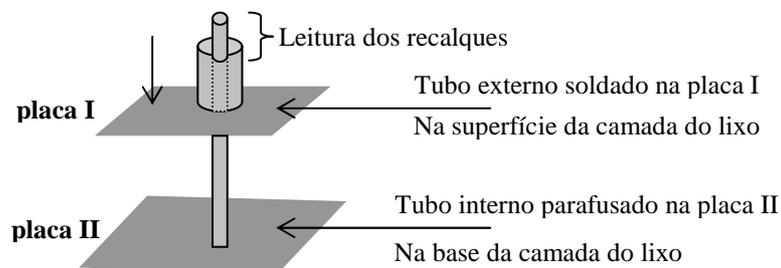


Figura 3.10 - Croqui das placas de recalques utilizada nas células experimentais.

Santos (2004) construiu e estudou uma célula experimental com camada de cobertura granular (entulho de obra), com a finalidade de avaliar a influência da aerobiose na aceleração da biodegradação nos RSU. Desta forma, Santos (2004) pretendia acelerar as taxas e magnitudes dos recalques. Baseados na pesquisa do autor supramencionado foram aplicadas a duas células experimentais (Células 01 e 04) camada de cobertura granular (entulho de obra), e nas outras duas células (Células 02 e 03) material fino (argila). A Figura 3.11 apresenta duas células após a aplicação das camadas de coberturas.

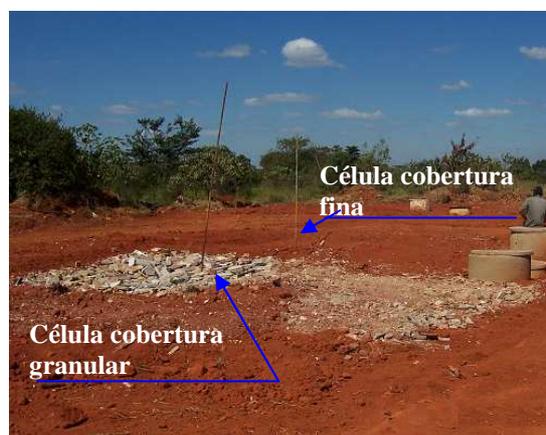


Figura 3.11 – Células experimentais de aterro sanitário.

3.3.1. CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS UTILIZADOS

Os resíduos dispostos nas células experimentais foram coletados de diversos bairros do Plano Piloto. Para isto, se teve o apoio da empresa responsável pelo aterro Jockey Clube, fornecendo caminhões coletores cheio de lixo e ajuda de maquinarias pesadas.

O enchimento das células foi realizado em duas etapas, inicialmente as células CEL-01 e CEL-02. Posteriormente a segunda etapa correspondeu às células CEL-03 e CEL-04. Desta maneira, foram determinadas as composições gravimétricas médias do lixo para cada etapa enchimento.

A Tabela 3.2 apresenta as principais propriedades físicas dos resíduos sólidos dispostos nas células experimentais.

Tabela 3.2- propriedades físicas dos resíduos sólidos dispostos nas células experimentais

Composição gravimétrica		
Células (CEL)	01 e 02	03 e 04
Papel	20,6	17,6
Plástico	21,0	15,1
Material orgânico	46,1	54,1
Metais	2,6	3,3
Vidro	4,7	5,3
tecido, borracha, coros	2,6	
Outros	2,4	4,6
Outras propriedades		
Umidade média (%)	62,0	70,0
Pesos específicos aparentes (kN/m ³)	5,5	5,5

3.3.2. CARACTERÍSTICAS DO TERRENO NATURAL E MATERIAIS DE COBERTURA

Com o intuito de se conhecer as características relevantes do solo *in-situ* da área de pesquisa, foram realizados alguns ensaios de caracterização geotécnica. Destaca-se, a importância deste solo na sua utilização na camada impermeabilizante do fundo das células, assim como seu uso como material de cobertura (células anaeróbias). A continuação a Tabela 3.3 apresenta algumas propriedades deste solo.

Tabela 3.3- Caracterização geotécnica do solo *in-situ* da área de pesquisa.

Propriedades do solo	Valor
Classificação tipo de solo (SUCS)	Solo argiloso medianamente plástico.
Massa Específica dos grãos (gr/cm ³)	2,7
Limite de liquidez (LL) w _l %	47
Limite de plasticidade (LP) w _p %	22
Índice de Plasticidade	25

A Figura 3.12 apresenta a curva granulométrica do solo característico da área de pesquisa (aterro Jockey Clube).

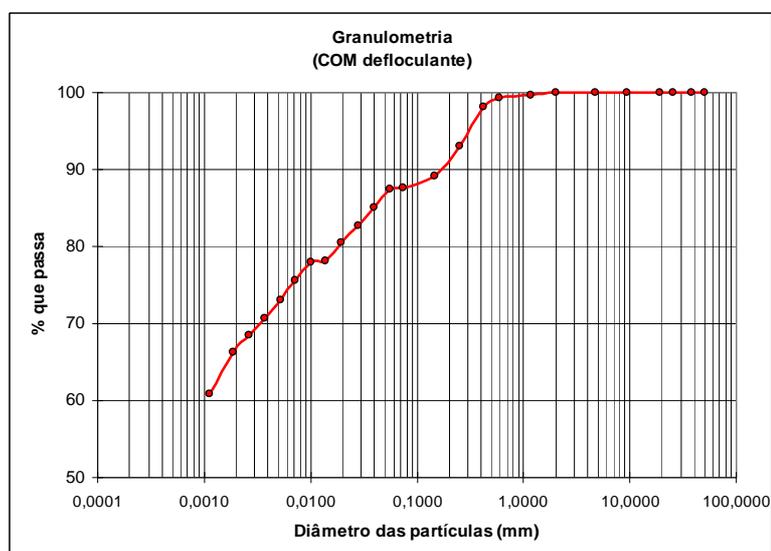


Figura 3.12 – Curva granulométrica do solo característico da área de pesquisa (aterro Jockey Clube).

Em relação ao material granular utilizado como camada de cobertura nas células aeróbias (CEL-02 e CEL-04), é constituído de entulho de obra peneirado. Sendo o diâmetro mínimo selecionado igual 10 cm.

Na Tabela 3.4 são mostrados os valores dos carregamentos aplicados devido às camadas de coberturas.

Tabela 3.4- Carregamentos aplicados devido às camadas de coberturas (Células experimentais).

CEL-01	CEL-02	CEL-03	CEL-04
entulho	solo fino	solo fino	entulho
4 kN/m ²	3,5 kN/m ²	3,7 kN/m ²	4 kN/m ²

3.4. CONSTRUÇÃO DE LISÍMETROS EXPERIMENTAIS

Baseados em experiências positivas no estudo dos recalques e os fenômenos da biodegradação por parte de outros pesquisadores (Alcantara et al. 2005, Swati et al. 2005, Mannapperuma 2004, Youcai 2002, Palma et al. 1999), nesta pesquisa se propôs a construção de 2 lisímetros experimentais com a finalidade de entender e ter um melhor controle dos possíveis fatores que afetam as taxas e magnitudes de recalques em aterros sanitários.

3.4.1. ETAPA DE DESENHO E CONSTRUÇÃO DOS LISÍMETROS

Os lisímetros foram construídos no interior da estação experimental de biologia da UnB, situada no final da via L4 Norte (Brasília-DF).

A forma do desenho escolhido é cilíndrica de 3m de diâmetro interno e 2 m de altura, construído de material de tijolo maciço sobre uma base de fundação de concreto armado. A seguir apresenta-se os detalhes construtivos da estrutura do lisímetro.

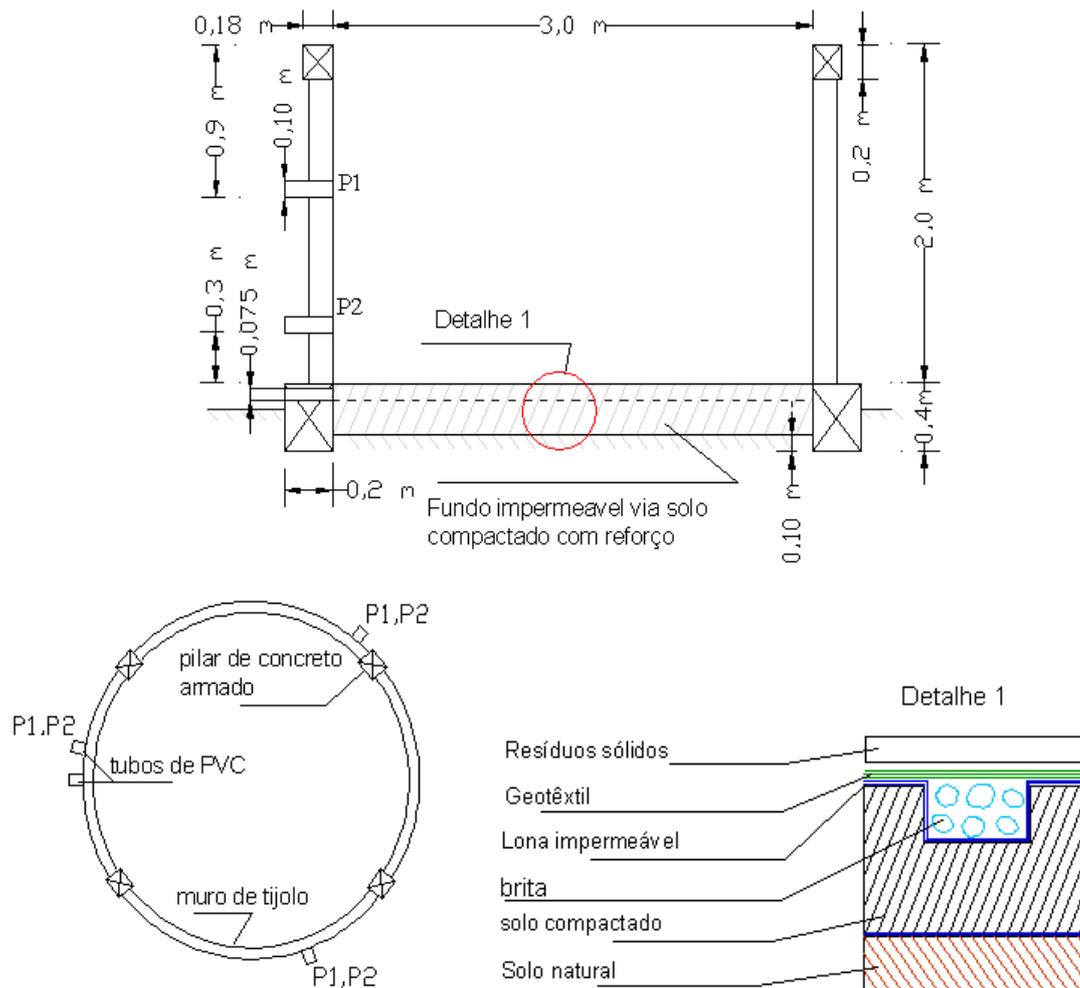


Figura 3.13- Esquema gráfico, mostrando os detalhes construtivos dos lisímetros experimentais.

A forma cilíndrica dos lisímetros foi escolhida visando uma melhor distribuição e compactação dos resíduos sólidos (RSU) no seu interior, assim como garantir um comportamento mais homogêneo do sistema durante o período de monitoramento. A estrutura do concreto armado foi desenhada com a finalidade de confinar e suportar os empuxos causados pelos RSU devido a seu próprio peso e/ou sobrecargas impostas. Finalmente, para

melhor impermeabilização das paredes internas dos lisímetros, foi aplicada uma película de revestimento de argamassa misturada com a substância química Sigmaflex.

A camada de base interna de cada lisímetro é constituída por um sistema de impermeabilização (detalhe 1 da Figura 3.13), evitando assim a infiltração e contaminação dos lixiviados no solo natural. Este processo inicialmente consistiu na aplicação de uma lona plástica impermeável (lona 08) sobre o solo natural previamente regularizado, seguido da compactação manual de uma camada de solo fino com espessura de 30 cm (material extraído da mesma área de pesquisa, Item 3.4.4). Para facilitar a drenagem dos líquidos percolados, a compactação da camada fina impermeável teve uma inclinação negativa de 2,0% para o centro, onde foi confeccionado um canal dreno (Figura 3.14b). Posteriormente, sobre a superfície da camada compacta aplicou-se uma segunda lona plástica impermeável, seguida da colocação de brita # 1 no canal dreno (Figura 3.14c). Finalmente, visando proteger a lona plástica impermeável e o canal de brita (drenagem de percolados) aplicou-se um recobrimento de geotêxtil R40 (Figura 3.14e).

Nos lisímetros, o sistema de drenagem dos lixiviados está constituído pelo canal de brita que passa no meio do fundo da base protegida até se comunicar com um tubo dreno de PVC ($\varnothing = 7,5$ cm). A conexão entre o canal de brita e tubo dreno é localizada no extremo inferior da parede de concreto (no nível mais baixo da base do lisímetro), sendo o tubo de PVC direcionado até um poço de captação (Figura 3.14f).

A continuação, a Figura 3.14 ilustra as principais etapas de construção dos lisímetros experimentais.



a



b



c



d



e



f

Figura 3.14 – Etapa construção dos lisímetros experimentais: a) estrutura de tijolos e concreto armado; b) camada de solo compactado, execução do canal dreno; c) aplicação da lona plástica impermeabilizante e disposição da brita no canal; d) contacto brita e tubo de PVC; e) aplicação da manta de geotêxtil; f) poço de captação dos lixiviados.

3.4.2. ETAPA DE PREENCHIMENTO E INSTRUMENTAÇÃO DOS LISÍMETROS

Os lisímetros foram preenchidos com resíduos sólidos urbanos até uma altura de 1,5 m. Os resíduos foram compactados de forma manual (utilização de soquete e haste de madeira) em camadas sucessivas de 0,30 m de espessura, até obter um peso específico médio de 3 kN/m³. O baixo valor do peso específico foi adotado considerando a escala reduzida do experimento e assim também, garantir o melhor desenvolvimento dos recalques iniciais. Posteriormente foram aplicadas as camadas de coberturas (30 cm de espessura).

A continuação a Figura 3.15 ilustra a etapa de preenchimento dos lisímetros.



Figura 3.15 – Disposição do lixo no lisímetro experimental: a) disposição manual do lixo nos lisímetros usando recipientes plásticos; c) espalhamento e homogeneização de lixo antes de cada compactação manual.

Com intenção de seguir o mesmo padrão de pesquisa em relação às células experimentais (Item 3.3), de tal forma, a avaliar a evolução dos recalques em diferentes condições de tratamentos, foram aplicados dois tipos de camadas de cobertura nos lisímetros. No primeiro (LS-01) foi aplicado um material de solo fino (argila) e no segundo, um material granular (entulho de obra peneirada, $\varnothing=0,15$ m).

Para garantir o melhor monitoramento nos lisímetros, estes foram complementados com as seguintes instrumentações:

- Instalação de um piezômetro manual constituído por um tubo de PVC com diâmetro igual a 75 mm (3.14e). Sendo este colocado no interior do lisímetro antes da etapa de preenchimento de RSU. O extremo inferior do tubo em contato com a superfície da camada base se encontra perfurado até uma extensão de 15 cm (protegido com material de brita no seu redor).

- Um sistema de drenagem para os gases gerados de diâmetro de 40 cm, constituído por um tubo de PVC perfurado ($\varnothing = 5$ cm) envolvido com material de brita #1 (Figura 3.14e).
- Para medição das temperaturas no interior dos lisímetros foram instalados 4 termopares tipo K, posicionados tanto no meio e, no extremo próximo da parede, a 0,15 m acima da base e 0,15 m abaixo da superfície do lixo (Figura 3.16).
- Com a finalidade de retirar e analisar amostras de resíduos sólidos foram instalados nas paredes dos lisímetros 6 tubos de PVC. Estes estão localizados nas profundidades de P1 e P2, correspondendo a cada nível de profundidade a distribuição uniforme de 3 tubos (Figura 3.13).
- Posteriores ao enchimento dos lisímetros, sobre a superfície do resíduo foram posicionadas duas placas de recalques no centro e no lado extremo.

A Figura 3.16 mostra esquematicamente os detalhes do lisímetro já montado.

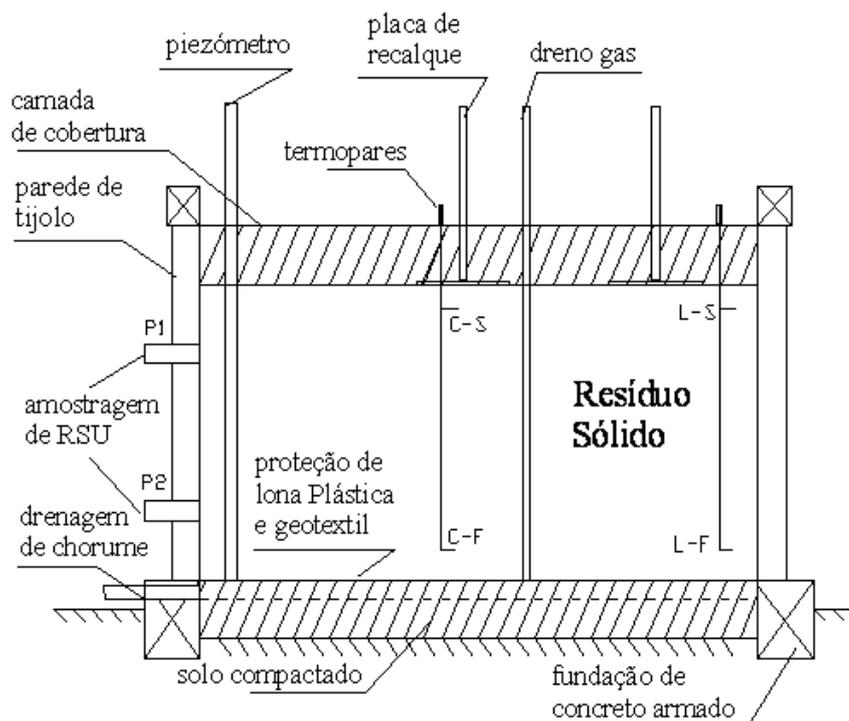


Figura 3.16- Esquema gráfico, mostrando os detalhes construtivos dos lisímetros experimentais.

3.4.3. CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS UTILIZADOS NOS LISÍMETROS EXPERIMENTAIS

Os RSU dispostos nos lisímetros experimentais foram coletados do bairro Vila Planalto (Brasília-DF), correspondendo a um caminhão de lixo para cada célula. A determinação das propriedades físicas dos RSU foi realizada para cada subcamada compactada (0,3 m). A

Tabela 3.5 apresenta as principais propriedades físicas dos RSU utilizados no preenchimento dos lisímetros experimentais.

Tabela 3.5- Principais propriedades dos resíduos sólidos utilizados nos lisímetros

Gravimetria do RSU fresco	% Peso úmido	
Materiais	LS-01	LS-02
Papel	12,8	26,5
Plástico	17,6	25,2
Orgânico	66,0	46,3
Vidro	0,5	0,00
Borracha e têxtil	1,8	0,5
Metais	0,9	1,5
Outros	0,4	0,00
Tamanho de partículas do RSU	% Peso úmido	
Intervalos de medidas	LS-01	LS-02
> a 10 cm	49,20	46,8
10 cm a 5 cm	35,2	32,7
5 cm a 2,5 cm	12,3	13,5
< a 2,5 cm	3,3	7
Total peso		
Outras propriedades do RSU	LS-01	LS-02
Teor de umidade base úmida (%)	54	47,00
P.E. de compactação (kN/m ³)	3,14	2,93

3.4.4. CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS DE SOLOS UTILIZADOS NAS CAMADAS DE BASE E COBERTURA

Conforme comentado anteriormente, foram aplicadas diferentes camadas de coberturas para cada lisímetro experimental (material fino para LS-01 e material granular para LS-02). Além disso, destaca-se novamente o uso do solo *in-situ* nas camadas bases impermeabilizantes (LS-01 e LS-02) e na camada de cobertura do lisímetro LS-01. A continuação a Tabela 3.6 apresenta algumas propriedades dos solos utilizados nas camadas bases e coberturas dos lisímetros experimentais.

Tabela 3.6- Propriedades dos solos utilizados nas camadas base e cobertura dos lisímetros.

Camada base impermeável	LS-01	LS-02
P.E. seco do solo compactado (kN/m ³)	13,2	12,73
Camada de cobertura	LS-01	LS-02
<i>Condição umidade natural</i>	solo fino	Entulho
Peso total aplicado (kg)	2948,36	249000
Peso específico (kN/m ³)	15,14	10,45
Tensão aplicada (kN/m ²)	4,089	3,45

Condição peso seco		
Peso total aplicado (kg)	2122	
Peso específico (kN/m ³)	11,1	
Tensão aplicada (kN/m ²)	2,94	
Outras propriedades do solo fino utilizado		
Tipo de solo	Solo argiloso medianamente plástico	
Massa Específica dos grãos (gr/cm ³)	2,78	
Limite de liquides (LL) W %	50	
Limite de plasticidade (LP) W%	40	
Índice de Plasticidade	10	

As Figuras 3.17 e 3.18 apresentam as imagens das diferentes camadas de coberturas aplicadas nos respectivos lisímetros.



Figura 3.17- Vista do lisímetro LS-01 mostrando a camada de cobertura fina.



Figura 3.18- Vista do lisímetro LS-02 mostrando a camada de cobertura granular.

3.5. METODOLOGIA UTILIZADA NO MONITORAMENTO DAS CÉLULAS E LISÍMETROS EXPERIMENTAIS

O plano de monitoramento dos lisímetros e células experimentais é parte integrante e fundamental para atingir os objetivos desta pesquisa. Permitindo desta maneira, analisar os aspectos geotécnicos e a evolução do processo de degradação da matéria orgânica.

Os procedimentos de monitoramento escolhidos e realizados compreendem da medição dos recalques, registro das precipitações e lixiviados produzidos, variação da temperatura e da umidade do RSU, medição das propriedades físico-químicas do RSU e lixiviados. Como parte das propriedades físico-químicas se destacam os sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), potencial oxiredução (Eh) e potencial hidrogeniônico (pH), demanda química de oxigênio (DQO).

3.5.1. MONITORAMENTO DOS RECALQUES

A partir das placas de recalques instaladas, foram feitas as medições dos recalques após a aplicação das camadas de coberturas. Inicialmente foram feitas leituras diárias, e posteriormente de forma semanal. Só no caso das células experimentais, após os 200 dias de aterramento, as leituras se realizaram mensalmente. O monitoramento das células CEL-01 e CEL-02 iniciaram a partir do 5/07/2005, as CEL-03 e CEL-04 a partir de 10/08/2005. Finalmente os lisímetros LS-01 e LS-02 começaram a ser monitorado a partir do 10/12/2006 e 13/01/07 respectivamente. A continuação a Figura 3.19 ilustra o processo de leitura dos recalques realizados nas células.



Figura 3.19- Medida e leitura do recalque na Célula CEL-01.

3.5.2. MONITORAMENTO DAS PRECIPITAÇÕES E VOLUME DE LIXIVIADOS PRODUZIDOS

Tendo a intenção de avaliar a possível influência nas taxas de recalques devido às cargas e descargas de líquidos no interior das células e dos lisímetros, foi realizado o monitoramento da produção de lixiviado e ocorrência das chuvas. Nas células experimentais o controle destes parâmetros foi realizado de outubro de 2005 a maio de 2006 e, nos lisímetros experimentais, de dezembro de 2006 a outubro de 2008.

Finalmente, pretendendo analisar o comportamento dos recalques devido à influência da umidade dos RSU na sua capacidade de campo, foram injetados semanalmente volumes de água no LS-02. Dando início ao processo de injeção a partir 22/07/2007 até 13/04/2008.

A continuação a Figura 3.20 ilustra o pluviógrafo RG3-M (ONSET) instalado nas respectivas áreas de pesquisa (células experimentais e lisímetros).



Figura 3.20- Pluviógrafo RG3-M.

3.5.3. MONITORAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ATERRADOS

3.5.3.1. MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

Devido à importância que tem este fator no desenvolvimento dos processos de biodegradação da matéria orgânica (Borges de Castilho et al 2003; Leite et al 2003), foi realizado o monitoramento das temperaturas no interior dos lisímetros. No caso das células experimentais, por problemas de perda (roubo) dos termopares o controle das temperaturas não pôde ser realizado de maneira satisfatória. A temperatura dos RSU foram registrados a partir de termopares instalados no interior dos lisímetros. Como comentado anteriormente estes termopares (tipo K) foram posicionados tanto no meio quanto no extremo próximo da parede, a 0,15 m acima da base e 0,15 m abaixo da superfície do lixo (Figura 3.16). Assim também, foram registradas as temperaturas médias, máximas e mínimas no local de pesquisa.

A seguir a Figura 3.21 ilustra a leitura da temperatura nos termopares e mostra o termômetro de média, máxima e mínima.

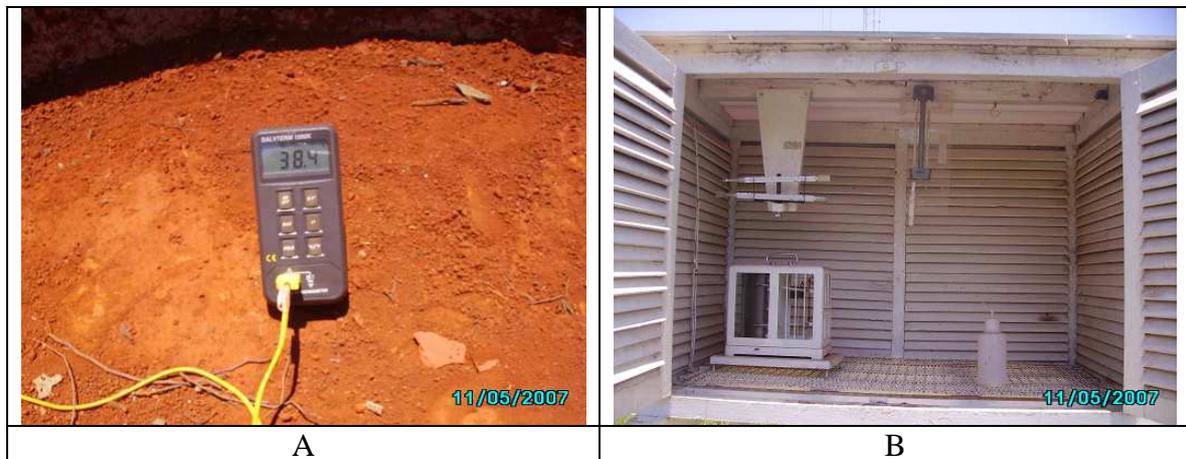


Figura 3.21 – Instrumentação para o controle da temperatura nos lisímetros: a) sistema de monitoramento do RSU; b) sistema de monitoramento da temperatura ambiente.

3.5.3.2. METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM E ANÁLISE DOS RSU

Diferente das 4 células experimentais construídas inicialmente, os lisímetros desenvolvidos apresentam um sistema de extração de amostras de resíduos (P1 e P2, Item 3.4.2). A cada 30 dias foram retiradas pequenas quantidades de amostras (200 g) de lixo, com a finalidade de fazer um controle da umidade *in situ* (base úmida), determinação dos sólidos totais voláteis (STV) e medidas de pH.

A coleta de amostra do interior dos lisímetros foi realizada usando um trado manual de diâmetro igual a 5 cm. Seguidamente, as amostras coletadas eram acondicionadas e protegidas em sacolas plásticas, evitando assim, a perda de umidade. A umidade dos RSU foi determinada aplicando a equação 2.2 (umidade gravimétrica base úmida) especificada no Item 2.2.1.4 da revisão bibliográfica. Baseados nas metodologias de alguns autores (Gomes et al., 2005; Lima et al., 2002 e Lange et al., 2002) e pela própria experiência, a determinação do teor de umidade de resíduos sólidos foi realizado utilizando 100 ± 2 g da amostra na temperatura de 100 ± 5 °C por 24 horas.

Segundo a informação bibliográfica apresentada no Item 2.2.2.3, os STV permitem entender e acompanhar melhor os processos de biodegradação do RSU, de tal forma, que durante a decomposição do RSU aterrado, ocorre uma redução na taxa de STV. Nesta pesquisa, os STV foram determinados a partir das amostras secas devidas ao processo de controle de umidade (parágrafo anterior). Inicialmente tais amostras tiveram que ser trituradas

até obter-se partículas finas. Desta maneira, o ensaio consistiu na secagem de três porções de cada amostra da fração fina, em estufa a 100 ± 5 °C por 24 horas e calcinação em mufla a 550 °C por duas horas e meia. O valor do STV é a diferença de pesos da amostra após secagem na estufa (material inerte + não inerte) e na mufla (material inerte). Assim o que queima na mufla é a matéria não inerte e a sobra é a matéria inerte (cinzas).

Devido à importância do pH no acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos (bioestabilização da massa de resíduos), nesta pesquisa, procedem-se o monitoramento deste parâmetro. A medida do pH foi realizado considerando a metodologia de Lange et al. (2002). O ensaio consistiu na preparação de uma solução usando a relação de 50 g. de amostra para 1.000 ml do extrator (água destilada). Seguidamente a solução era agitada até sua completa mistura e deixada em repouso por 2 horas. Posteriormente é separada a fração líquida da fração sólida por filtração convencional (papel filtro qualitativo). Finalmente, utilizando o medidor digital MpH-1200, efetuam-se as leituras de pH na fração líquida.

A Figura 3.22 ilustra o procedimento de amostragem dos resíduos sólidos aterrados nos lisímetros experimentais.



Figura 3.22 – Processo de amostragem de RSU via tradagem (lisímetro experimental).

3.5.4. MONITORAMENTO DAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS LÍQUIDOS LIXIVIADOS

Com o propósito de entender o comportamento da biodegradação dos resíduos sólidos via monitoramento dos líquidos lixiviados, foram coletados, periodicamente, volumes de amostras tanto para as células experimentais como, para os lisímetros. Desta maneira, foram

realizados ensaios de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV) e de demanda química de oxigênio (DQO). Também, foram feitas medições de potencial hidrogeniônico (pH) e potencial redox (E_H).

A metodologia empregada para determinação dos ST e STV nos lixiviados estão baseados no “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*(APHA, 1998)”. Desta maneira, o ensaio consistiu em colocar três porções de amostra de lixiviado (dispostos em recipiente de porcelana) em estufa a 100 ± 5 °C por 24 horas e calcinação em mufla a 550 °C por duas horas e meia. O valor dos ST é valor do peso da amostra após a secagem na estufa dividida pelo volume inicial da amostra de lixiviado. O valor dos STV é a diferença de pesos da amostra após secagem na estufa e na mufla, dividida pelo volume inicial da amostra de lixiviado.

A DQO é um parâmetro indicador da degradação do resíduo ao longo do tempo, onde altos valores são encontrados em resíduos frescos e baixos valores em resíduos que já passaram por um considerável processo de degradação. O procedimento empregado para determinação das concentrações de DQO nos lixiviados coletados é de acordo com o manual de procedimento da HACH “DR/2010 spectrophotometer handbook”.

As medidas de E_H e pH foram feitas utilizando o medidor digital MpH-1200. É importante mencionar que prévia à realização de cada ensaio, o aparelho era calibrado em função de soluções padrões.

Finalmente as Figuras a seguir ilustram alguns aparelhos utilizados na análise dos lixiviados produzidos e na análise de amostras sólidas de RSU.



Figura 3.23 – Mufla utilizada para calcinação das amostras de RSU e lixiviados.



Figura 3.24 – Aparelho DR/2010 spectrophotometer handbook (leitura de DQO)



Figura 3.25 – Aparelho medidor digital Mph-1200, leituras de pH e E_H .

CAPÍTULO 4

RESULTADOS DOS EXPERIMENTOS REALIZADOS

4.1. RESULTADOS DOS ENSAIOS DE COMPRESSÃO CONFINADA

Neste item são apresentados os resultados dos ensaios de compressão confinada executados em amostras frescas de RSU sob diferentes teores de material orgânico em função de seu peso seco (16,23; 20,76; 37,62; 52,60 e 100 %).

Devido à grande heterogeneidade dos componentes dos RSU, o peso específico dos sólidos e índice de vazios são parâmetros difíceis de se determinar. Optou-se por estudar a compressibilidade no laboratório, usando parâmetros de compressibilidade em função das deformações verticais específicas ($\varepsilon_v = \Delta H/H_o$).

As propriedades de cada uma das amostras de RSU antes e após cada ensaio são apresentados na Tabela 3.1 (Capítulo 3).

Apresenta-se a seguir, as curvas de compressibilidade para as respectivas amostras estudadas. As Figuras 4.1 e 4.5, apresentam para as 5 amostras ensaiadas em laboratório, a curva deformação (ε_v) vs. tensão ($\log \sigma_v$).

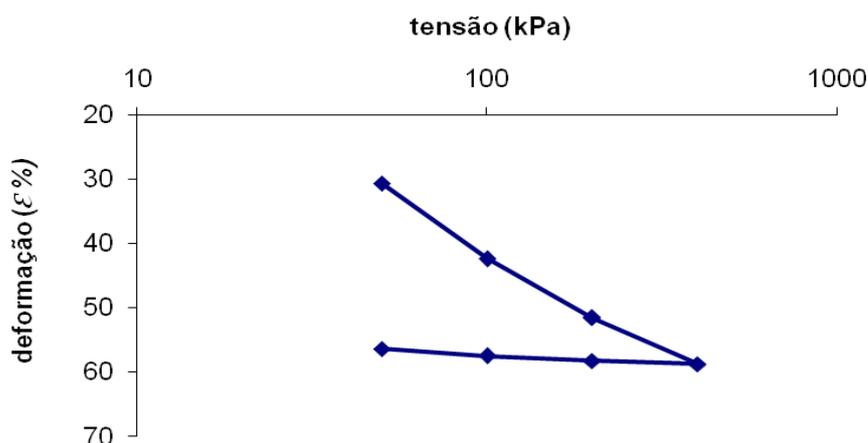


Figura 4.1 – Curva deformação vs. logaritmo da tensão, obtida para primeira amostra de RSU, com teor de material orgânico de 16,23%.

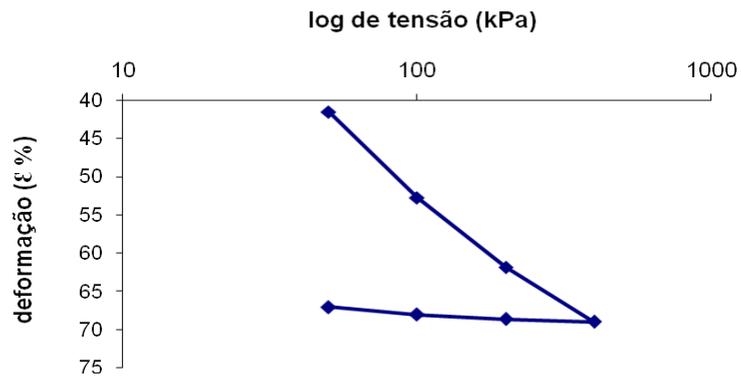


Figura 4.2 – Curva deformação vs. logaritmo da tensão, obtida para segunda amostra de RSU, com teor de material orgânico de 52,60%.

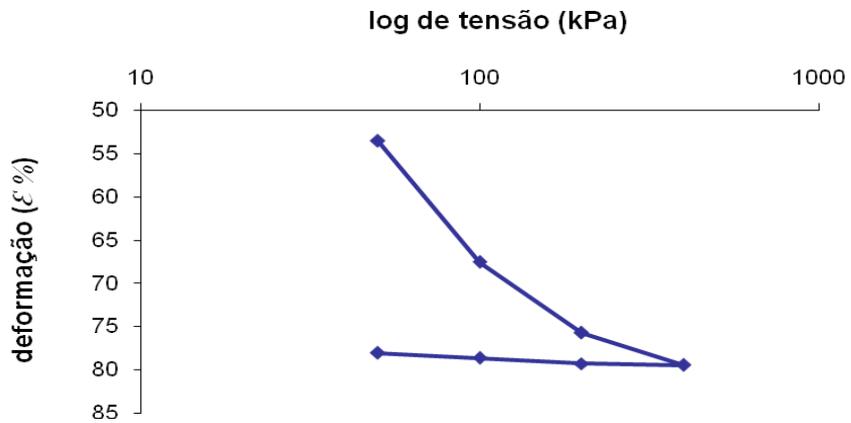


Figura 4.3 – Curva deformação vs. logaritmo da tensão, obtida para terceira amostra de RSU, com teor de material orgânico de 100,00%.

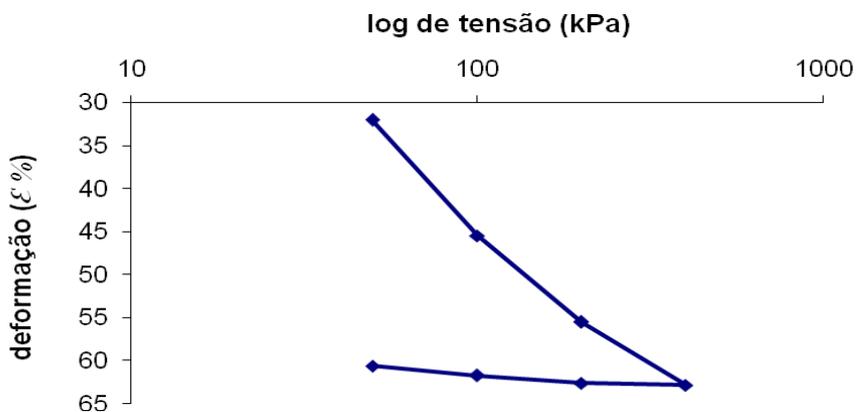


Figura 4.4 – Curva deformação vs. logaritmo da tensão, obtida para quarta amostra de RSU, com teor de material orgânico de 37,62%.

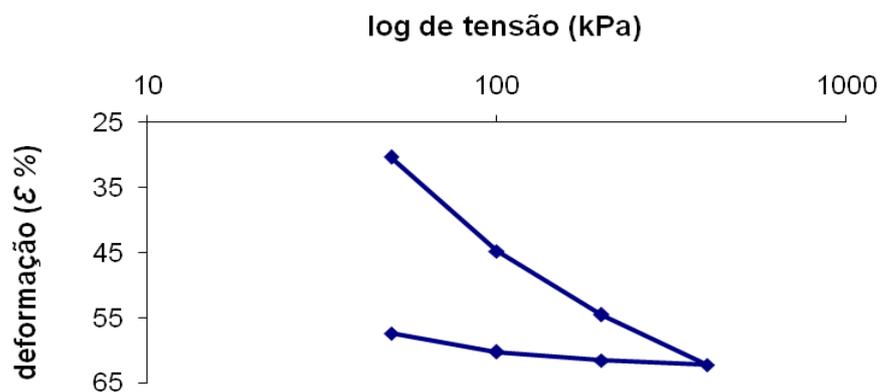


Figura 4.5 – Curva deformação vs. logaritmo da tensão, obtida para quinta amostra de RSU, com teor de material orgânico de 20,76%.

Pelo observado nas Figuras 4.1 a 4.5, os trechos virgens das curvas de compressibilidade não definem perfeitamente uma linha reta. Uma análise respeito a este comportamento é feita no Item 5.1.2.2. A Tabela 4.1 apresenta para cada curva de compressibilidade (cada amostra ensaiada) os respectivos coeficientes de compressão (C'_c) e coeficientes de expansão (C'_e).

Tabela 4.1 – Coeficientes de compressão (C'_c) e expansão (C'_e) de RSU.

Parâmetros	1° Ensaio	2° Ensaio	3° Ensaio	4° Ensaio	5° Ensaio
C'_c	0,31	0,30	0,29	0,34	0,35
C'_e	0,03	0,02	0,02	0,02	0,05
% orgânico peso úmido	30,04	60,54	100	50,04	35,11
% orgânico peso seco	16,23	52,60	100	37,62	20,76

Na Tabela 4.1, os valores de porcentagens orgânicos peso úmido foram determinados com base às condições naturais das amostras de RSU e, no caso de porcentagens orgânicos peso seco sob as condições de massas secas.

A partir das deformações registradas em função do tempo, foram elaboradas para cada estágio de carregamento as curvas de deformação (ϵ) vs. logaritmo do tempo ($\log t$). Desta maneira, as Figuras 4.6, 4.7 e 4.8 apresentam estas relações para as três primeiras amostras ensaiadas.

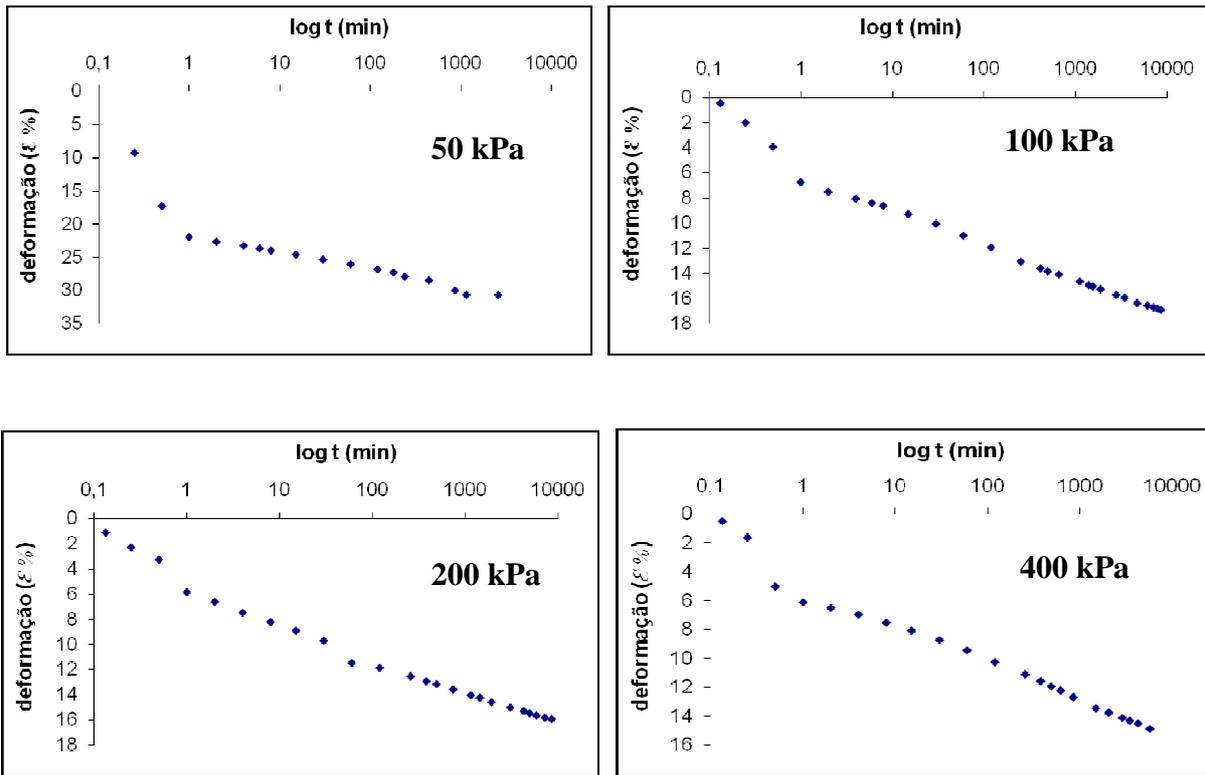


Figura 4.6 – Curvas deformação vs. log. do tempo (primeiro ensaio, 16,23% orgânico).

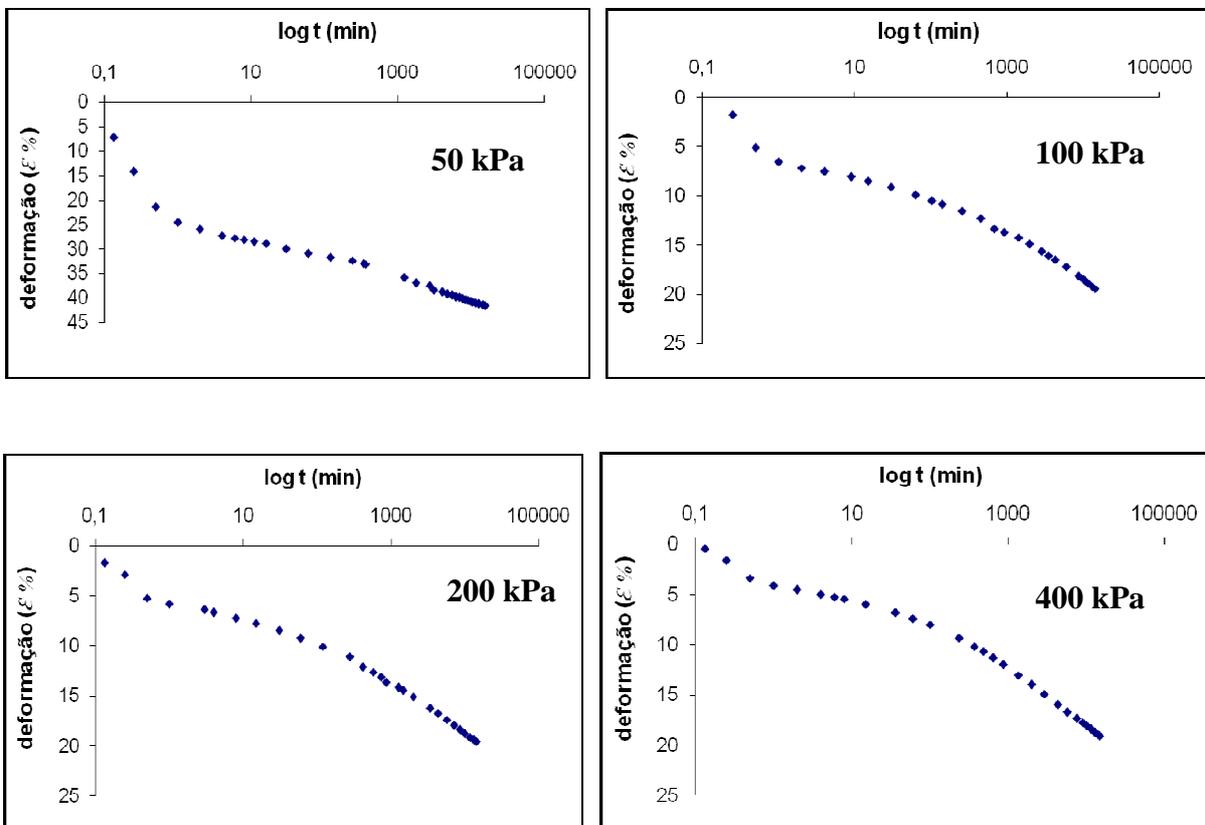


Figura 4.7 – Curvas deformação vs. log. do tempo (segundo ensaio, 52,60% orgânico).

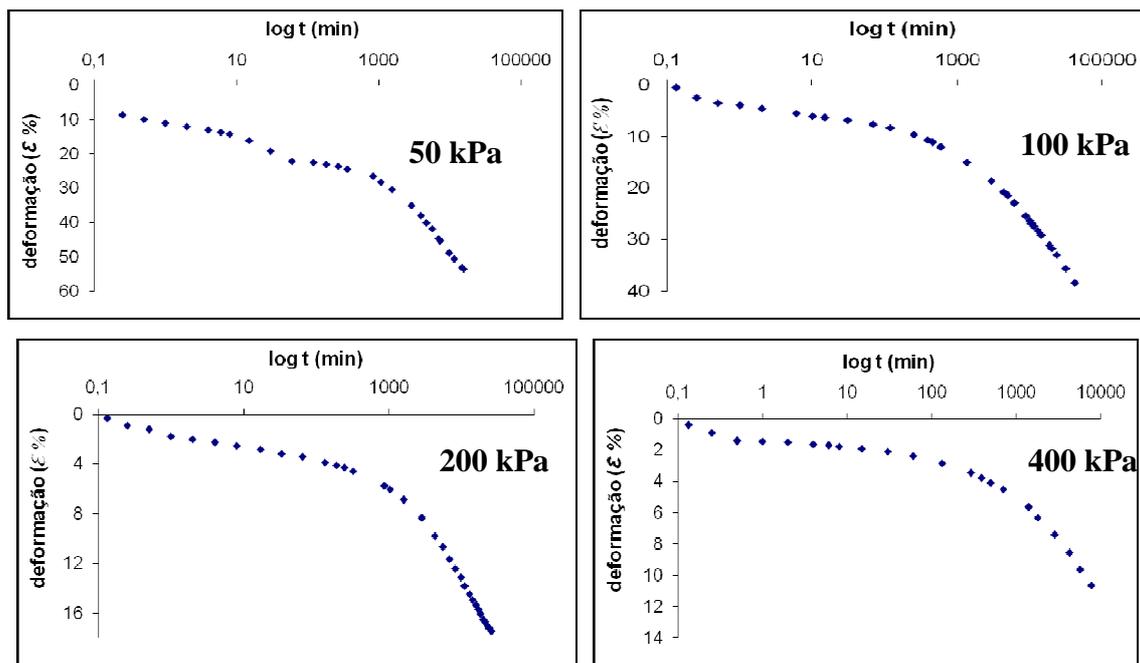


Figura 4.8 – Curvas deformação vs. log. do tempo (terceiro ensaio, 100% orgânico).

Em relação à amostra ensaiada com teor orgânico de 16,23 % (Figura 4.6), observa-se que as curvas ε vs. $\log t$ definem praticamente dois trechos de deformações e, com inclinações diferentes. O primeiro trecho ocorre num curto intervalo de tempo (1 minuto aproximadamente). Em seguida um segundo trecho linear na escala semi-logarítmica é desenvolvido mantendo-se até o final do carregamento, embora com inclinação menor ao trecho anterior.

No caso da amostra ensaiada com teor orgânico de 52,60% (Figura 4.7), a definição de dois trechos de deformações, não se apresenta de forma nítida e convincente, dando a impressão do desenvolvimento de três trechos. No entanto, pode-se comentar que em alguns casos da Figura 4.7 (100, 200 e 400 kPa) é observado um comportamento parabólico no início do segundo trecho, embora, apresentem uma tendência linear com o transcorrer do tempo. Esta distorção no início do segundo trecho deve-se provavelmente às velocidades decrescentes das deformações em função da escala logarítmica do tempo.

Finalmente, é observado que as curvas ε vs. $\log t$ da amostra com 100 % de material orgânico (Figura 4,8), definem três trechos. Porém, para cada carga aplicada, foram registradas curvas ε vs. $\log t$ com características próprias e particulares, não apresentando similitude entre elas para fins de correlação.

Na execução do quarto e quinto ensaio edométrico, além das medidas de deformações, foram monitorados alguns parâmetros físico-químicos (pH, ST e STV), assim como a

produção de lixiviados (Figuras 4.9 a 4.12). Isto com a intenção de analisar possíveis fatores que podem influenciar e alterar o desenvolvimento normal dos ensaios edométricos de RSU.

Para as amostras de 37,62% e 20,76% de teor orgânico (quarto e quinto ensaio) apresenta-se (Figuras 4.9 e 4.10) os resultados comparativos entre as deformações (ϵ) e volumes de lixiviados produzidos em função do logaritmo do tempo ($\log t$).

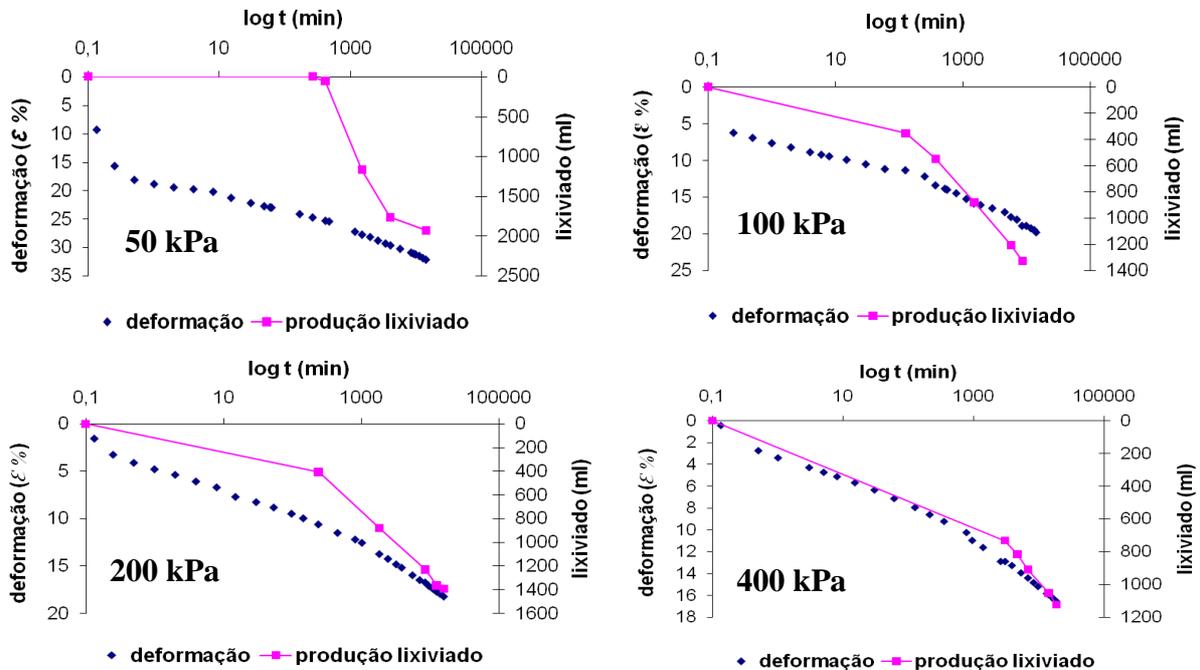


Figura 4.9 – Curvas deformação e produção de lixiviado em função do Log. do tempo (quarto ensaio, 37,62% orgânico).

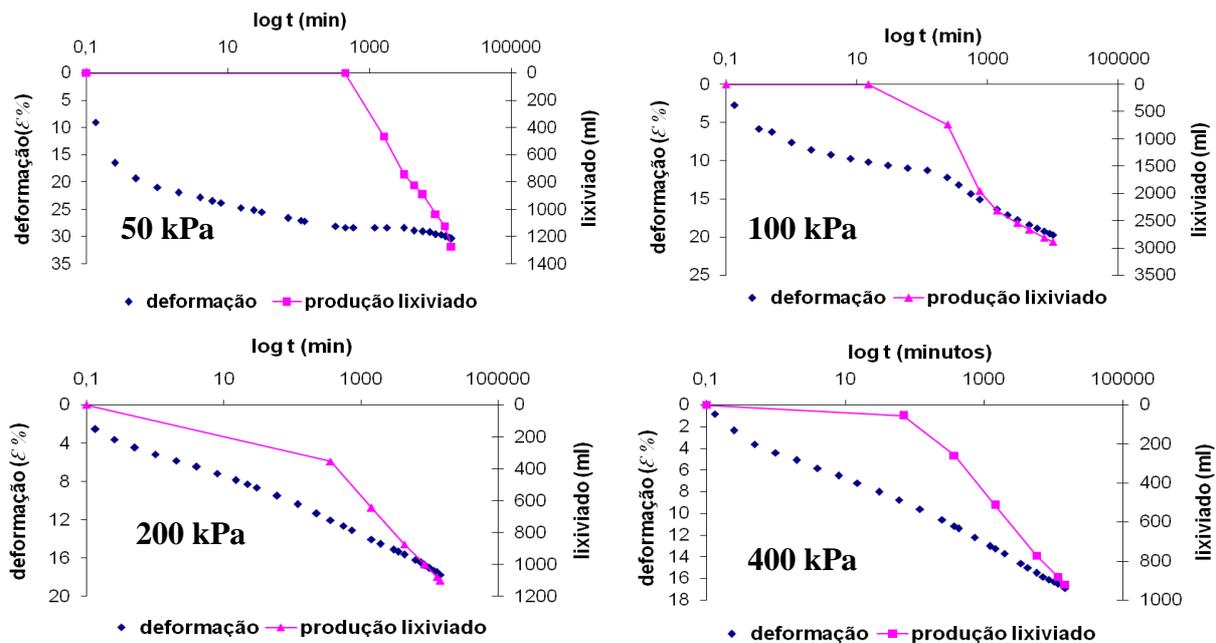


Figura 4.10 – Curvas deformação e produção de lixiviado em função do Log. do tempo (quinto ensaio, 20,76% orgânico).

Pelo apresentado nas Figuras 4.9 e 4.10, observou-se que a produção de lixiviados ocorre, praticamente, durante toda a execução de cada ensaio edométrico (em todos os estágios de carregamento).

As Figuras 4.11 e 4.12 apresentam para as amostras de 37,62% e 20,76% de teor orgânico (quarto e quinto ensaio) os resultados comparativos em função do tempo, entre as deformações registradas nos extensômetros e os parâmetros físico-químicos (ST e STV) dos lixiviados produzidos.

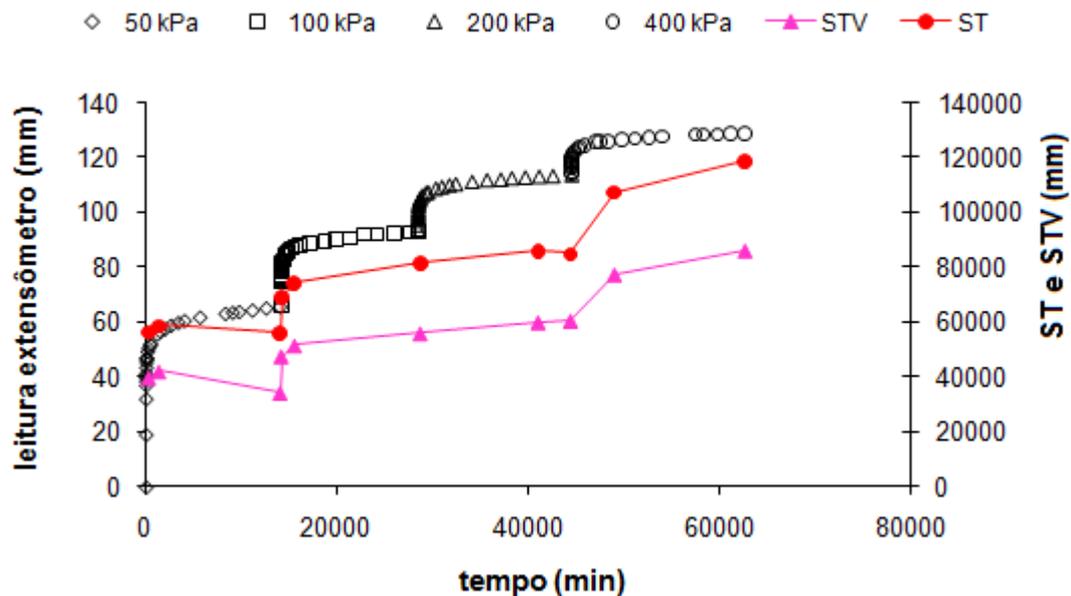


Figura 4.11 – Gráfico comparativo entre as deformações registradas no extensômetro e os parâmetros físico-químicos (quarto ensaio, 37,62% orgânico).

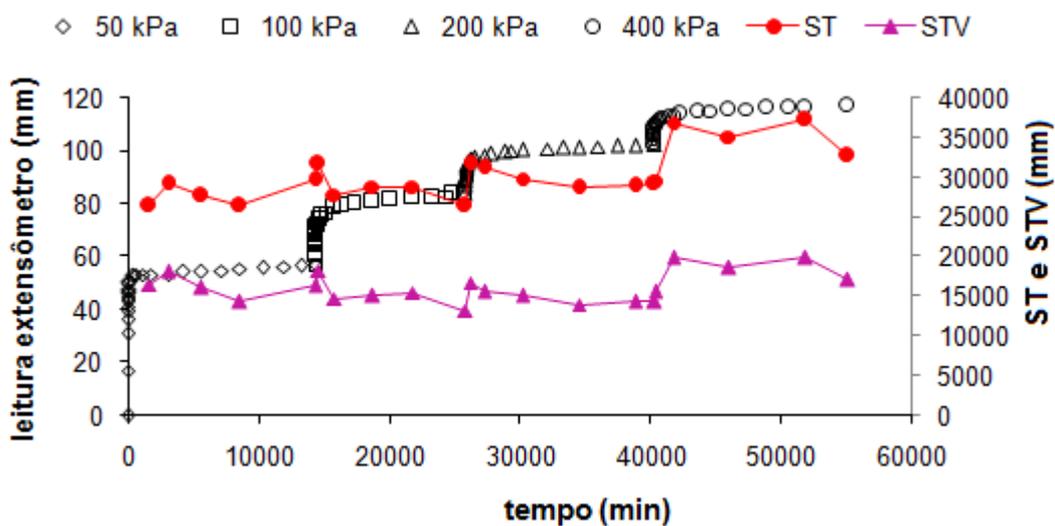


Figura 4.12 – Gráfico comparativo entre as deformações registradas no extensômetro e os parâmetros físico-químicos (quinto ensaio, 20,76% orgânico).

Nas Figuras 4.11 e 4.12, observa-se que os ST e STV aumentam suas concentrações nos lixiviados conforme o incremento das cargas aplicadas. Este processo é mais bem apreciado no ensaio edométrico com teor orgânico de 37,62%.

A Figura 4.13 apresenta para o quarto e quinto ensaio edométrico, as medidas de pH monitoradas nos lixiviados produzidos.

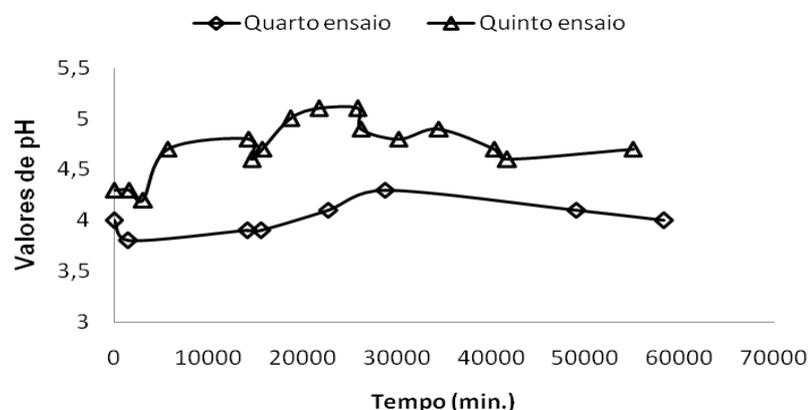


Figura 4.13 – Valores de pH monitorados nos ensaios edométricos (quarto e quinto ensaio).

Pelo observado na Figura 4.13, os valores de pH registrados no quarto e quinto ensaio edométrico (ensaios com 37,62% e 20,76% de orgânico respectivamente), não apresentaram variabilidade significativa. Desta maneira, pode-se comentar que os valores de pH para ambos os ensaios se mantiveram estáveis durante toda a execução.

Finalmente, a partir das curvas deformação (ϵ) vs. logaritmo do tempo ($\log t$), foram determinados para cada carga aplicada (1º, 2º, 4º e 5º ensaio) os coeficientes de compressão correspondentes ao segundo trecho de deformação, os quais são apresentados na Tabela 4.2. No caso do terceiro ensaio (100 % orgânico) não foi possível determinar estes parâmetros devido às irregularidades e heterogeneidades das curvas ϵ vs. $\log t$.

Tabela 4.2 – Coeficientes de compressão (C'_s) do segundo trecho de deformação, ensaios edométricos.

Ensaio edométrico	Coeficientes de compressão do segundo trecho de deformação (C'_s)			
	50 kPa	100 kPa	200 kPa	400 kPa
Primeiro ensaio (16,23% org.)	0,027	0,027	0,026	0,026
Segundo ensaio (52,60% org.)	0,050	0,046	0,047	0,053
Quarto ensaio (37,62% org.)	0,036	0,036	0,038	0,38
Quinto ensaio (20,76% org.)	0,018	0,031	0,030	0,030

4.2. RESULTADOS DO MONITORAMENTO DAS CÉLULAS E LISÍMETROS EXPERIMENTAIS

4.2.1. RECALQUES: As Figuras 4.14 e 4.15 apresentam respectivamente os recalques relativos registrados tanto nas células experimentais como nos lisímetros experimentais.

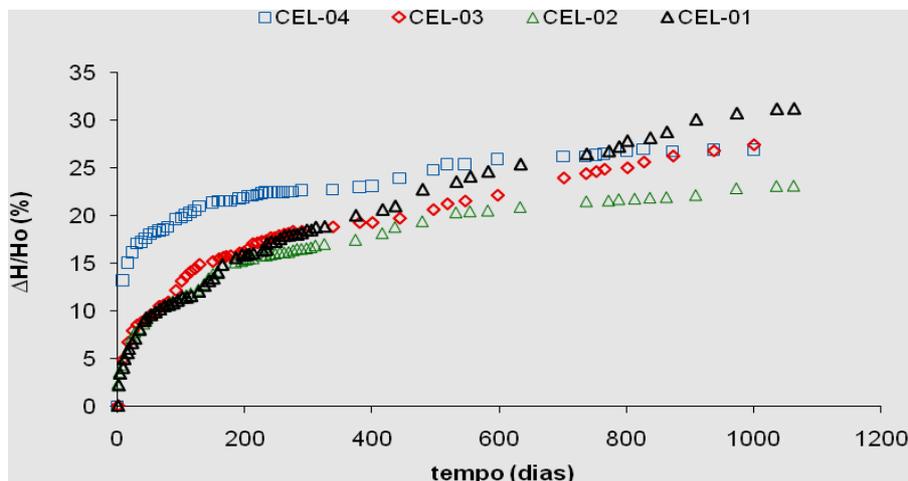


Figura 4.14 – Recalques relativos registrados nas células experimentais.

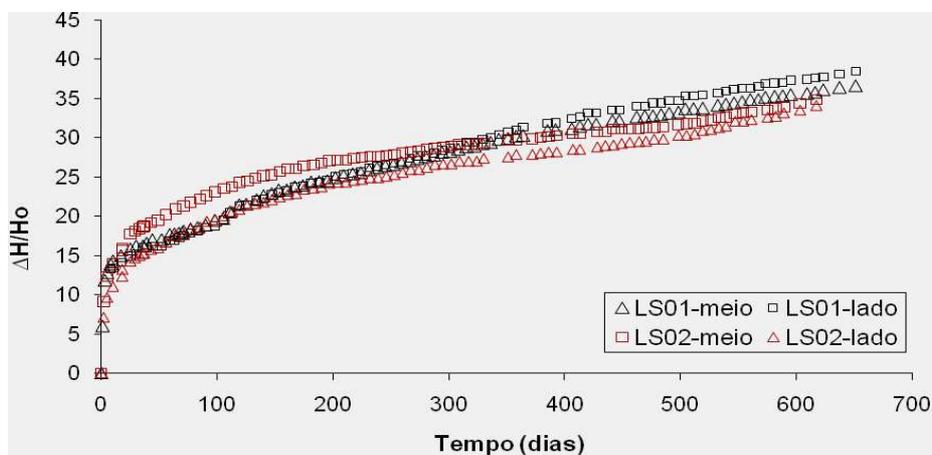


Figura 4.15 – Recalques relativos registrados nos lisímetros experimentais.

Conforme comentado no Capítulo 3, nas células experimentais o monitoramento dos recalques foi registrado utilizando uma só placa de recalques localizada na superfície central de cada célula. No caso dos lisímetros, os recalques foram registrados utilizando duas placas de recalques localizadas tanto na superfície central como no lado extremo próximo das paredes.

4.2.2. PRECIPITAÇÕES E VOLUME DE LIXIVIADOS PRODUZIDOS: Querendo entender a importância das precipitações e a geração de lixiviados no desenvolvimento dos

recalques, estes dois fatores foram monitorados tanto nas células experimentais como nos lisímetros. Desta maneira, as Figuras 4.16 a 4.19 apresentam estes resultados.

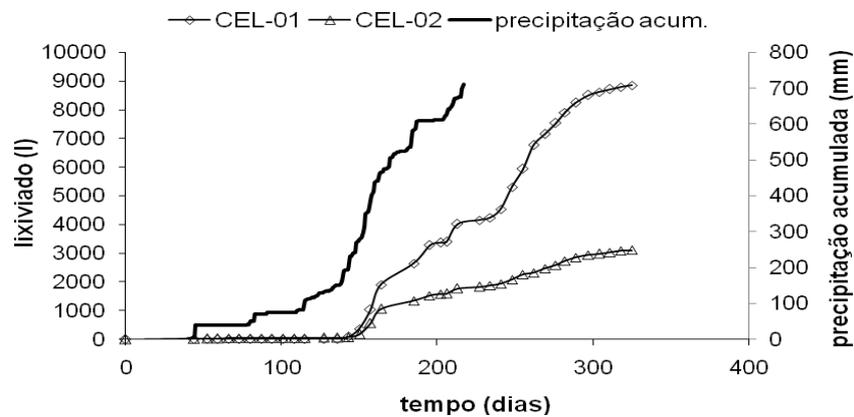


Figura 4.16 – Monitoramento de precipitações e produção de lixiviados (CEL-01 e CEL-02).

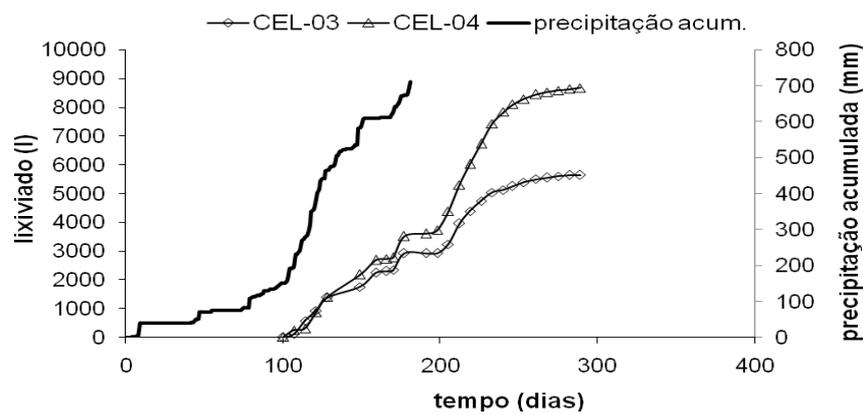


Figura 4.17 – Monitoramento de precipitações e produção de lixiviados (CEL-03 e CEL-04).

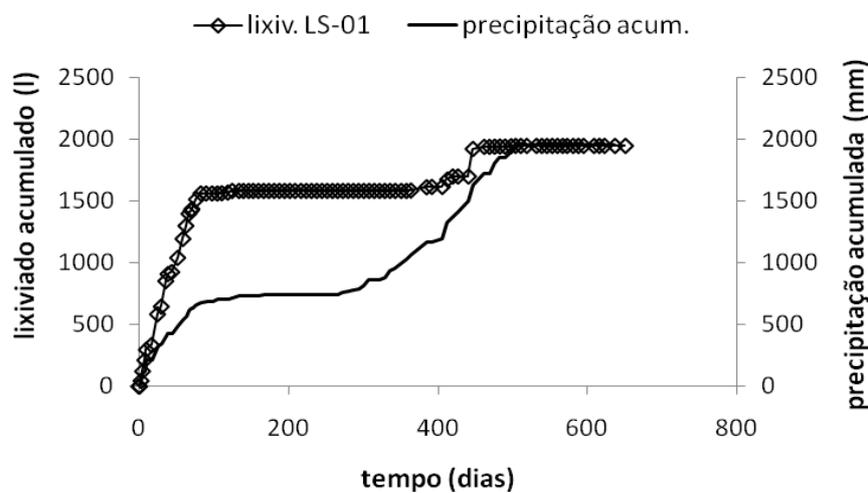


Figura 4.18 – Monitoramento de precipitações e produção de lixiviados (LS-01).

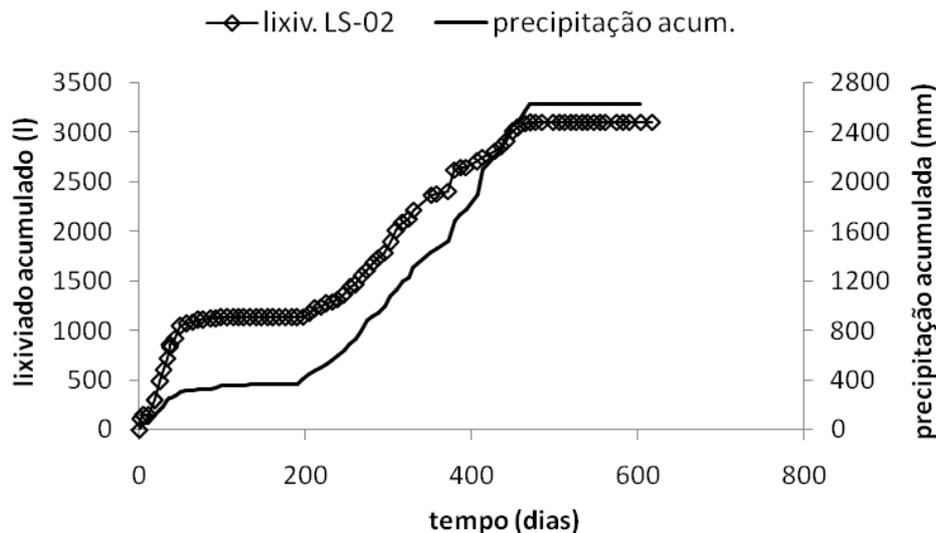


Figura 4.19 – Monitoramento de precipitações e produção de lixiviados (LS-02).

Conforme comentado no Capítulo 3, o lisímetro LS-02 e as células CEL-01 e CEL-04, apresentaram como camadas de coberturas um material granular (entulho de obra). Em consequência no período das chuvas estas células tiveram maior produção de lixiviados em comparação às células de coberturas de solos finos. No LS-02, CEL-01 e CEL-04, é observado que a tendência das produções de lixiviados é similar às precipitações registradas. É importante lembrar que no caso do lisímetro LS-02 foram consideradas como partes dos valores de precipitações as quantidades de injeção de água colocadas durante o período da seca (avaliação do comportamento do LS-02 na sua umidade de capacidade de campo).

4.2.3. TEMPERATURAS REGISTRADAS NO INTERIOR DOS RSU: A partir dos termopares instalados no interior dos lisímetros (Item 3.5.3.1), as Figuras 4.20 e 4.21 apresentam as temperaturas registradas nos RSU aterrados.

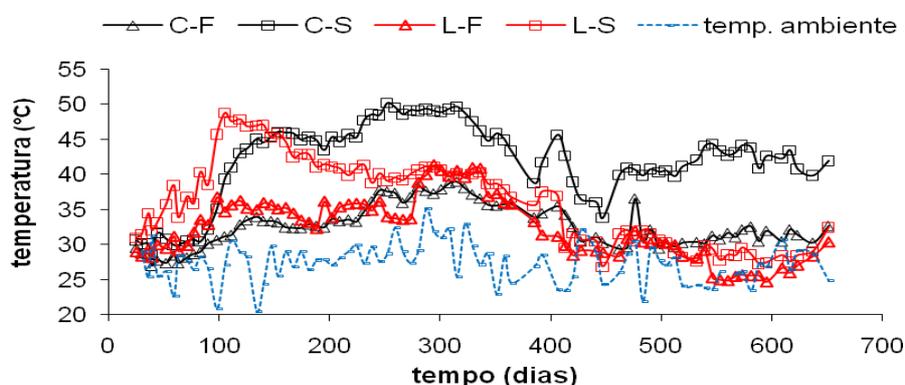


Figura 4.20 – Valores de temperatura no RSU registrados no LS-01.

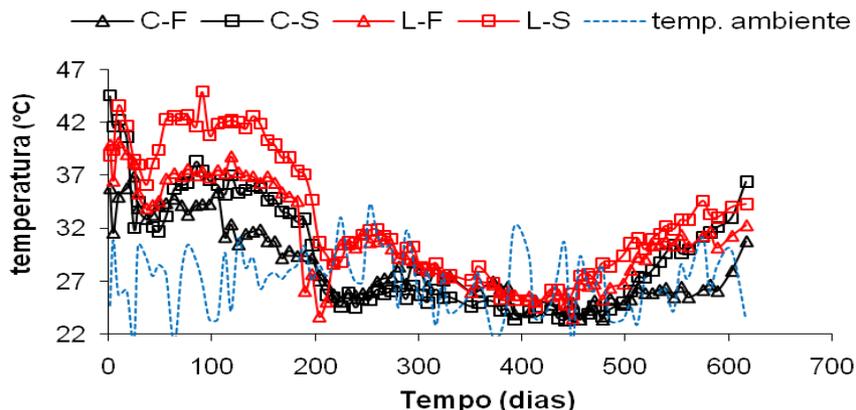


Figura 4.21 – Valores de temperatura no RSU registrados no LS-02.

Conforme indicado na Figura 3.16, a sigla C-F e C-S estão referidos aos termopares localizados na posição central do lisímetro, a 0,15 cm acima da base impermeável e 0,15 abaixo da camada de cobertura respectivamente. No caso dos termopares L-F e L-S estão localizados próximos à parede dos lisímetros nas posições 0,15 acima da base impermeável e 0,15 abaixo da camada de cobertura respectivamente.

4.2.4. TEORES DE UMIDADE REGISTRADOS NOS RSU: O controle da umidade dos RSU no interior dos lisímetros experimentais foi realizado a partir da coleta de amostras (Item 3.5.3.2). A Figura 4.22 apresenta os valores de teores de umidades registrados.

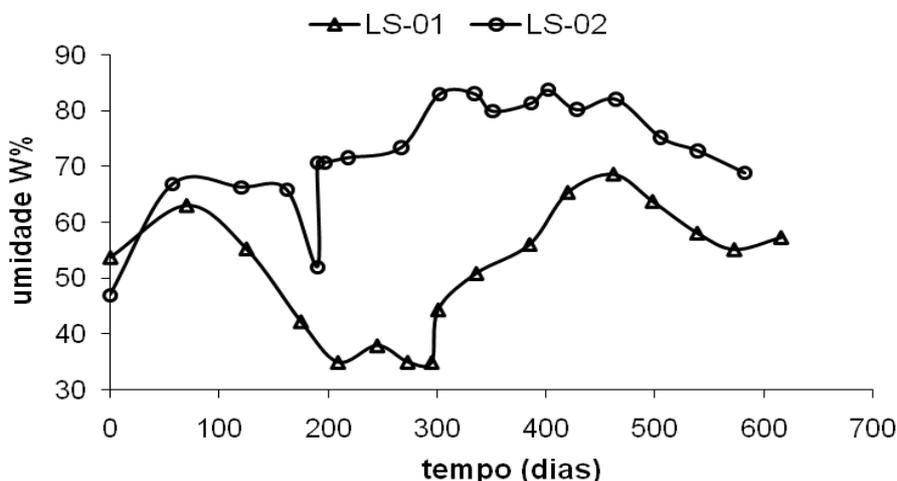


Figura 4.22 – Valores de umidade no RSU registrados no LS-01 e LS-02.

Como o que o monitoramento dos lisímetros começou no início da época das chuvas (10/12/2006 para o LS-01 e 13/01/2007 para o LS-02) ambos apresentaram um incremento em seus teores de umidades iniciais. Após os 150 dias, os valores de teores de umidade tendem a cair em ambos os lisímetros. No entanto na época de seca, a partir dos 190 dias de aterramento foram injetadas volumes de água no interior do LS-02, mantendo a umidade dos

RSU na sua capacidade de campo. Este estudo do comportamento do LS-02 em função da umidade de campo durou até os 456 dias de aterramento. Diferentemente, no caso do LS-01 a variação dos valores de teores de umidades nos RSU esteve em função das condições climáticas (época de chuva e seca).

4.2.5. PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS RSU COLETADOS: A partir das amostras de RSU coletadas dos lisímetros experimentais (Item 3.5.3.2), foram determinados os teores dos sólidos totais voláteis (STV) e medidas de potencial hidrogeniônico (pH). As Figuras 4.23 e 4.24, apresentam os valores destes parâmetros.

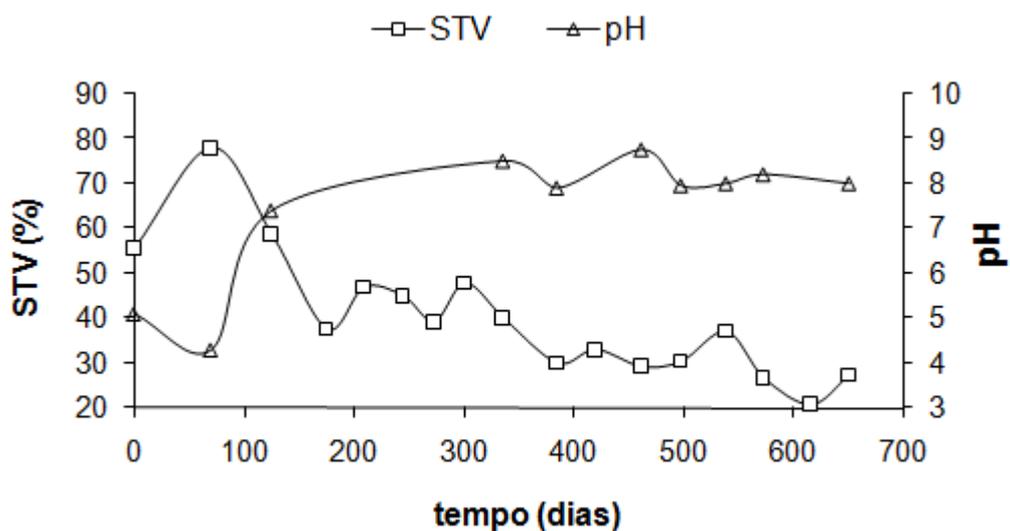


Figura 4.23 – Valores de sólidos totais voláteis (STV) e potencial hidrogeniônico (pH), Lisímetro LS-01.

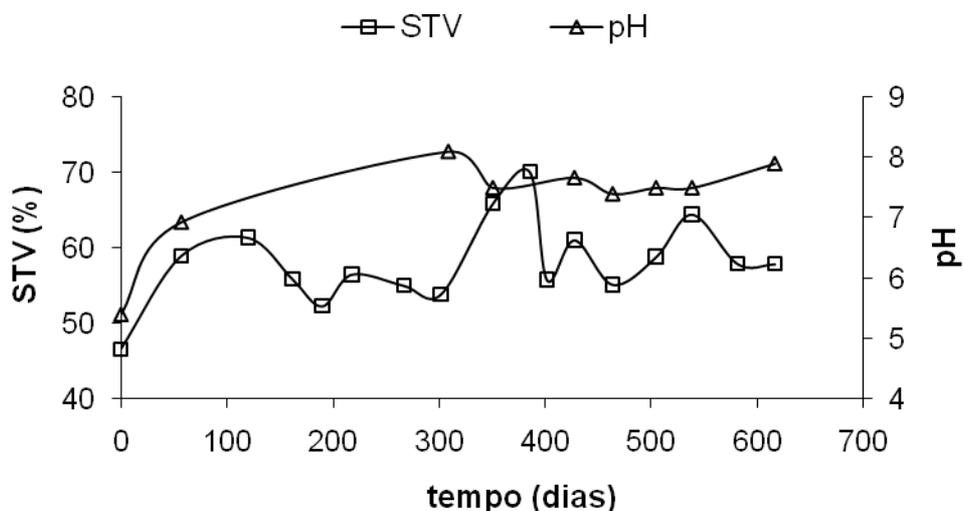


Figura 4.24 – Valores de sólidos totais voláteis (STV) e potencial hidrogeniônico (pH), Lisímetro LS-02.

No lisímetro LS-01 (Figura 4.23), a curva de valores registrados de STV apresenta uma tendência a diminuir com o transcorrer do tempo de aterramento. Também, se observa que durante os primeiros 80 dias de monitoramento do LS-01 os valores de pH são inferiores a 5, incrementando-se e estabilizando posteriormente em valores próximos de 8.

Em relação ao LS-02 (Figura 4.24), Os valores de STV mantiveram-se acima de 50% durante todo o período de monitoramento. Desta maneira, não foi observado um comportamento de queda dos STV em função do tempo de aterramento. Finalmente, os valores de pH apresentaram uma tendência crescente apenas iniciado o tempo de aterramento, chegando a estabilizar após os 200 dias. Os valores de pH para o LS-02 após os 200 dias de aterramento se manteve entre 7 e 8.

4.2.6. PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS LIXIVIADOS PRODUZIDOS:

Conforme indicado no Item 3.5.4, foram coletadas periodicamente amostras de lixiviados para análises físico-químicas, sendo monitoradas as concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), demanda química de oxigênio (DQO) e medidas de potencial redox (E_H) e potencial hidrogenionico (pH). As Figuras 4.25 a 4.32 apresentam os valores monitorados destes parâmetros tanto para as células experimentais como para os lisímetros.

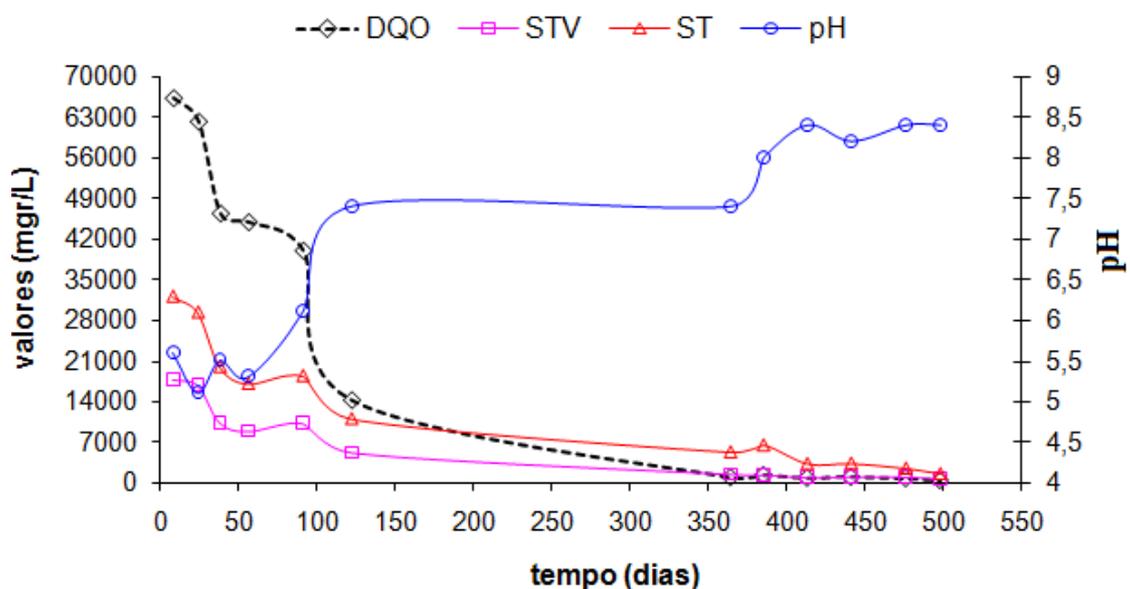


Figura 4.25 – Propriedades físico-químicas do lixiviado – Lisímetro LS-01

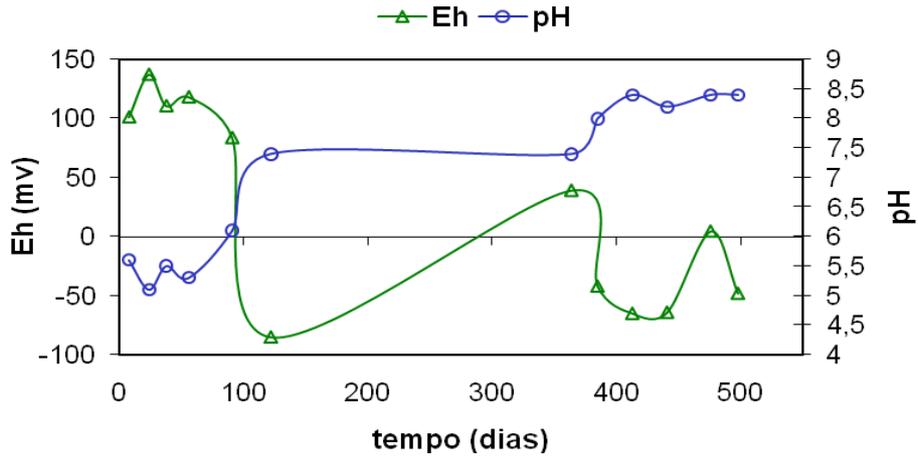


Figura 4.26 – Valores monitorados de pH e Eh no lixiviado – Lisímetro LS-01

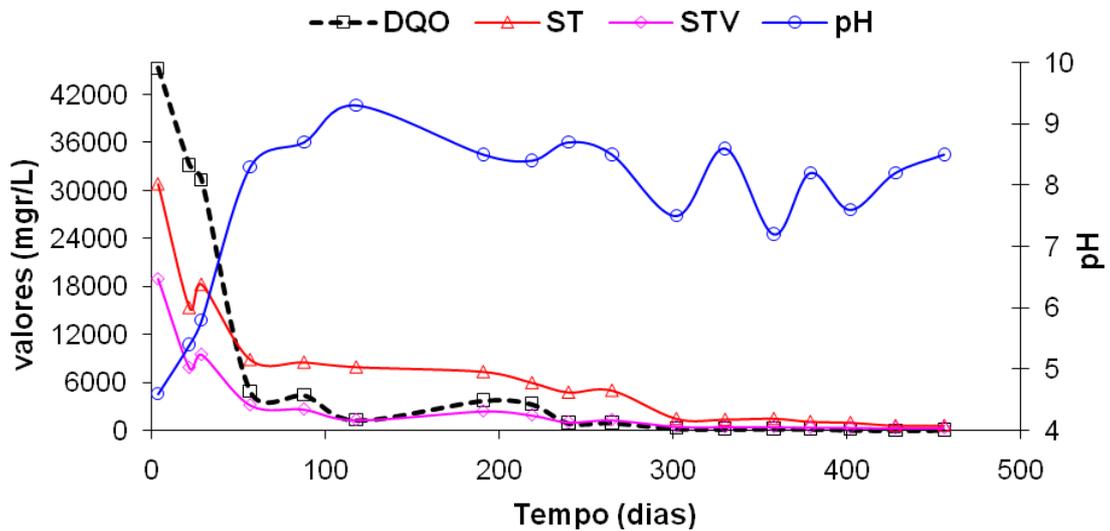


Figura 4.27 – Propriedades físico-químicas do lixiviado – Lisímetro LS-02

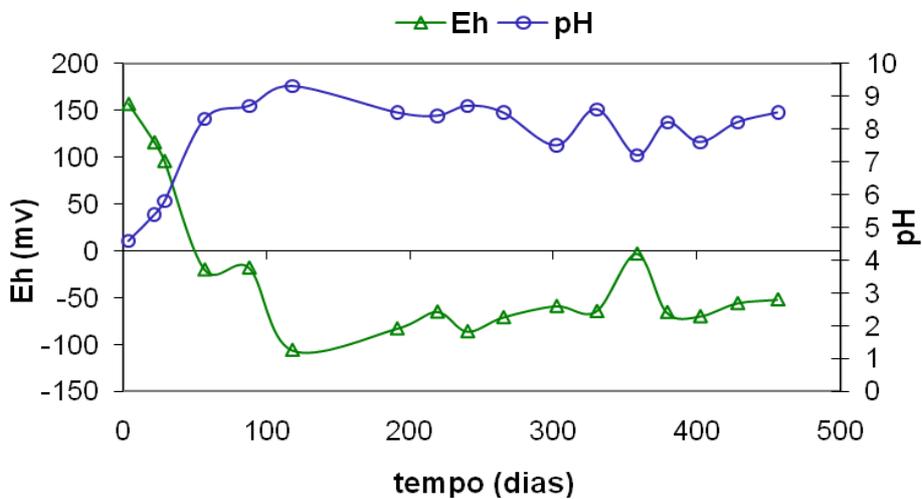


Figura 4.28 – Valores monitorados de pH e Eh no lixiviado – Lisímetro LS-02

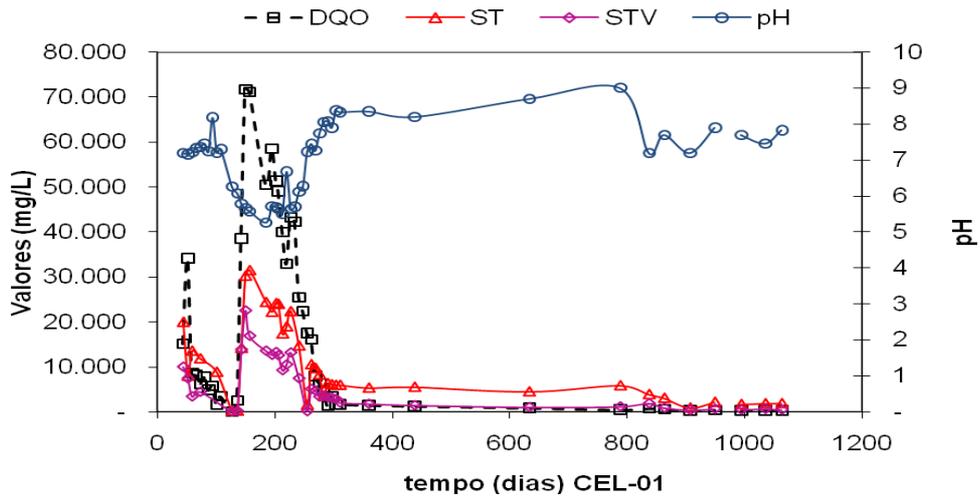


Figura 4.29 – Propiedades físico-químicas do lixiviado – Célula CE-01.

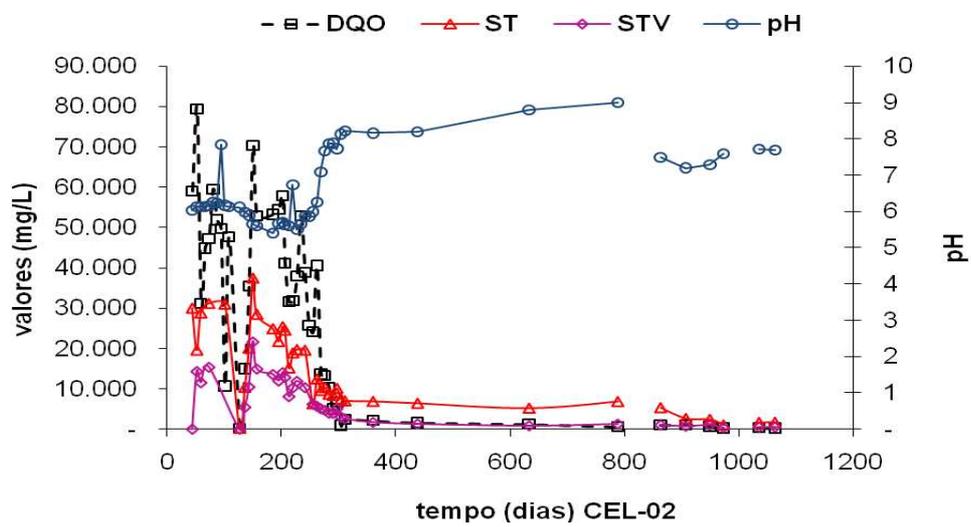


Figura 4.30 – Propiedades físico-químicas do lixiviado – Célula CE-02.

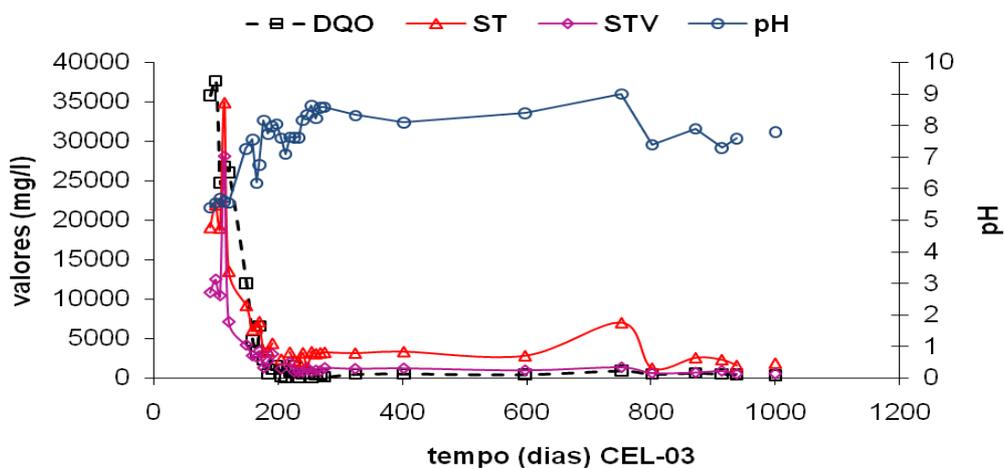


Figura 4.31 – Propiedades físico-químicas do lixiviado – Célula CE-03.

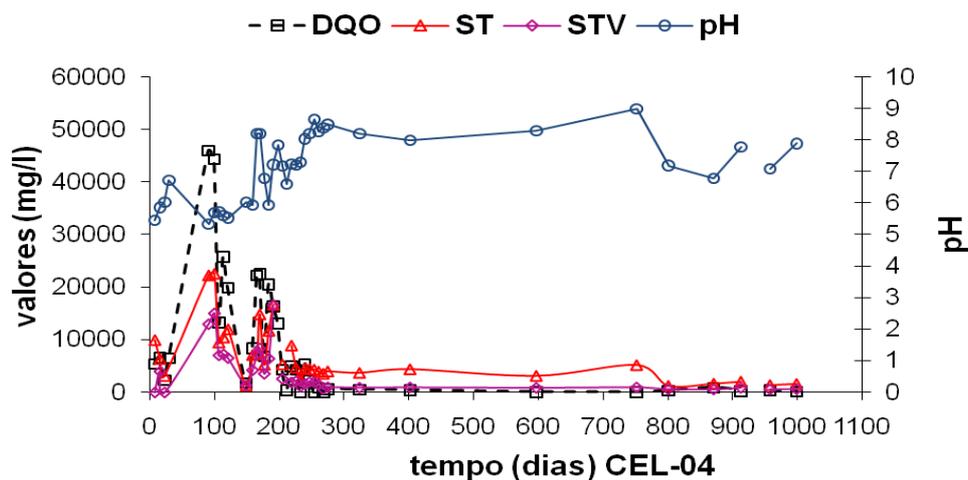


Figura 4.32 – Propriedades físico-químicas do lixiviado – Célula CE-04.

Pelo observado nos gráficos 4.25 e 4.27, os lisímetros experimentais apresentam no início do aterramento concentrações elevadas de DQO, ST e STV, embora com tendência de queda acelerada. Durante os primeiros 24 dias foram registrados para o LS-01 concentrações de DQO, ST e STV acima de 62000, 29250 e 16769 mg/l, respectivamente. De forma similar, para o LS-02 foram registrados durante os primeiros 22 dias concentrações de DQO, ST e STV acima de 33000, 15300 e 7800 mg/l, respectivamente. Após os 100 dias, para ambos os lisímetros, estas concentrações apresentam tendências de quedas mais suavizadas com o transcorrer do tempo (Figuras 4.25 e 4.27). Diferentemente, os valores de pH em ambos os lisímetros (Figuras 4,26 e 4,28) apresentam valores baixos no início dos aterramentos (valores inferiores a 5), embora o comportamento da suas curvas de pH tendam a alcançar valores superiores a 7 após os 100 dias. Finalmente, os valores de potencial redox (E_H) registrados nos dois lisímetros experimentais mostram-se decrescentes com o transcorrer do tempo de aterramento. Pelo observado nas Figuras 4,26 e 4,28 (Lisímetros LS-01 e LS-02, respectivamente) antes do 100 dias, os valores de Eh apresentam-se positivos (+). Após os 100 dias de aterramento os valores de Eh apresentam-se geralmente negativos (-).

Pelo observado nas Figuras 4.29 e 4.32, no caso das células experimentais (CEL-01, CEL-02, CEL-03, CEL-04) as concentrações de DQO, ST e STV, inicialmente começam com valores altos, mas num intervalo de tempo curto, tendem a cair a valores mínimos. Em seguidamente, estas mesmas concentrações tendem a subir novamente alcançando picos mais altos em comparação aos valores iniciais e, posteriormente voltam a demonstrar quedas até se estabilizarem em curvas mais suavizadas. Uma explicação a este processo diferenciado encontrado nas células (CEL-01, CEL-02, CEL-03 e CEL-04), poderia ser simplesmente, que

as primeiras altas concentrações físico-químicas foram produtos de lixiviados originados da umidade inicial dos resíduos (época de seca em Brasília). Posteriormente o início das precipitações pluviais (época de chuvas) originou um melhor transporte dos concentrados presentes nos resíduos, provocando novamente altas concentrações físico-químicas do lixiviado das células.

CAPÍTULO 5

ANÁLISE E CORRELAÇÕES DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS

5.1. ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DE COMPRESSIBILIDADE MECÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A partir dos ensaios de compressão confinada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) sob diferentes teores de material orgânico, é feito neste item uma análise do comportamento mecânico em termos de deformabilidade. Desta maneira, pretende-se realizar um estudo sobre a aplicabilidade da metodologia de Terzaghi sob princípios diferentes de deformabilidade.

Menciona-se novamente, a utilização de uma célula de grandes dimensões (diâmetro = 40 cm, altura = 40 cm) na execução dos ensaios de compressão confinada de RSU, garantindo assim maior confiabilidade nos resultados.

Como comentado, no Item 3.2, o primeiro corpo de prova ensaiado se caracterizou por ter 16,23% (porcentagem peso seco) de material orgânico; o segundo apresentou 52,6 %, o terceiro 100% e, o quarto e quinto apresentaram 37,62% e 20,76 % de material orgânico respectivamente. Desta maneira, a Figura 5.1 mostra para as diferentes amostras ensaiadas, o comportamento típico das deformações em função do tempo devido à ação de um carregamento. Neste caso para ilustração, foi escolhido o monitoramento das deformações para a carga de 100 kPa.

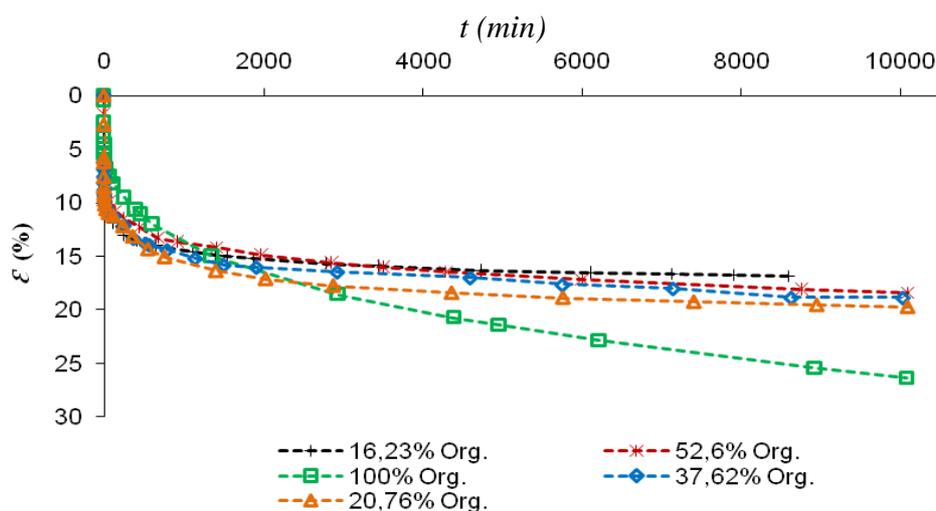


Figura 5.1 - Comportamento das deformações nas amostras ensaiadas de resíduos sólidos (Carga aplicada 100 kPa).

Segundo a Figura 5.1, nos primeiros minutos após aplicação de cada carregamento, as amostras apresentaram as maiores velocidades de deformação com inclinações de curva bem pronunciadas. Posteriormente, as deformações apresentaram tendências de curvas mais suavizadas ao longo do tempo. No caso das amostras com 16,23%, 20,76%, 37,62% e 52,6 % de materiais orgânicos, após 5000 minutos, suas deformações mostraram um comportamento mais estável com tendência a serem retas quase horizontais. Diferentemente, na amostra ensaiada com 100 % de material orgânico, a estabilização das deformações em função do incremento do tempo não aconteceu, apresentando para um mesmo intervalo de tempo inclinação maior em relação às outras curvas.

Alguns autores argumentam que quanto maior o teor orgânico, maiores deformações absolutas em resíduos sólidos são registradas. Sendo constatado isto na Figura 5.1. No entanto estes autores levantam estas observações em função da decomposição dos RSU que ocorrem nos aterros sanitários. No caso em questão, é de se esperar que não seja tão significativa devido ao curto período de execução do ensaio edométrico. Desta maneira, se pretende a seguir, justificar esta hipótese.

5.1.2. ESTUDO DO COMPORTAMENTO DA CURVA DEFORMAÇÃO *VERSUS* LOGARITMO DO TEMPO EM RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Conforme comentado no Item 4.1, a partir dos diferentes ensaios de compressão confinada, foram traçadas para cada carregamento aplicado (50, 100, 200 e 400 kPa) as curvas deformação vs. logaritmo do tempo (ϵ vs. $\log t$). Para cada etapa de carregamento, as curvas ϵ vs. $\log t$ definem nas amostras ensaiadas com teores de material orgânico de 16,23%, 52,60%, 37,62% e 20,76% dois trechos de deformação (Figuras 4.6, 4.7, 4.9 e 4.10). Desta maneira, é corroborado, o encontrado por outros pesquisadores (Machado et al. 2006, Durmusoglu 2006, Carvalho 1999, Pelkey 1997, entre outros). Não obstante a amostra ensaiada com 100% de material orgânico define para cada carregamento aplicado, curvas ϵ vs. $\log t$ (Figura 4.8) de comportamentos peculiares e diferentes em comparação às outras amostras ensaiadas (16,23%, 52,60%, 37,62% e 20,76% de material orgânico). Na Figura 5.2 observa-se para as diversas amostras ensaiadas (diferentes teores orgânicos) o comportamento típico apresentado pelas curvas ϵ vs. $\log t$ sob influencia de um carregamento (100 kPa.).

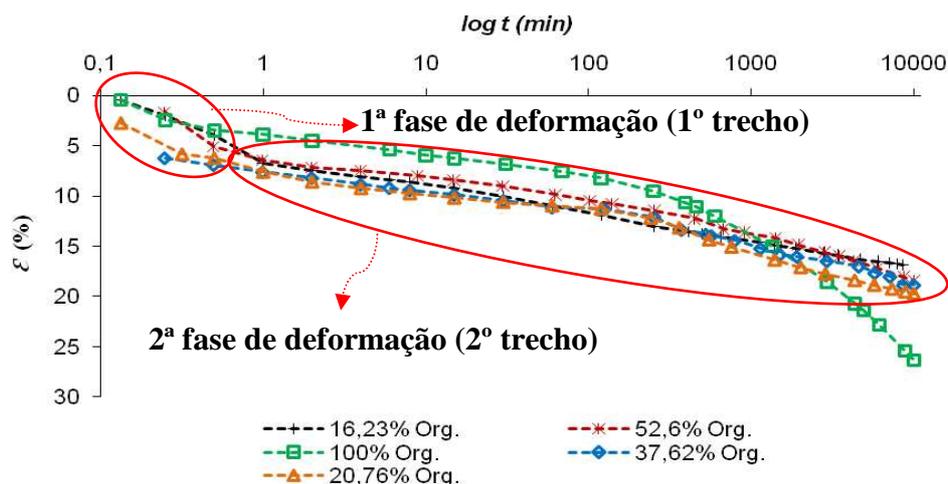


Figura 5.2 - Comportamento típico das deformações em função do logaritmo do tempo, para ensaios de compressão confinada em resíduos sólidos urbanos (carga 100 kPa).

No caso das amostras ensaiadas com teores de material orgânico com 16%, 34%, 37% e 53%, o primeiro trecho de deformação (Figura 5.2) apresenta um desenvolvimento de curta duração (1 a 4 minutos), caracterizando assim uma 1ª fase de deformação (denominado por alguns autores como compressão primária). Seguidamente as deformações tendem a apresentar um comportamento linear em função do tempo na escala logarítmica, caracterizando assim uma 2ª fase de deformação (denominado como compressão secundária).

Fazendo uma análise das deformações desenvolvidas nos ensaios edométricos sob influência dos carregamentos (Figura 5.3), pode-se comentar que após aplicação de cada carga, ocorrem inicialmente deformações significativas provocadas pelo rearranjo das partículas, redução dos macroporos, eliminação de água dos macroporos e, à alta deformabilidade de alguns elementos de RSU. Esta deformação inicial de curta duração é denominada nesta pesquisa de 1ª fase de deformação. Já a 2ª fase de deformação, é provocada pelos mecanismos de *creep* (deformação lenta das partículas de RSU), ravinamento, pela redução dos vazios dos microporos presentes em alguns elementos de RSU (especialmente materiais orgânicos) e da dissipação dos gases e líquidos que fazem parte da composição de alguns elementos nos RSU (principalmente material orgânico). Em conseqüência, durante a 2ª fase de deformação ainda existe dissipação de fluidos gerando assim o chorume drenado, podendo ser observado isto na Figura 5.3.

É importante destacar que, ao serem expulsos os fluidos (líquidos e gases) que fazem parte de alguns elementos de RSU (especialmente material orgânico), as propriedades mecânicas destes mudam, podendo afetar o comportamento da curva de deformação em função do tempo. Desta maneira, o fato de um corpo de prova de RSU apresentar maior teor

orgânico poderá provocar uma desuniformidade significativa das deformações em função do tempo, sendo constatado isto na Figura 5.2, o qual mostra um comportamento diferente das deformações para o RSU de 100% de teor orgânico. Além disso, pelo demonstrado na Figura 5.3, devido aos constantes e sucessivos acréscimos de carga os fluidos expulsos do interior dos elementos tornam-se mais espessos, apresentando maiores teores de ST e STV em função do tempo, possibilitando assim a perda de massa sólida do corpo de prova. Isto seria outro fator que poderia influenciar no comportamento das deformações nos RSU e conforme destacado na literatura, os fluidos provenientes dos materiais orgânicos apresentam maiores teores de ST e STV em comparação aos outros elementos de RSU.

A Figura 5.3 apresenta para o quarto ensaio de compressão confinada (37,62% de teor orgânico), a correlação gráfica entre as curvas de deformação, curvas de produção de chorume drenado, curvas de ST, curvas de STV e curvas de pH. É importante comentar que o comportamento da curva pH oscila entre valores de 3,8 a 4,3, sem apresentar mudanças bruscas.

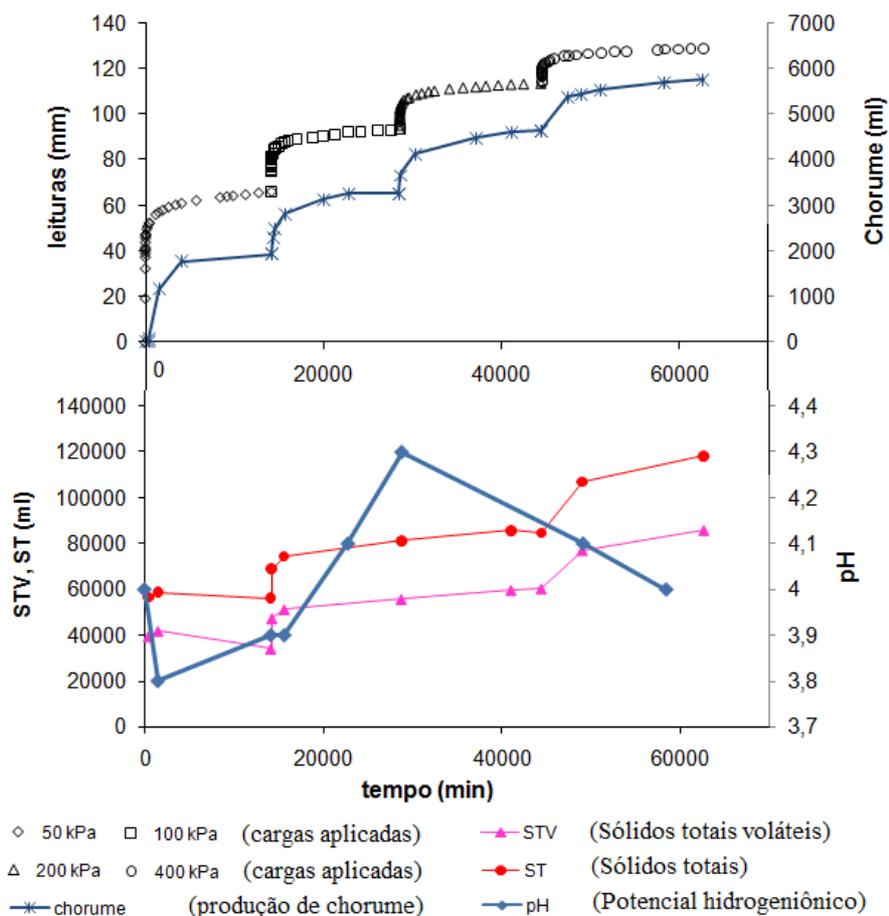


Figura 5.3 – Correlação gráfica entre a curva de deformação, curva de produção de chorume drenado, curva de ST, curva de STV e curva de pH (quarto ensaio edométrico, 37,62% de teor orgânico).

5.1.2.1. ESTUDO DO COMPORTAMENTO DO COEFICIENTE DE COMPRESSÃO DA 2ª FASE DE DEFORMAÇÃO (C'_s)

O principal motivo do modo como foram feitos os ensaios de compressão confinada no laboratório (diferentes teores de material orgânico), foi de avaliar e quantificar o grau de influência do teor de material orgânico no valor do coeficiente de compressão da 2ª fase de deformação (C'_s). Muitos autores (Park & Lee 2002, Landva & Clark 1990, Sowers 1973, entre outros) mencionam que teor de material orgânico influi no valor do coeficiente de compressão C'_s , embora não tenha se mostrado uma publicação que permitisse quantificar esta influência.

A partir de uma exaustiva investigação bibliográfica, foram coletadas informações referentes a ensaios de compressão confinada de resíduos sólidos feitos em laboratório (Tabela 2.9). Para aumentar a confiabilidade da informação, os dados coletados correspondem a ensaios realizados em células edométricas de grandes dimensões (exceção de Gabr e Valero, 1995). A Tabela 5.1 apresenta juntamente com os resultados obtidos nesta pesquisa, valores de compressão secundária registrados por diversos autores.

Tabela 5.1- Valores registrados de coeficientes de compressão da 2ª fase de deformação (C'_s).

Valores de C'_s considerando a gravimetria em peso úmido			
Autor	orgânico	C'_s	Idade
Nascimento (2007)	28,85	0,025	Recente
Machado (2006)	16,45	0,018	Recente
	9,92	0,011	4 anos
tapahuasco (2005)	40	0,032	4 anos
Carvalho (1999)	12	0,013	15 anos
Pelkey (1997)	0,26	0,010	5 anos
	0	0,015	Recente
	0	0,012	Recente
Gabr e Valero (1995)	0	0,007	15-30 anos
Ensaio I	30,04	0,027	Recente
Ensaio II	60,54	0,049	Recente
Ensaio IV	50,04	0,037	recente
Ensaio V	35,11	0,030	Recente
Valores de C'_s considerando a gravimetria em peso seco			
Autor	orgânico	C'_s	Idade
Nascimento (2007)	24,04	0,025	Recente
Machado (2006)	16,45	0,018	Recente
	9,92	0,011	4 anos
Carvalho (1999)	12	0,013	15 anos
tapahuasco (2005)	37	0,035	4 anos
	34	0,028	4 anos
Pelkey (1997)	0,26	0,010	5 anos
	0	0,015	Recente
	0	0,012	Recente
Gabr e Valero (1995)	0	0,007	15-30 anos

Ensaio I	16,23	0,027	Recente
Ensaio II	52,6	0,050	Recente
Ensaio IV	37,62	0,037	Recente
Ensaio V	20,8	0,030	Recente

Baseados nos critérios supramencionados, além dos valores de coeficientes de compressão C'_s , a Tabela 5.1 apresenta as porcentagens de teor orgânico presentes em cada ensaio. Em vista da existência de duas metodologias para determinar a composição física (gravimetria) dos resíduos sólidos, é considerado na Tabela 5.1 o C'_s em função do peso seco e peso úmido gravimétrico. No caso dos autores Machado et al. (2006), Carvalho (1999), Pelkey (1997) e Gabr & Valero (1995), por apresentarem um só valor médio de umidade, as porcentagens em peso dos materiais não apresentaram mudanças nas duas condições gravimétricas. Já no caso dos ensaios realizados nesta pesquisa e pela informação disponibilizada dos trabalhos de Nascimento (2007) e Tapahuasco (2005), foram consideradas as umidades respectivas dos diferentes elementos que constituíram as amostras ensaiadas.

Pela demonstração feita por Tapahuasco (2005), Carvalho (1999) e, pelos resultados obtidos nesta pesquisa, é importante mencionar que para os resíduos com teores orgânicos menores a 55% (peso seco), o coeficiente de compressão C'_s é pouco afetado pelo índice de vazios, praticamente independente das sobrecargas e do peso específico aparente inicial da amostra. Diferentemente, no caso do terceiro ensaio (100% material orgânico) não foi possível determinar os parâmetros C'_s devido às irregularidades e heterogeneidades das curvas ε vs. $\log t$. Desta maneira não são apresentados os valores deste último ensaio na Tabela 5.1.

Considerando o peso gravimétrico úmido, a Figura 5.4 apresenta a relação entre os valores de C'_s vs. *% de material orgânico*. Desta maneira, percebe-se um comportamento linear entre os pontos interpolados. A partir do ajuste dos mínimos quadrados é traçada uma reta entre os valores interpolados de C'_s vs. *% de material orgânico* (Figura 5.4), indicando assim uma tendência e comportamento padrão do valor do C'_s em função do teor orgânico. Portanto, define-se na Figura 5.4 a equação da reta padrão, o qual permite estimar um valor C'_s a partir da quantidade de material orgânico presente na amostra de resíduo (% em peso úmido).

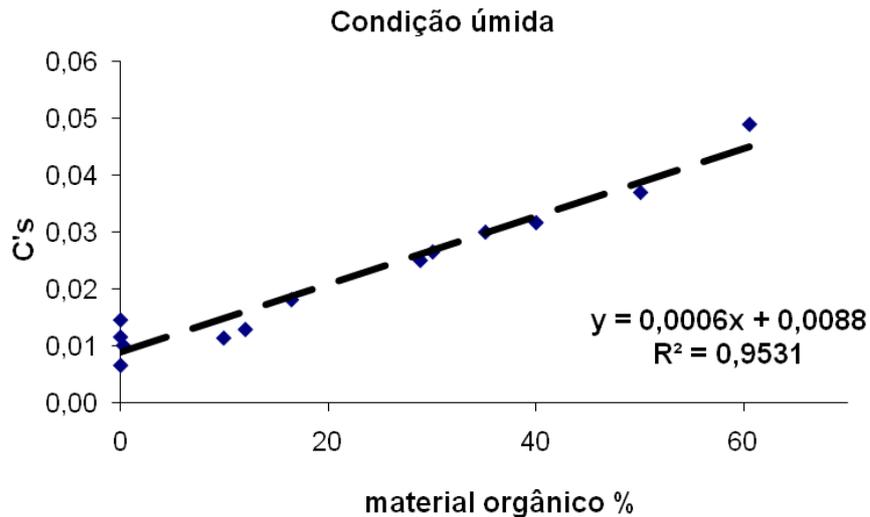


Figura 5.4 - Relação C'_s vs. % *material orgânico* (resíduos sólidos urbanos, condição peso úmido).

Considerando o peso gravimétrico seco, a Figura 5.5 apresenta a relação entre os valores de C'_s vs. % *de material orgânico*. Embora apresente um menor ajuste (Figura 5.5, $R^2=0,8994$) em comparação à condição úmida, a relação C'_s vs. % *de material orgânico* na condição seca, se assemelha a um comportamento linear. Desta maneira é traçada uma reta com uma equação que permite estimar um valor C'_s a partir da quantidade de material orgânico (% em peso seco).

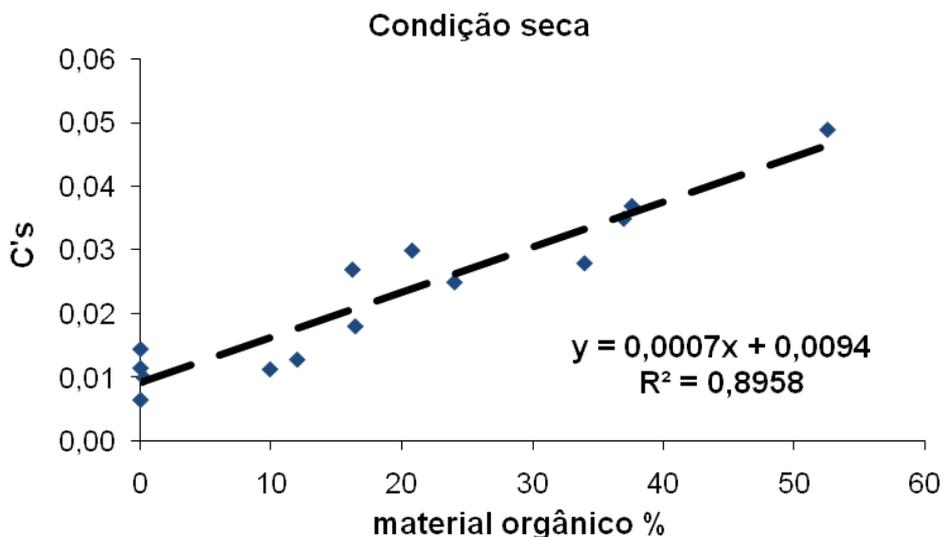


Figura 5.5 - Relação C'_s vs. % *material orgânico* (resíduos sólidos urbanos, condição peso seco).

Segundo os dados coletados das publicações e, pelos ensaios realizados nesta pesquisa, a maioria dos elementos que fazem parte do teor orgânico presente nas amostras ensaiadas,

está referida, principalmente, a restos domiciliares (frutas, legumes, restos de comida, cascas, etc).

Pelo demonstrado nas Figuras 5.4 e 5.5, pode-se considerar que, para os resíduos com teores orgânicos menores a 55% (peso seco), é possível estimar o coeficiente de compressão da 2ª fase (C'_s). Desta forma, ante um acréscimo de carga numa camada de aterro sanitário, pode ser estimado o C'_s a partir da porcentagem do material orgânico presente nos resíduos que compõem a camada (no instante da aplicação da sobrecarga).

Finalmente, na análise do coeficiente de compressão C'_s , foi desconsiderada a idade dos resíduos sólidos. Não obstante, ante um processo de recarregamento sobre alguma camada de aterro sanitário, a idade pode influenciar indiretamente no valor inicial do C'_s , uma vez que, durante o intervalo de tempo de disposição da camada inicial ao recarregamento, acontece alguma degradação dos resíduos, podendo alterar significativamente o teor de material orgânico inicial.

5.1.2.2. ESTUDO DO COMPORTAMENTO DO COEFICIENTE DE COMPRESSÃO DA 1ª FASE DE DEFORMAÇÃO (C'_c)

Neste item, considerando a metodologia de adensamento em mecânica de solos (teoria de Terzaghi), se faz uma análise do coeficiente de compressão da 1ª fase de deformação (Figura 5.2) dos ensaios edométricos. Desta maneira, busca-se analisar e validar a primeira parcela da formulação (compressão primária) do modelo base de Bjarngard & Edgers (ver itens 2.4.4 e 3.1).

A partir de ensaios edométricos, diversos pesquisadores buscam estudar e entender a compressibilidade dos resíduos baseados na teoria de adensamento dos solos (Machado & Carvalho 2006, Durmusoglu & Sanchez 2006, Carvalho 1999, Wall & Zeiss 1995, Gabr & Valero 1995, entre outros). Por conseguinte, estes autores determinaram para as curvas de compressibilidade de RSU valores de coeficientes de compressibilidade C'_c , recebendo a denominação de coeficiente de compressão primária.

Segundo Carvalho (1999) e Sowers (1973), o índice de compressão primária (C_c) nos resíduos sólidos é proporcional ao índice de vazios iniciais (e_0). Em conseqüência os valores do coeficiente de compressão C'_c expressam dependência dos espaços livres ocupados por líquidos e gases presentes na amostra (índice de vazios inicial). Como comentado anteriormente, além da heterogeneidade dos elementos nos resíduos sólidos, geralmente os gases e líquidos fazem parte da composição de muitos destes elementos (principalmente material orgânico). Ao serem expulsos e/ou dissipados, as propriedades mecânicas destes

elementos mudam, afetando o valor do coeficiente de compressão C'_c . Exemplo claro disto pode ser observado nas Figuras 5.6a e 5.6b, que mostram, a partir de ensaios edométricos, comportamentos característicos da curva ϵ vs. $\log \sigma$ e e vs. $\log \sigma$ em resíduos sólidos. Para cada acréscimo $\Delta \epsilon$ vs. $\Delta \log \sigma$, registra-se um trecho com inclinação diferente. Quanto maior são os incrementos de ϵ vs. $\log \sigma$ o valor de C'_c tende a diminuir ligeiramente. Esta variação do C'_c deve-se à mudança rápida das propriedades mecânicas dos elementos inicialmente constituídos em parte por líquidos e gases na sua composição.

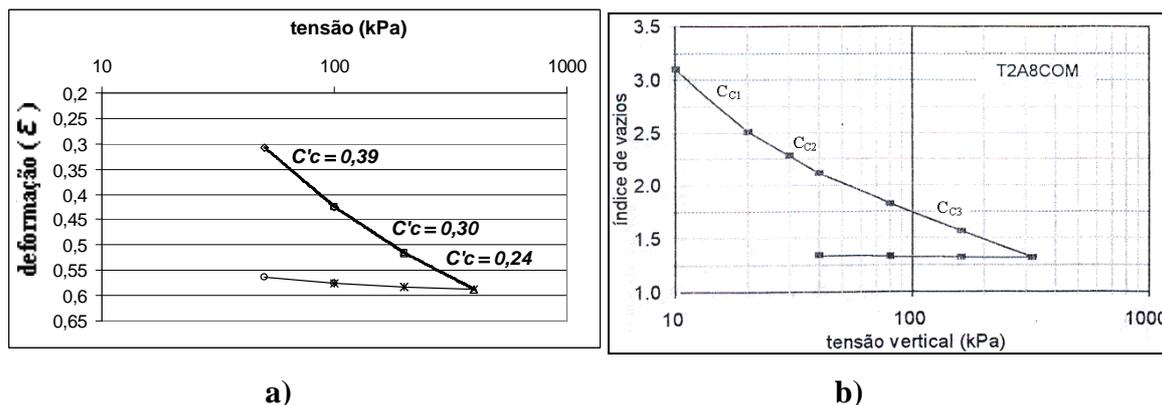


Figura 5.6- Curva típica de deformação (índice de vazios) vs. tensão em RSU: a) primeiro ensaio; b) Resultado apresentado por Carvalho (1999).

Na etapa de construção de um aterro sanitário, ante as aplicações de carregamentos (camadas posteriores), o valor inicial do coeficiente de compressão primária numa camada pode variar drasticamente com o tempo, dependendo das mudanças nas propriedades mecânicas e mudanças físico-químicas dos resíduos inicialmente dispostos.

Mesmo os ensaios não tenham sido executados em condições saturadas, nem o comportamento do trecho virgem tenha definido uma linha reta, apresenta-se na Tabela 5.2, juntamente com os resultados de outros pesquisadores, os coeficientes de compressão C'_c . Pelo observado na tabela indicada, os valores registrados de C'_c variam desde 0,167 a 0,36, desta forma os determinados nesta pesquisa estão dentro da margem apresentada na literatura.

Tabela 5.2- Valores de coeficientes de compressão primária (C'_c) determinados a partir de ensaios edométricos de grandes dimensões.

Autor	C'_c	γ (kN/m ³)	orgânico (%)	w_i %
Machado	0,361	9,44	16,45	127,12
	0,167	11,96	9,92	64,73
	0,195	10,25	9,92	53,72
Carvalho	0,2	8	12	63,1
	0,23	10	12	59,2
	0,21	14,03	12	62,4
	0,2	10,48	12	95,4
	0,18	10,73	12	91

	0,17	12,3	12	67,8
Tapahuasco	0,24	5,5	37	69,93
	0,32	6,44	34	55,11
Pelkey	0,17	10,4	0,26	17,2
	0,22	8,9	5,8	
	0,22	7,9	0	53,1
	0,24	7,6	0	51,3
	0,23	7,6	0	51,3
	0,21	8,2	0	
Ensaio 01	0,31	7,55	16,23	56
Ensaio 02	0,30	7,62	52,6	62,28
Ensaio 03	0,29	9,81	100	73,88
Ensaio 04	0,34	6,93	37,62	48,06
Ensaio 05	0,35	7,63	20,8	50,84

5.2. ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DOS RECALQUES SOB INFLUÊNCIA DA VARIABILIDADE DO TEOR DE UMIDADE NOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os lisímetros experimentais em termos de qualidade de informação são modelos mais confiáveis para simular os comportamentos mecânicos e fenômenos da biodegradação que envolvem um aterro sanitário ao longo do tempo. Isto devido às condições apropriadas de monitoramento permitindo um melhor controle das características dos resíduos sólidos. Desta maneira, neste item serão basicamente analisados os resultados do monitoramento de um dos lisímetros experimentais (LS-02).

Como indicado na parte metodológica (Capítulo 3), os lisímetros desenvolvidos começaram a ser monitorados ao longo do período de chuvas de Brasília (a partir do 10/12/06 para o LS-01 e 13/01/07 para o LS-02).

Tendo a intenção de avaliar a influência do incremento de umidade na taxa de deformações verticais no período da seca, foi injetado água no lisímetro LS-02 (cobertura granular). Pretendendo-se manter a umidade dos resíduos na capacidade de campo, foram injetadas volumes de água (simulação de chuva artificial) de forma semanal desde os 190 dias até os 456 dias após o aterramento do lisímetro LS-02. A Figura 5.7 mostra de forma esquemática os comportamentos em função do tempo, das curvas de precipitação (chuva natural, chuva artificial), curva de produção de chorume, da umidade *in-situ* dos resíduos e as taxas de deformações registradas no LS-02.

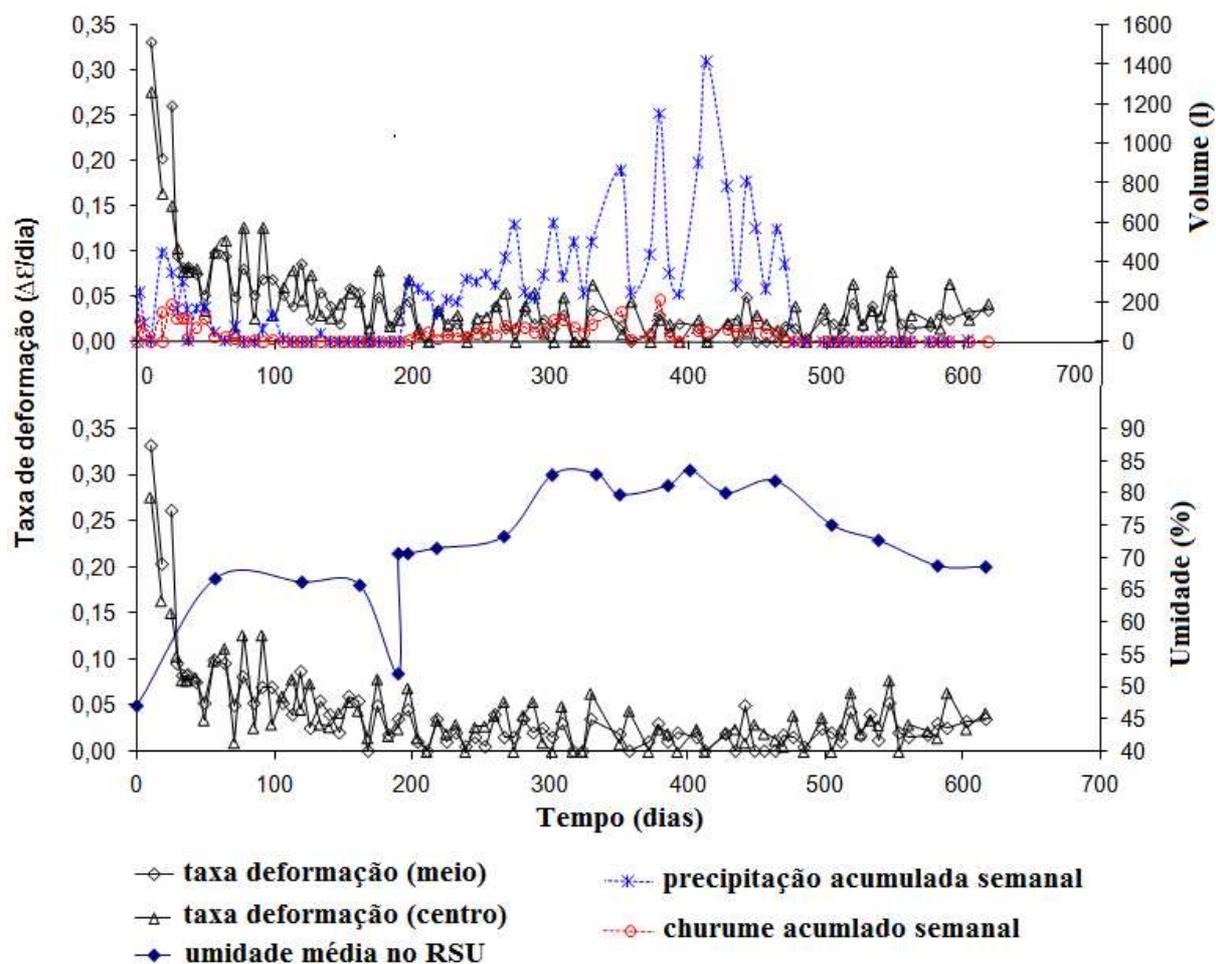


Figura 5.7 - Comportamento em função do tempo das curvas de precipitação, produção chorume, umidade e taxas de deformação (lisímetro LS-02, camada granular).

O LS-02, imediatamente após a aplicação da camada de cobertura, apresentou taxas de deformação altas, com tendência de queda acentuada durante os primeiros 30 dias (Figura 5.9). Para melhor apreciação, na Figura 5.7, são mostradas as taxas de deformação a partir dos 10 dias após o aterramento do LS-02. Posteriores aos 30 dias apresentam-se taxas de deformação menores com comportamento mais regulares, oscilando seus valores até o final do período da chuva (100 dias de aterramento) entre $0,01 \Delta\epsilon/dia$ a $0,13 \Delta\epsilon/dia$. Posterior a época das chuvas, entre os 100 a 190 dias, as taxas de deformações apresentaram amplitudes de variação menores, com valores médios iguais $0,041 \Delta\epsilon/dia$ (Placa no meio) e $0,046 \Delta\epsilon/dia$ (Placa no lado próximo a parede).

No lisímetro LS-02, em relação à curva de umidades dos resíduos (Figura 5.7), observa-se um aumento em seu valor inicial (lixo recente = 47% umidade) até atingir valores superiores a 65 %. Isto se deve aos incrementos de volumes de água, provocadas pelas precipitações pluviais. Na Figura 5.7, considerando as precipitações registradas no LS-02 e,

pelo intervalo de tempo de medida entre o primeiro e segundo valor de umidade *in-situ* (60 dias), é muito provável que tenha acontecido nos resíduos, um ganho de umidade bem mais rápido em comparação ao comportamento da curva de umidades. Após os 150 dias de aterramento observa-se uma queda nos valores da curva de umidade, registrando-se aos 190 dias um valor mínimo de 52%.

A partir da etapa de injeção de água no lisímetro LS-02 (após os 190 dias), a umidade média nos resíduos foi mantida próxima à capacidade de campo. Desta maneira, entre os 197 dias e 267 dias, foram registrados teores de umidades próximos a 70% (base úmida). As taxas de deformações verticais registradas neste último intervalo de tempo, diminuíram, registrando valores médios de 0,015 $\Delta\varepsilon/dia$ (Placa no meio) e 0,025 $\Delta\varepsilon/dia$ (Placa no lado próximo à parede). Após os 267 dias e, considerando até o final da etapa de injeção de água (456 dias), os teores de umidades dos RSU apresentaram-se próximos de 80% (Figura 5.7). Em consequência, destaca-se o incremento do teor de umidade dos RSU com o transcorrer do tempo (sob condições de injeção de água de forma semanal). No caso das taxas de deformações verticais registradas no intervalo de tempo de 274 a 456 dias, apresentaram valores médios de 0,015 $\Delta\varepsilon/dia$ (Placa no meio) e 0,021 $\Delta\varepsilon/dia$ (Placa no lado próximo à parede). Desta maneira, pode-se concluir que os valores médios das taxas de deformações verticais se mantiveram quase estáveis durante todo o processo de avaliação do LS-02, sob condições de injeção de água.

Após os 456 dias de aterramento deixou-se de injetar água no lisímetro LS-02, ficando este sob as condições climáticas do local. Conseqüentemente, foram registrados decréscimos nos valores de teores de umidade dos RSU em função do tempo (Figura 5.7), variando desde 82% aos 464 dias até 69% aos 617 dias após o aterramento. Contrariamente ao decréscimo da curva de umidades (Figura 5.7), foram monitorados incrementos das taxas de deformações verticais (em comparação a etapa de injeção de água), registrando-se valores médios de 0,024 $\Delta\varepsilon/dia$ (Placa no meio) e 0,029 $\Delta\varepsilon/dia$ (Placa no lado próximo à parede).

A partir da análise feita da Figura 5.7 em função dos comportamentos das curvas de umidade e taxas de deformações verticais, pode-se concluir que o incremento significativo do teor de umidade nos resíduos sólidos, próximo à capacidade de campo, pode diminuir as magnitudes das taxas de deformações nos aterros sanitários. Desta maneira, considerando a situação de que a geração de metano (CH₄) contribui no desenvolvimento dos recalques, Gonzalez (2007), argumenta que o nível elevado de umidade no tempo favorece a hidrólise, porém estas condições podem causar concentrações de nitrogênio o qual limita a produção de metano e ácidos voláteis graxos.

Pelo observado na Figura 5.7, a produção de chorume no LS-02, mantêm um comportamento de acordo com as precipitações pluviais (chuva natural e chuva artificial). Destaca-se este mesmo comportamento tanto para o lisímetro LS-01 quanto para as células experimentais (CEL-01, CEL-02, CEL-03 e CEL-04). Finalmente, cabe ressaltar que o lisímetro LS-02 e as células CEL-01 e CEL-04, por apresentarem camadas de coberturas granulares permeáveis (entulho de obra), registraram maior produção de lixiviados no período das chuvas em comparação às células de cobertura de solo fino (Ver Capítulo 4, Figuras 4.16 a 4.19).

5.3. CORRELAÇÃO ENTRE AS DEFORMAÇÕES VERTICAIS E A BIOESTABILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Devido aos diversos modelos teóricos de degradação propostos para resíduos sólidos em aterros sanitários, nesta pesquisa optou-se por caracterizar as fases de biodegradação ocorridas, tanto nos lisímetros como nas células experimentais, segundo os valores medidos de pH. Desta maneira, foram analisadas a biodegradação dos resíduos segundo uma faixa ácida ($\text{pH} < 7$) e faixa alcalina ($\text{pH} > 7$).

a) Lisímetro LS-01

A seguir se faz uma análise e discussão da Figura 5.8, em relação ao comportamento e características dos resíduos monitorados no lisímetro 01 (após a colocação da camada de cobertura).

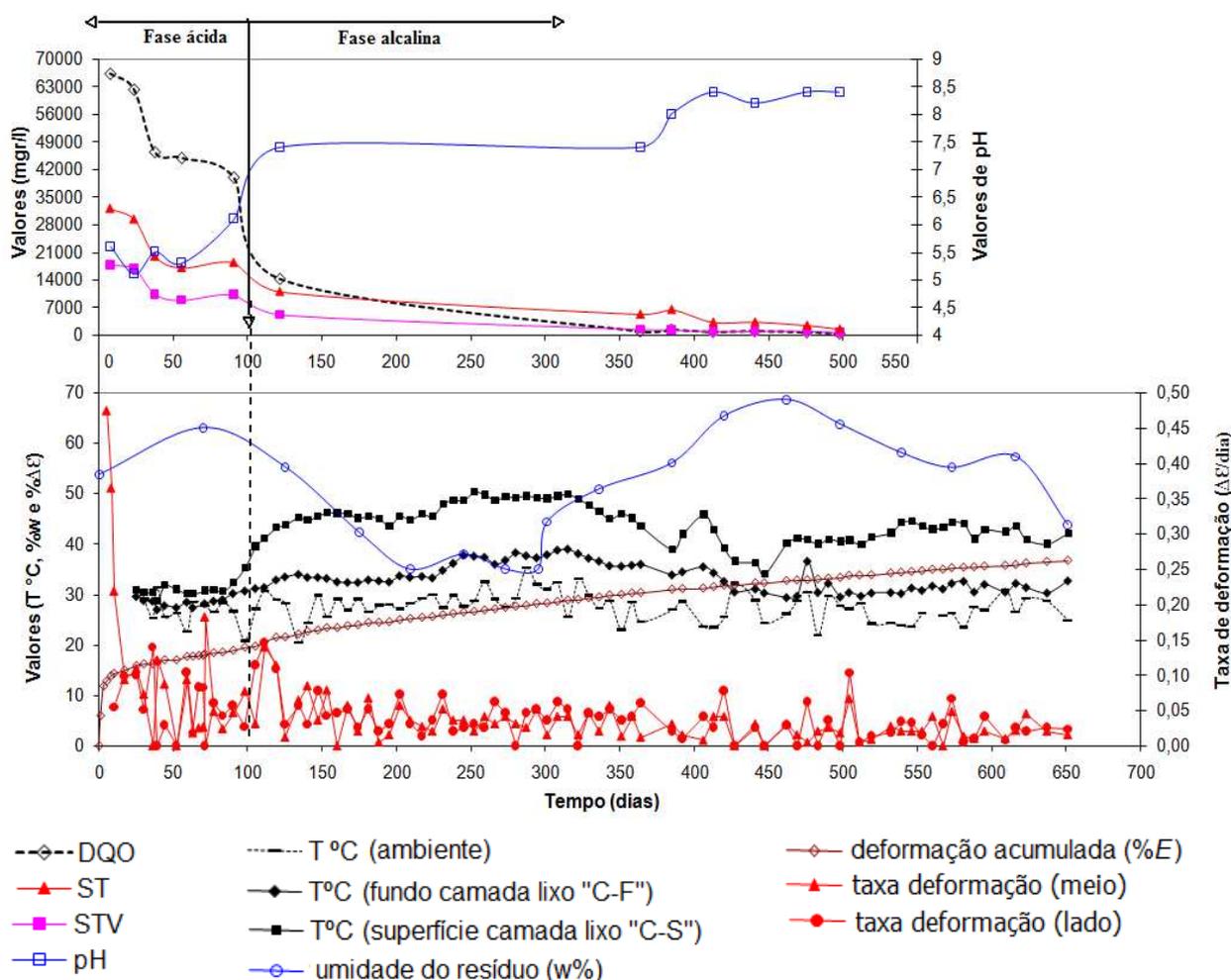


Figura 5.8- Comportamento Físico-químicos e mecânico dos resíduos em função do tempo (lisímetro LS-01, camada fina).

Faixa I (ácida): De acordo com o gráfico representativo do LS-01 (Figura 5.8), esta faixa ácida tem uma duração aproximada de 100 dias após o aterramento. Apresentam-se nos primeiros 90 dias, valores altos de DQO (66000 a 40000 mg/l), assim também, os Sólidos Totais (ST) e Sólidos Totais Voláteis (STV) conservam-se em níveis altos (32000 a 18000 mg/l para ST, 18000 a 10000 mg/l para STV). Os valores de pH medidos nos lixiviados, obviamente se mantêm abaixo do valor tampão neutro (base ácida $\text{pH} < 7$). Pelo comportamento das curvas físico-químicas em função do tempo, observa-se, enquanto a curva de pH tende a subir ao seu nível tampão, as curvas de DQO, ST e STV tendem a diminuir (especialmente após os 90 dias).

A Figura 5.8 ilustra para os primeiros 90 dias, valores de temperatura relativamente constantes, apresentando-se no topo do RSU um valor médio de 30,5 °C e 28,4 °C no fundo. Dentro deste primeiro trecho (90 dias), a diferença entre os valores de temperatura registrados no fundo e no topo do RSU não é muito significativa, inclusive, o comportamento destas em

função do tempo, mostram-se, próximas à a curva de temperatura ambiente do local (valor médio igual 27°C). Passado os 90 dias de aterramento, acontece no fundo do LS-01 um ligeiro incremento dos valores de temperatura (de 30 a 35 °C), assim também, observa-se um incremento de tendência mais pronunciada para as temperaturas do topo (de 32 a 45 °C).

Alguns autores (Cotrim 1997, Barlaz 1996, Pohland 1986, Williams 2002, entre outros), destacam que após o aterramento dos resíduos, existe certa quantidade de ar aterrado com o resíduo, dando início a uma fase de degradação aeróbia bem curta. Esta fase é caracterizada por ter valores baixos de DQO e STV, assim também (Cotrim 1997 e Bidone & Povinelli 1999), o pH se mantém na sua condição tampão tendendo a cair na fase final da degradação aeróbia. Pelo apresentado na Figura 5.8, não foi possível determinar a fase de degradação aeróbia no LS-01, isto possivelmente, porque a produção de chorume começou após o segundo dia do aterramento e a primeira coleta ter ocorrido no oitavo dia.

Não obstante os valores baixos de pH, e os valores altos de DQO, ST e STV, que se apresentam no LS-01 em grande parte da Faixa I, pode-se dizer, que o trecho correspondente aos primeiros 90 dias de aterramento, seria equivalente a Fase III de decomposição descrita pelos autores Pohland, 1986 (anaeróbia metanogênica instável); Williams, 2002 (Acetogênica) e Cotrim, 1997, o qual se caracteriza principalmente pela predominância de ácidos orgânicos no chorume. Posterior aos 90 dias, corresponderia à Fase IV de decomposição descrita por Cotrim, 1997 e Williams, 2002 (Metanogênica).

Faixa II (alcalina): Segundo o comportamento da curva de pH (Figura 5.8) esta faixa tem início após os 100 dias de aterramento. Devido ao começo do período da seca em Brasília, o LS-01 deixou de produzir lixiviado aproximadamente após 125 dias do aterramento, em consequência só foi possível a nova coleta aos 364 dias (início da época de chuvas). A continuação comenta-se o comportamento físico-químico nesta faixa.

Pelo comportamento que apresentam as curvas de DQO, ST e STV no trecho final da Faixa I (ácida) e no início da Faixa II (alcalina), estas tendem a diminuir com respeito ao tempo, paralelamente o pH tende a ser mais alcalino ($\text{pH} > 7$). Após os 400 dias de aterramento os valores de pH se mantêm quase constantes e próximos a 8,4 e, as curvas de DQO, ST e STV apresentam tendências de quedas mais suavizadas. Desta maneira, para a última coleta de chorume realizada no lisímetro LS-01 (498 dias após aterramento), foram medidos concentrações de DQO igual a 238 mg/l, concentrações de ST iguais a 1429 mg/l e de 537 mg/l para os STV.

No intervalo de transição da faixa ácida à faixa alcalina no LS-01, na Figura 5.8 (90 a 130 dias), observa-se um decréscimo do teor de umidade nos RSU (início época de seca), observa-se também, um acréscimo nos valores de temperatura. Entre os 134 dias e 315 dias (época de seca) foram registrados os valores mais altos de temperaturas nos RSU, variando próximo à camada de cobertura entre 45 a 49 °C e, no fundo (próximo da camada de fundação) valores desde 32 a 39 °C. Finalmente, com o início do período chuvoso os teores de umidades nos RSU foram incrementados, em conseqüência os valores de temperaturas sofreram ligeiros decréscimos (Figura 5.8).

Pelas características físico-químicas dos lixiviados produzidos (chorume) no LS-01 e, pelos valores negativos registrados de Eh (Figura 4.26), podemos comentar que a Faixa II corresponderia à Fase IV de decomposição descrita por Pohland, 1986 (metanogênica estável); Williams, 2002 (metanogênica) e Cotrim, 1997.

A Figura 5.9, apresenta para o LS-01 a curva deformação (ϵ) vs logaritmo do tempo ($\log t$).

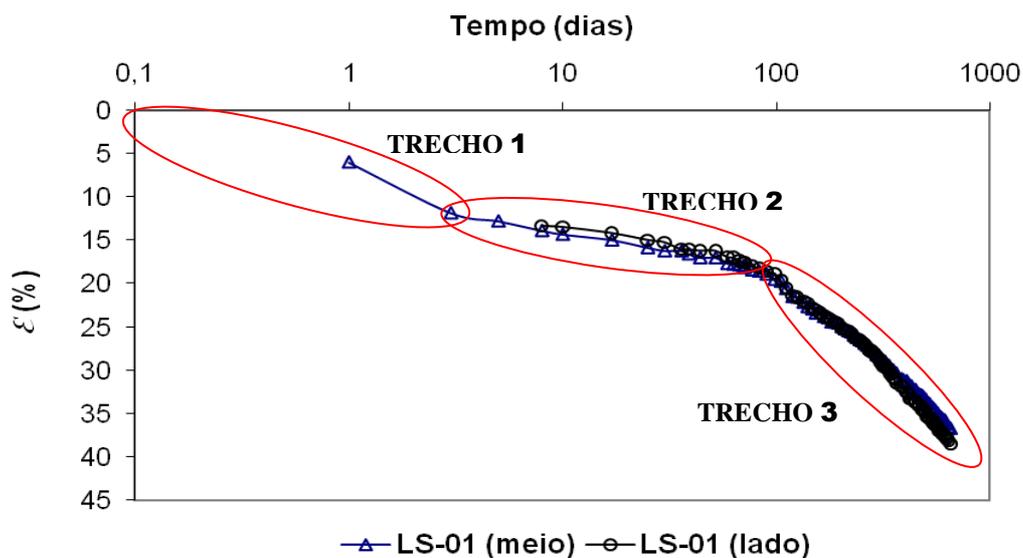


Figura 5.9- Curva de ϵ vs $\log t$ (lisímetro LS-01, camada fina).

Para o LS-01, a relação ϵ vs $\log t$ (Figura 5.9), define uma a curva composta por três trechos bem definidos e com inclinações diferentes. Considerando o modelo base de Bjarngard & Edgers (1990), o primeiro trecho de deformações corresponderia à fase de compressão primária, o segundo corresponderia à fase de compressão mecânica secundária e o terceiro à compressão secundária biológica.

O primeiro trecho de deformação, resulta ser curta com duração de 3 dias após o aterramento. Em seguida o segundo trecho de deformação é desenvolvida até os 90 dias

aproximadamente e se caracteriza por ter uma inclinação menor que a fase anterior. Segundo a faixa ácida de biodegradação do LS-01 (Figura 5.8), até os 90 dias são definidos valores altos de DQO, ST e STV (anaeróbia metanogênica instável ou acetogênica). Em termos de bioestabilização dos resíduos sólidos, o trecho II (compressão mecânica secundária segundo Bjarngard & Edgers, 1990) está caracterizado pela formação de ácidos orgânicos e formação de produtos intermediários (Item 2.3.1, fase III).

O terceiro trecho de deformação (fase de compressão secundária biológica segundo Bjarngard & Edgers, 1990), inicia-se no LS-01 aproximadamente aos 100 dias e se caracteriza por apresentar uma inclinação mais pronunciada em relação ao trecho anterior. Segundo os comentários feitos de biodegradação no LS-01 (Faixa I e Faixa II), neste último trecho de deformação estariam envolvidas as quedas dos valores de DQO, ST, STV, temperaturas altas e o incremento do valor pH para a condição alcalina, caracterizando assim, a decomposição metanogênica (Fase IV de decomposição). Segundo alguns autores (Pohland, 1986; Williams, 2002; Cotrim, 1997) a fase de decomposição metanogênica se caracteriza pela maior produção de gases tais como o metano (CH₄). Desta maneira pode-se supor que as deformações desenvolvidas no trecho III estão governadas principalmente pela perda de massa sólida orgânica biodegradável transformada em gases. Em consequência os mecanismos que controlam as deformações do trecho III num aterro sanitário, estão em função dos vazios deixados pelas perdas de massas sólidas biodegradáveis que desestabilizam a estrutura do maciço sanitário, gerando colapsos verticais.

b) Lisímetro LS-02

Independentemente das faixas definidas de biodegradação (faixa ácida e faixa alcalina), o LS-02 foi avaliado com fins de correlacionar os valores físico-químicos (DQO, ST, STV e pH) e as deformações verticais. Desta maneira são apresentadas as Figuras 5.10 e 5.11.

A Figura 5.10 apresenta o comportamento e características dos resíduos sólidos monitorados no LS-02.

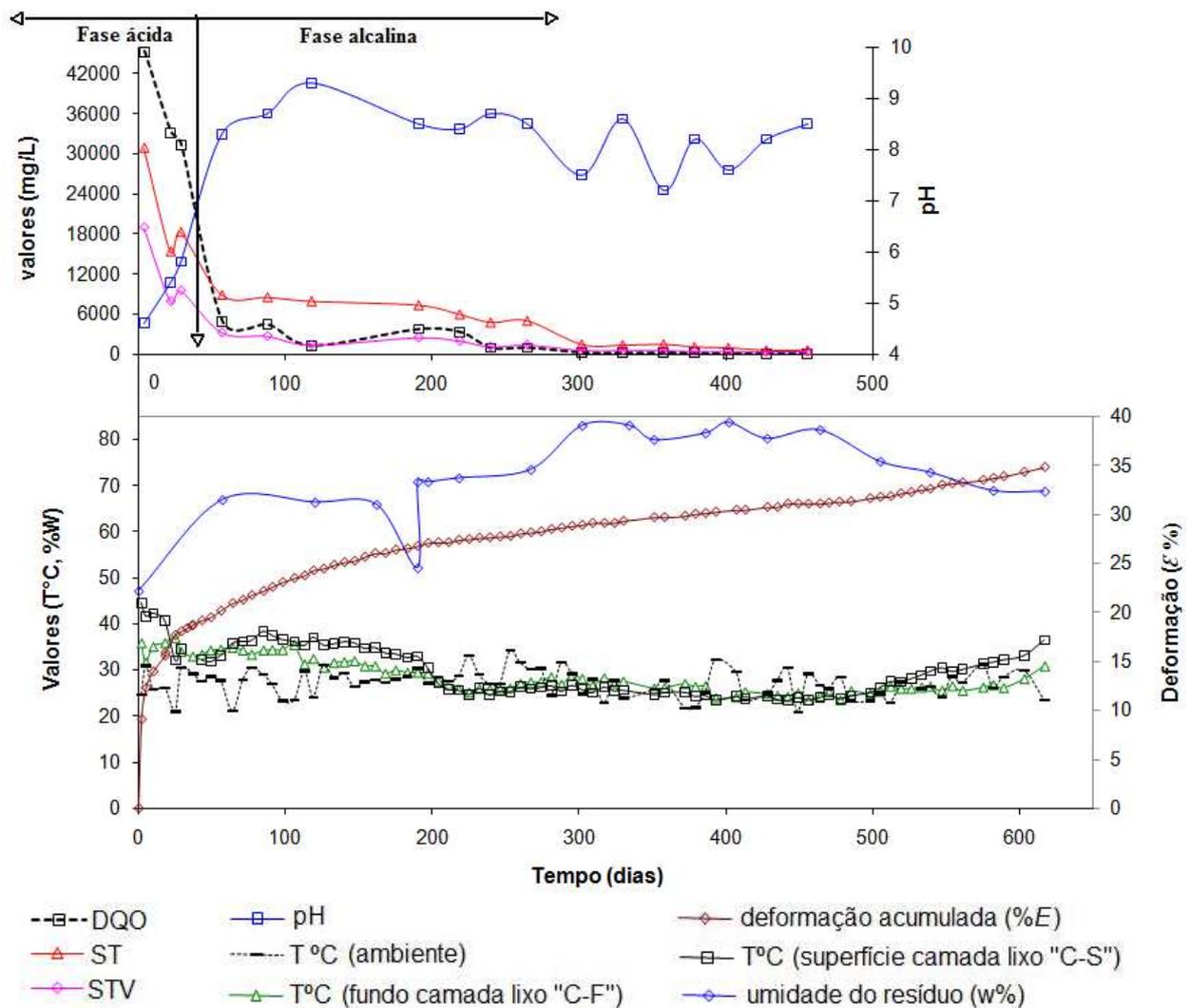


Figura 5.10- Medidas físico-químicas e mecânicas no LS-02 (camada granular).

Pelo observado na Figura 5.10, durante os primeiros 40 dias de aterramento do lisímetro LS-02, as curvas de DQO, ST e STV apresentam os valores mais altos, embora com tendências aceleradas de quedas. Assim também, a curva de pH inicia-se (Figura 5.10) com valores ácidos (4,6) até chegar a sua capacidade tampão ($\text{pH} = 7$) aos 40 dias de aterramento do LS-02. Devido ao incremento rápido do teor de umidade do RSU durante os primeiros 40 dias (época chuvosa), observa-se na Figura 5.10 (LS-02) uma diminuição dos valores de temperatura nos resíduos próximos à camada de cobertura (de $45\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $32\text{ }^{\circ}\text{C}$). Já no caso das temperaturas registradas nos resíduos próximos ao fundo apresentam-se estáveis (valor médio de $33\text{ }^{\circ}\text{C}$). Uma explicação à variabilidade drástica dos parâmetros físico-químicos ocorridos no lisímetro LS-02 comparados aos registrados no LS-01 (considerando os primeiros 40 dias), estaria relacionada à camada de cobertura granular utilizada pelo LS-02. Em consequência a cobertura granular (entulho de obra) permitiu uma decomposição mais

acelerada dos RSU. Assim também, foram observados para estes primeiros 40 dias, que os recalques no LS-02 foram mais significativos que os registrados no LS-01. Desta maneira, acredita-se que os recalques ocorridos neste intervalo de tempo apresentaram uma parcela devido à decomposição acelerada dos RSU.

Após os 57 dias de aterramento as curvas de DQO, ST, STV apresentam tendências mais suavizadas de quedas em função do tempo. Os valores de pH se mantêm acima da sua capacidade tampão (variando entre 7,2 e 9,3).

Embora a camada de cobertura granular no LS-02 tenha sido aplicada com intenção de acelerar os recalques devido à degradação aeróbia, pelo comportamento das curvas físico-químicas (Figura 5.10) não é possível afirmar o desenvolvimento da aerobiose.

Na Figura 5.11, segundo a metodologia de Bjarngard & Edgers (1990), na curva de ε vs $\log t$ pode ser observado o primeiro trecho de deformação, a qual resulta ser curta com duração de 5 dias após aterramento. Já na situação do trecho II e trecho III de deformação não é possível distinguir ambos os trechos na Figura 5.11. Isto em virtude dos comentários anteriormente feitos para a Figura 5.10 (comportamento físico-químico). Desta maneira, pode-se argumentar que após o desenvolvimento do trecho I, as deformações estão influenciadas tanto por uma parcela de interações mecânicas como pela parcela da biodegradação. Em consequência na Figura 5.11 só é possível distinguir os trechos de deformações verticais I e III.

Conforme comentado no Item 5.2, o lisímetro LS-02 foi mantido na sua umidade de capacidade de campo entre os 190 dias até os 456 dias de aterramento; em consequência foram obtidos taxas de deformações mínimas devido à inibição da biodegradação. Posterior a este evento, pelo observado na Figura 5.10, ocorre um incremento das deformações paralelamente com o incremento das temperaturas registradas nos RSU (devido às condições apropriadas à biodegradação). Portanto, na Figura 5,11, este incremento das deformações se manifesta na curva ε vs $\log t$ após os 470 de aterramento, dando a aparência do início de um terceiro trecho de deformação.

A Figura 5.11 mostra a relação ε vs $\log t$ registrada no LS-02.

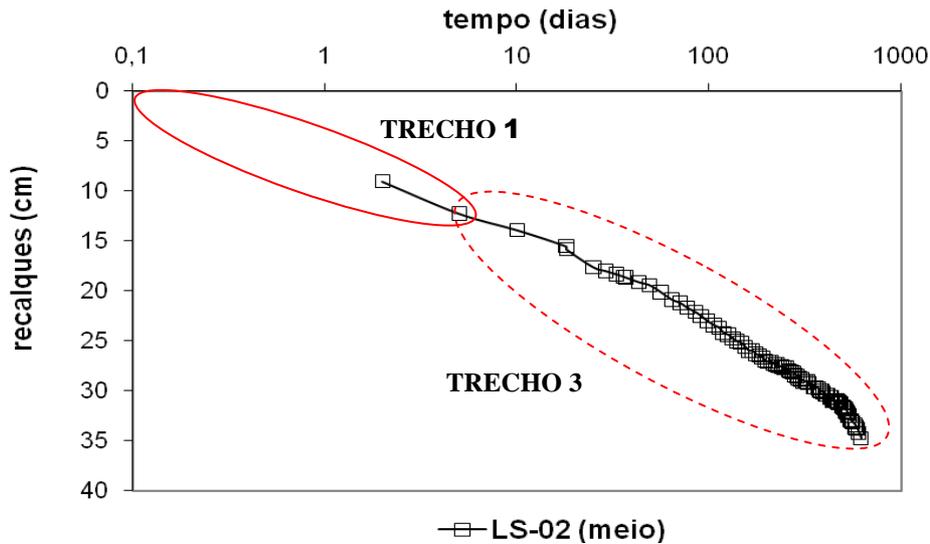


Figura 5.11- Curva de ε vs $\log t$ (lisímetro LS-02, camada granular).

c) Células experimentais CEL-02 e CEL-03

Da mesma forma que os lisímetros (LS-01 e LS-02), neste item será feita uma análise de correlação entre os comportamentos da biestabilização e as deformações verticais registradas nas células experimentais CEL-02 e CEL-03. É importante mencionar que ambas as células apresentaram como camada de cobertura um solo fino (Item 3.3).

A continuação as Figuras 5.12 e 5.13 apresentam as correlações entre as medidas dos índices físico-químicos (DQO, ST, STV e PH), tanto para a CEL-02 como para CEL-03 respectivamente. Posteriormente, a Figura 5.14 apresenta para ambas as células (CEL-02 e CEL-03) a relação ε vs $\log t$.

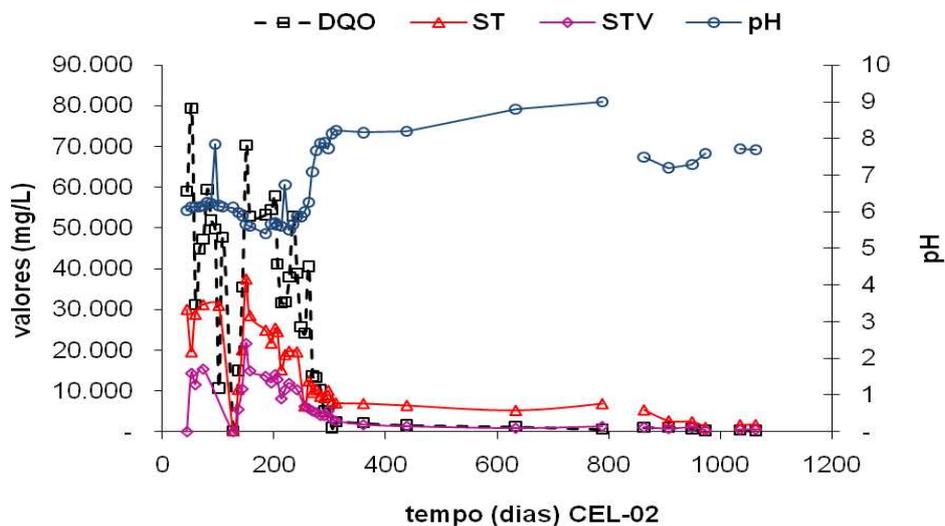


Figura 5.12- Medidas Físico-químicas na CEL-02 (camada tradicional de solo fino).

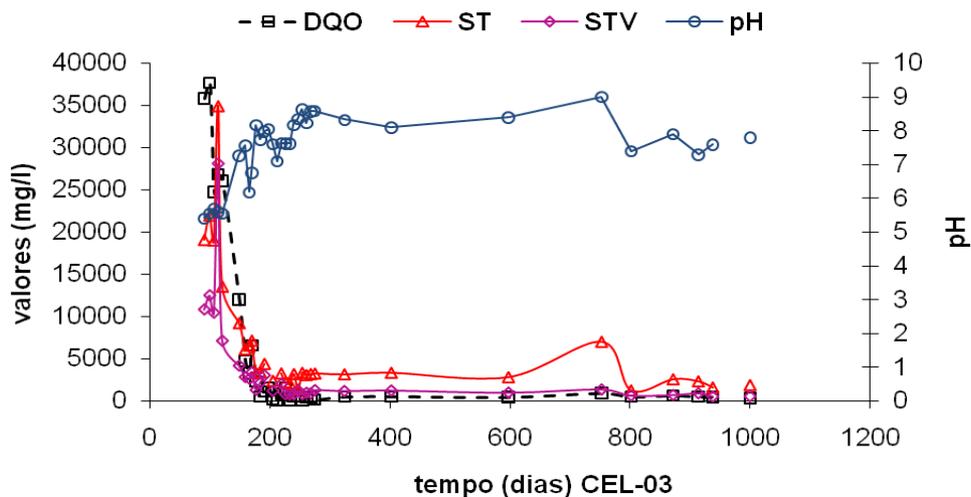


Figura 5.13- Medidas Físico-químicas na CEL-03 (camada tradicional de solo fino).

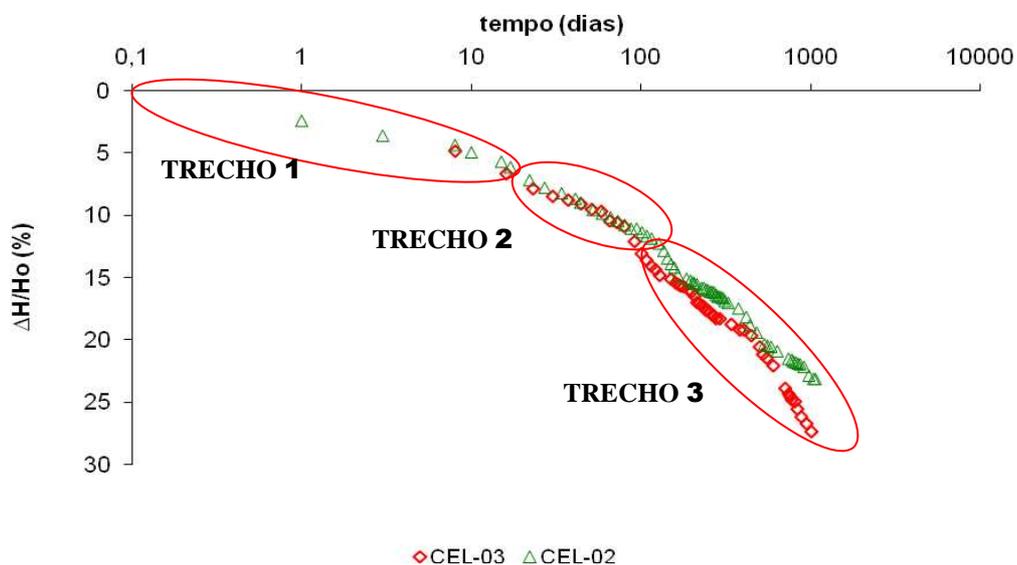


Figura 5.14- Curva de ε_v vs $\log t$ (CEL-02 e CEL-03).

Pelo observado na Figura 5.12, a relação ε vs $\log t$ registradas nas células CEL-02 e CEL-03, define curvas compostas por três trechos bem definidos e com inclinações diferentes. O primeiro trecho (CEL-02) tem uma duração aproximada de 23 dias após o aterramento. Em seguida um segundo trecho de deformação é desenvolvido até os 100 dias aproximadamente para a CEL-02 e até os 90 dias para a CEL-03. Destaca-se novamente que segundo Bjarngard & Edgers (1990), este último trecho corresponderia às deformações produto das interações mecânicas. Finalmente, um terceiro trecho é desenvolvido tanto para a CEL-02 como para a CEL-03, apresentando uma inclinação distinta e maior ao trecho 2. Segundo Bjarngard & Edgers (1990), as deformações produzidas no trecho 3 são principalmente induzidas pela biodegradação dos RSU.

Em relação à Figura 5.12, observa-se que na CEL-02 as concentrações de DQO, ST e STV, inicialmente começam com valores altos e baixos (principalmente altos) e o pH se mantém abaixo de 7 durante os primeiros 250 dias aproximadamente. Após os 250 dias, as concentrações de DQO, ST e STV da CEL-02 apresentam uma queda drástica até se estabilizarem em curvas mais suavizadas e o pH se mantém acima de 7. Diferentemente ao processo de bioestabilização do lisímetro LS-01 (camada cobertura de solo fino), na CEL-02 é observado que as maiores concentrações de DQO, ST e STV, ainda se encontram dentro do trecho 3 de deformação (condição metanogênica segundo o LS-01). Uma explicação a este processo diferenciado encontrado na CEL-02, poderia ser simplesmente, que as primeiras altas concentrações físico-químicas foram produtos de lixiviados originados da umidade inicial dos resíduos (época de seca em Brasília). Posteriormente o início das precipitações pluviais (época de chuvas) originou um melhor transporte dos concentrados presentes nos resíduos, estendendo assim, por mais de 200 dias as altas concentrações físico-químicas do lixiviado da CEL-02. A produção de gases da fase metanogênica poderia ter começado antes da época de precipitações pluviais.

Pelo observado nas Figuras 5.13 e 5.14 a CEL-03 (camada de cobertura de solo fino), em termos de bioestabilização vs. deformações, apresenta um comportamento similar ao encontrado no LS-01. De tal forma, que o início do desenvolvimento das deformações do trecho 3 (90 dias aproximadamente) estão influenciadas pelas quedas drásticas das concentrações de DQO, ST e STV (Figura 5.13) indicando assim o início da fase metanogênica.

d) Células experimentais CEL-01 e CEL-04

A partir dos resultados experimentais das células CEL-01 e CEL-04 é feita a mesma análise de correlação entre os comportamentos de bioestabilização e as deformações verticais. Pelo comentado no Capítulo 3 (Item 3.3) estas duas células se caracterizaram por apresentar como camadas de coberturas um material granular (entulho de obra) similar ao lisímetro LS-02.

À continuação, as Figuras 5.15 e 5.16 apresentam as correlações entre as medidas dos índices físico-químicos (DQO, ST, STV e PH), tanto para a CEL-01 como para CEL-04 respectivamente. Posteriormente, a Figura 5.17 apresenta para ambas as células (CEL-01 e CEL-04) a relação ε vs $\log t$.

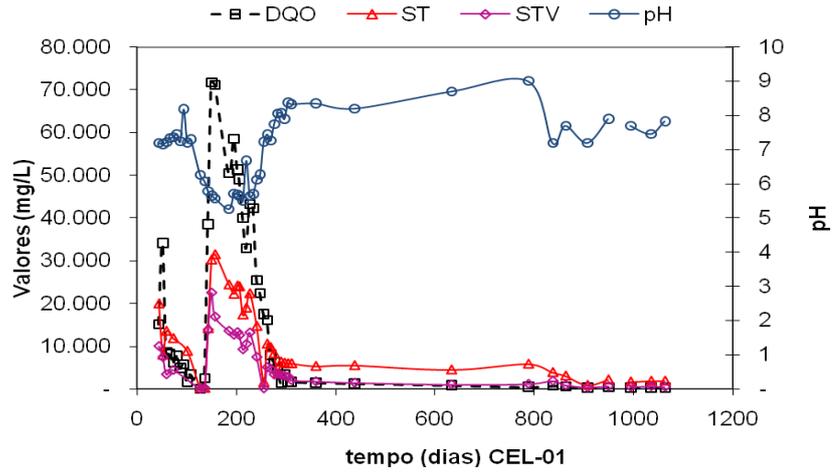


Figura 5.15- Medidas Físico-químicas na CEL-01 (camada granular).

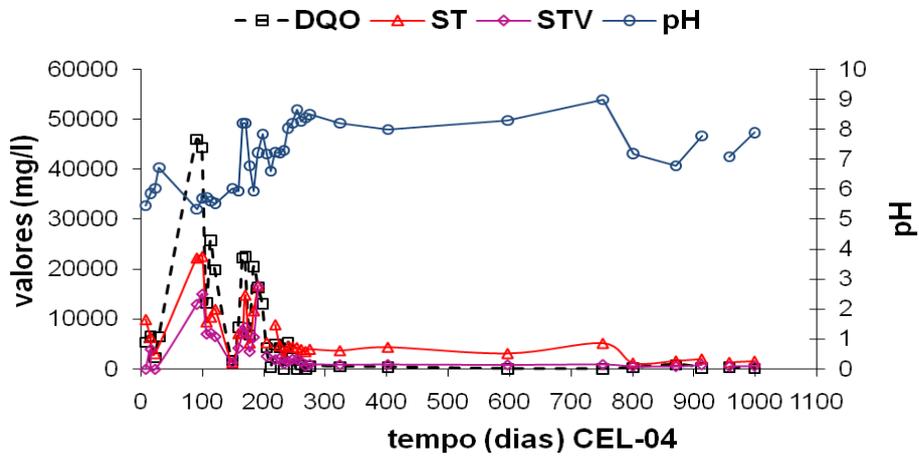


Figura 5.16- Medidas Físico-químicas na CEL-04 (camada granular).

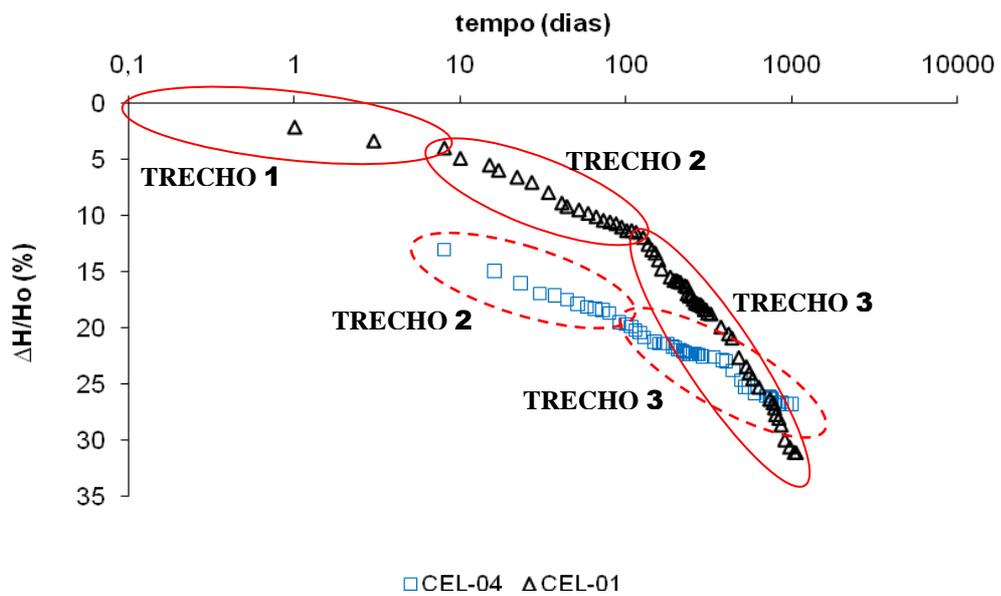


Figura 5.17- Curva de ε_v vs $\log t$ (CEL-01 e CEL-04).

Segundo a Figura 5.17 a relação ε vs $\log t$ registrada para a célula CEL-01, define os três trechos de deformações verticais, Trecho 1, Trecho 2 e Trecho 3. Em termos de bioestabilização na célula CEL-01 observa-se (Figura 5.15) que as concentrações de DQO, ST e STV, inicialmente começam com valores altos, mas tendem a cair chegando a valores mínimos aos 127 dias de aterramento (fim do Trecho 2 de deformação). Em seguida estas mesmas concentrações tendem a subir novamente alcançando picos mais altos (150 dias) em relação ao início e, posteriormente voltam a demonstrar quedas até se estabilizarem em curvas mais suavizadas. A explicação ao desenvolvimento destes dois picos altos de concentrações registradas na CEL-01 seria similar ao argumentado na CEL-02: as primeiras altas concentrações físico-químicas foram produtos de lixiviados originados da umidade inicial dos resíduos (época de seca em Brasília); posteriormente, o início das precipitações pluviais (época de chuvas) originou um melhor transporte dos concentrados presentes nos resíduos, provocando novamente altas concentrações físico-químicas do lixiviado da CEL-01. Não obstante, observa-se que o início do desenvolvimento do Trecho 3 de deformações (Figura 5.17) na CEL-01 começa simultaneamente (após 100 dias) com as quedas das concentrações físico-químicas do primeiro pico (Figura 5.15). Isto indicaria que a produção de gases da fase metanogênica poderia ter começado antes da época das precipitações pluviais.

Pelo mostrado na Figura 5.17, no caso da célula CEL-04 não foi possível registrar as deformações do Trecho 1. Isto em virtude do monitoramento da CEL-04 ter iniciado 8 dias após o aterramento. A Figura 5.17 mostra para a célula CEL-04 a definição do Trecho 2 e do Trecho 3 de deformações. Em termos de bioestabilização dos RSU na CEL-04, pode ser observado na Figura 5.16, que inicialmente as concentrações físico-químicas (DQO, ST e STV) começam com valores baixos embora com tendência a aumentar rapidamente. Desta maneira, aos 90 dias após o aterramento da CEL-04 registram-se os valores mais altos das curvas físico-químicas, mas, em seguida, estas mesmas concentrações tendem a cair rapidamente até alcançar valores mínimos aos 150 dias após o aterramento. Posteriormente devido ao começo das precipitações pluviais, observa-se novamente um ligeiro incremento das concentrações físico-químicas (166 dias) para logo cair novamente a valores mínimos. Finalmente é observado que para a célula CEL-04 (Figuras 5.16 e 5.17) o início das deformações do Trecho 3 (100 dias aproximadamente) coincide com a queda brusca dos valores das concentrações físico-químicas (DQO, ST e STV) do primeiro pico. Isto indicaria a influência da degradação metanogênica nas deformações do Trecho 3.

e) Caso aplicativo ao lisímetro de Alcântara (2007)

Neste sub-item, a partir dos resultados de um dos lisímetros desenvolvidos por Alcântara (2007) se faz a mesma análise de bioestabilização em função das deformações verticais, com a intenção de validar os comentários feitos de que o início das deformações ocorridas no Trecho 3 são principalmente influenciadas pela degradação metanogênica (Fase IV de degradação).

Alcântara (2007) dentro das instalações do aterro Muribeca (PE) construiu dois lisímetros experimentais de 10 m³. Desta maneira o autor conseguiu monitorar os recalques dos RSU, geração de gases como o metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), entre outros gases. No caso dos líquidos lixiviados monitorou as concentrações de DQO, ST, STV, pH e outros índices.

A Figura 5.18 para o caso do lisímetro L1 (Alcântara, 2007) apresenta as correlações em função do tempo entre as medidas dos índices físico-químicos (DQO, ST, STV, CH₄ e CO₂) e as deformações verticais (ϵ %). Posteriormente, a Figura 5.19 apresenta para a lisímetro L1 a relação ϵ vs $\log t$.

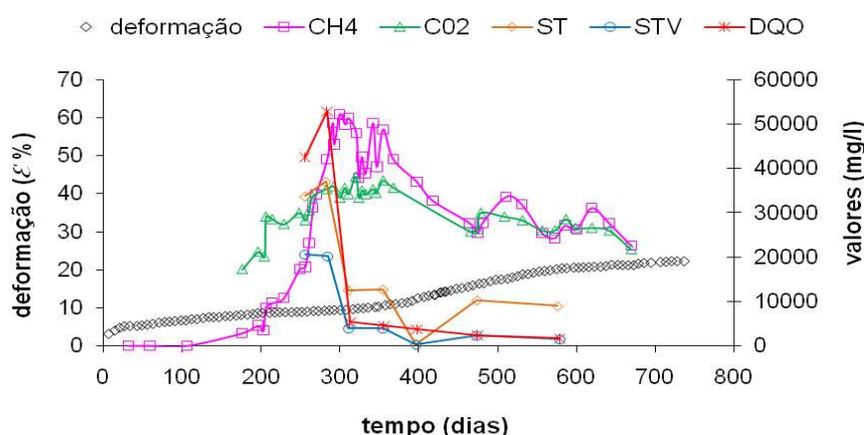


Figura 5.18- Medidas Físico-químicas no L1 (modificado de Alcântara 2007).

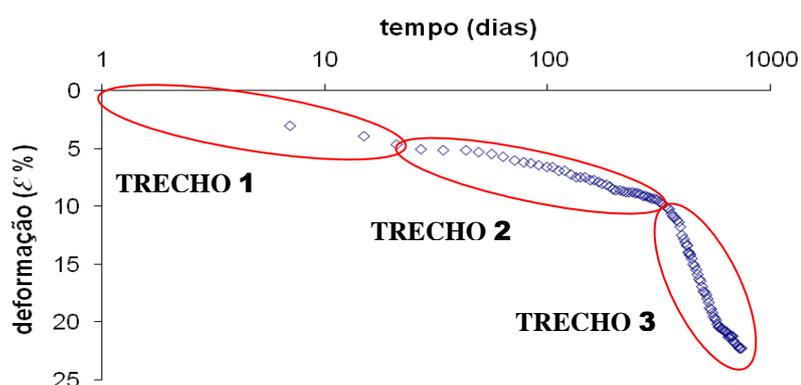


Figura 5.19- Curva de ϵ_v vs $\log t$ (L1, modificado de Alcântara 2007).

Pelo apresentado na Figura 5.18 (L1), observa-se que enquanto se registram os acréscimos de CH₄ e CO₂ até atingir os maiores valores de picos (entre 250 até os 300 dias), contrariamente, no mesmo intervalo de tempo são registradas as quedas bruscas das concentrações de DQO, ST e STV. Em consequência estes dados obtidos por Alcântara (2007) ratificam e validam os comentários feitos para os lisímetros e células experimentais desta pesquisa.

Na Figura 5.19 as deformações verticais do Trecho 3 originam-se aproximadamente aos 270 dias após o aterramento do lisímetro L1.

Pelos comentários realizados nos dois parágrafos anteriores em relação às Figuras 5.18 e 5.19 (lisímetro L1), ratifica-se novamente as observações de que as deformações verticais do Trecho 3 são principalmente influenciadas pelos fenômenos de biodegradação da Fase IV metanogênica. Destaca-se que as deformações dos Trechos 1 e Trecho 2 são governados principalmente pelos fatores mecânicos. Segundo Bjarngard & Edgers (1990), no Trecho 1 as deformações ocorrem pela compressão mecânica dos resíduos e redução dos vazios existentes. Já as deformações do Trecho 2 são dominados essencialmente por interações mecânicas.

CAPÍTULO 6

PROPOSTA DE MODELO DE PREVISÃO DE RECALQUES

6.1. REFORMULAÇÃO DO MODELO BASE DE BJARNGARD & EDGERS E PROPOSTA DE UM NOVO MODELO DE PREVISÃO DE RECALQUES

6.1.1. VALIDAÇÃO DAS PARCELAS MECÂNICAS DO MODELO BASE DE BJARNGARD & EDGERS

Conforme descrito no Capítulo 2 (Item 2.4.4) e no Capítulo 3 (Item 3.1), a parcela das deformações verticais geradas pelas solicitações mecânicas segundo o modelo de Bjarngard & Edgers, está representada pela equação 6.1.

$$\frac{\Delta H}{H} = \underbrace{C'_c \log \frac{\sigma_o + \Delta\sigma}{\sigma_o}}_I + \underbrace{C'_{s1} \log \frac{t(2)}{t(1)}}_{II} \quad (6.1)$$

Segundo os autores a primeira sub-equação (I) do modelo base representaria os recalques primários ocorridos num maciço de RSU. Na utilização da Sub-equação I os autores se baseiam na teoria de adensamento de Terzaghi aplicada para solos. Diferentemente dos solos finos saturados os maciços dos resíduos sólidos raramente encontram-se saturados e alguns de seus elementos sólidos podem ser deformáveis. No entanto mesmo com estas e outras discrepâncias entre os solos e os RSU, pelos resultados obtidos nos ensaios edométricos, nesta e em outras pesquisas (Nascimento 2007; Machado et al. 2006, Durmusoglu 2006, Tapahuasco 2005, Carvalho 1999, Pelkey 1997, Gabr & Valero 1995, entre outros), resulta satisfatória a aplicação da sub-equação I.

Nesta pesquisa optou-se por denominar ao parâmetro C'_c como coeficiente de compressão da 1ª fase de deformação (Item 5.1.2). Isto em virtude de que o C'_c é função das deformações significativas provocadas pelo rearranjo das partículas, redução dos macroporos, eliminação de água dos macroporos e, da alta deformabilidade de alguns elementos de RSU. Finalmente devido às mudanças das propriedades mecânicas de alguns elementos de RSU sob influência de um carregamento, conclui-se que numa camada de RSU, o C'_c apresenta valores diferentes para cada etapa de carregamento devido à superposição de outras camadas de RSU.

No caso da sub-equação II (Eq. 6.1), Bjarngard & Edgers (1990) se baseiam na equação do adensamento secundário utilizada para solos. Segundo os ensaios edométricos realizados

nesta pesquisa (Item 5.1.2), a sub-equação II aplica-se satisfatoriamente a 2ª fase de deformabilidade dos RSU. No entanto, é importante mencionar que a aplicabilidade da sub-equação II, só é válida em condições propriamente mecânicas, sem influencia da decomposição dos RSU.

Os mecanismos que governam o desenvolvimento das deformações da 2ª fase é o *creep* (deformação lenta das partículas de RSU), ravinamento, redução dos vazios dos microporos presentes em alguns elementos de RSU (especialmente em materiais orgânicos), e ainda a dissipação dos gases e líquidos que fazem parte da composição de alguns elementos nos RSU (principalmente material orgânico). Em consequência, durante a 2ª fase de deformação ainda existe dissipação de fluidos gerando assim o chorume drenado. Podendo ser observado isto na Figura 5.3.

Para esta pesquisa foi considerado conveniente denominar o C'_s como coeficiente de compressibilidade da 2ª fase de deformação dos RSU. Pelos resultados obtidos (Item 5.1.2.1), é importante mencionar que para os resíduos com teores orgânicos menores a 55% (peso seco), o coeficiente de compressão C'_s é pouco afetado pelo índice de vazios, praticamente independente das sobrecargas e do peso específico aparente inicial da amostra. Finalmente as Figuras 5.5 e 5.7 mostram que é possível estimar o C'_s a partir das porcentagens dos teores orgânicos dos RSU.

A partir da análise feita no Item 5.1.2.1 (Capítulo 5) foi possível determinar as Equações 6.2 e 6.3, as quais permitem estimar os valores dos coeficientes de compressão (C'_s) da 2ª fase de deformação em função das porcentagens de teores orgânicos presentes nos RSU.

Desta maneira, para a condição gravimétrica peso úmido:

$$C'_s = 0,0006(\% M_{org.-nat.}) + 0,0088 \quad (6.2)$$

Para condição gravimétrica peso seco:

$$C'_s = 0,0007(\% M_{org.-seco}) + 0,0094 \quad (6.3)$$

onde: $\% M_{org.-nat.}$ = porcentagem na condição úmida da massa orgânica biodegradável (< 60%); $\% M_{org.-seca}$ = porcentagem na condição seca da massa orgânica biodegradável (< 50%).

6.1.2. PROPOSTA DA NOVA EQUAÇÃO PARA RECALQUES SOB INFLUÊNCIA ABSOLUTA DA BIODEGRADAÇÃO

Tomando como base o principio das reações de primeira ordem, as quais se caracterizam por ser a velocidade de reação química proporcional à concentração de um reagente.

De tal forma para uma reação geral:



A lei da velocidade de primeira ordem pode ser descrita pela seguinte equação:

$$-\partial[M]/\partial t = k[M] \quad (6.4)$$

$k = \text{constante de velocidade da reação } (t^{-1})$

$t = \text{tempo}$

Esta lei de velocidade pode ser rearranjada para:

$$\frac{\partial[M]}{[M]} = -k \partial t \quad (6.5)$$

Integrando a Equação 6.3:

$$\ln[M] = -k t + \text{constante} \quad (6.6)$$

Considerando que a concentração original $[M_0]$ estava presente no inicio da reação onde $t=0$, então a constante de integração será $= \ln [M_0]$. A lei da velocidade integrada para a reação da primeira ordem resulta:

$$\ln[M] = -k t + \ln[M_0] \quad (6.7)$$

ou

$$[M] = [M_0] e^{(-kt)} \quad (6.8)$$

Colocando em função do produto:

$$[M_0] - [Q] = [M_0] e^{(-kt)} \quad (6.9)$$

$$[Q] = [M_0] (1 - e^{(-kt)}) \quad (6.10)$$

A partir dos resultados obtidos do lisímetro LS-01, as deformações do trecho 3 estão influenciadas principalmente pela fase de decomposição metanogênica. De tal forma que ocorre um fenômeno de bioconversão do material orgânico a gás natural. Assumindo o princípio da equação cinética da primeira ordem aplicada para a condição da bioconversão da massa sólida biodegradável a gás natural, teremos:

$[M_0] = [M_{org.-nat}]$ = massa orgânica natural biodegradável ainda não decomposta;

$[Q] = [Q_{gás[t]}]$ = gás gerado num intervalo de tempo “ t ”;

$[M] = [M_{org.-nat.[t]}]$ = massa orgânica natural biodegradável ainda não decomposta no tempo “ t ”

Considerando a bioconversão das massas em termos de volumes, da equação 6.10 resultara uma nova equação cinética da primeira ordem modificada:

$$\Delta V_t = V_{0-org.} (1 - e^{(-k't)}) \quad (6.11)$$

$V_{0-org.}$ = volume inicial da massa biodegradável ainda não decomposta;

ΔV_t = volume de massa decomposta no tempo “ t ” (proporcional ao volume de gás gerado)

k' = constante de degradação cinética da primeira ordem (t^{-1})

Dividindo a Equação 6.11 pelo volume total (V) da massa de RSU

$$\frac{\Delta V_t}{V} = \frac{V_{0-org.}}{V} (1 - e^{(-k't)}) \quad (6.12)$$

$$\frac{A_0 \Delta H_t}{A_0 H_0} = \frac{A_0 H_{0-org.}}{A_0 H_0} (1 - e^{(-k't)}) \quad (6.13)$$

$$\varepsilon_t = \frac{H_{0-org.}}{H_0} (1 - e^{(-k't)}) \quad (6.14)$$

onde: A_0 = área; H_0 = altura total inicial do maciço sanitário no tempo “ t_0 ”; $H_{0-org.}$ = altura total inicial do material biodegradável no tempo “ t_0 ”; ΔH_t = recalque ocorrido no tempo “ t ”; ε_t = deformação ocorrida no tempo “ t ”.

6.1.3. NOVO MODELO ACOPLADO PARA PREVISÃO DE RECALQUES

Pelos resultados obtidos nesta pesquisa podemos comentar que num aterro sanitário as deformações verticais iniciais numa camada de RSU, são provocadas pelo rearranjo das partículas, redução dos macroporos (espaços vazios entre partículas), eliminação de água dos macroporos e, à alta deformabilidade de alguns elementos de RSU. Desta maneira, esta parcela é denominada como **1ª fase de deformação vertical**, a qual é representada pela equação 6.15.

$$\frac{\Delta H_1}{H_0} = \varepsilon_1 = C'_c \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) \quad (6.15)$$

onde: $\Delta H_1/H_0 = \varepsilon_1$ = deformação absoluta ao final da 1ª fase de deformação; C'_c = coeficiente de compressão da 1ª fase de deformação; σ_0 = tensão vertical média inicial; $\Delta\sigma$ = incremento da tensão vertical média; ΔH_1 = Recalque registrado; H_0 = altura inicial do maciço.

Após a 1ª fase de deformação, são desenvolvidas deformações com comportamento linear em função do logaritmo do tempo, caracterizando assim a 2ª fase de deformação vertical. Nesta fase as deformações ocorrem devido a mecanismos de *creep* (deformação lenta das partículas de RSU), ravinamento, redução dos vazios dos microporos presentes em alguns elementos de RSU (dissipação de gases e líquidos). Desta maneira a **2ª fase de deformação vertical** é representada pelas equações 6.16 e 6.17.

$$\frac{\Delta H_2}{H_0} = \varepsilon_2 = C'_s \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \quad (6.16)$$

Substituindo a equação a Equação 6.2 na Equação 6.16:

$$\frac{\Delta H_2}{H_0} = \varepsilon_2 = (0,0006 (\% M_{org.-nat.}) + 0,0088) \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \quad (6.17)$$

onde: $\Delta H_2/H_0 = \varepsilon_2$ = deformação correspondente à 2ª fase de deformação; C'_s = coeficiente de compressão da 2ª fase de deformação; t_1 = tempo para completar a compressão da 1ª fase de deformação; t_2 = tempo ao qual se deseja determinar a deformação ($t_2 \leq t_k$).

Após um certo tempo “ t_k ” inicia a bioconversão da massa orgânica biodegradável em gás natural (fase metanogênica de decomposição). Conseqüentemente, o C'_s estará em função da variabilidade de porcentagem massa orgânica biodegradável ($\%M_{org.-nat.[t]}$). Desta maneira

baseados na equação cinética da primeira ordem teremos como resultados as Equações 6.18 e 6.19:

$$\%M_{org.-nat.[t]} = \%M_{org.-nat.} (e^{-k'(t-t_k)}) \quad (6.18)$$

$$C'_{s[t]} = 0,0006 (\%M_{org.-nat.} (e^{-k'(t-t_k)})) + 0,0088 \quad (6.19)$$

Condição: $t \geq t_k$

onde: $\%M_{org.-nat.[t]}$ = massa orgânica biodegradável ainda não decomposta no tempo “ t ”; $C'_{s[t]}$ = coeficiente de compressão determinado para o tempo “ t ”; t_k = tempo de início da bioconversão das massas.

Após o tempo t_k ocorrerá uma parcela de deformações influenciadas estritamente pela bioconversão da massa orgânica em gás natural. Assim também, as deformações mecânicas da 2ª fase de deformação continuam a se desenvolver devido a interações mecânicas (creep e ravinamento). Portanto, a equação representativa para previsão das deformações totais numa camada de RSU a partir do tempo t_k é expressa pela Equação 6.20.

$$\mathcal{E}_{3[t]} = (0,0006 (\%M_{org.-nat.} (e^{-k'(t-t_k)})) + 0,0088) \log\left(\frac{t}{t_k}\right) + \mathcal{E}_{org.-nat.} (1 - e^{-k'(t-t_k)}) \quad (6.20)$$

Finalmente a deformação total absoluta estimada para um determinado tempo “ t ” (onde $t > t_k$), será a somatória das Equações 6.15, 6.17 e 6.20. Desta maneira:

$$\mathcal{E}_{[t]} = \mathcal{E}_1 + \mathcal{E}_2 + \mathcal{E}_{3[t]} \quad (6.21)$$

onde: $\mathcal{E}_{[t]}$ = Deformação vertical total registrada no tempo t ;

\mathcal{E}_1 = Deformação da 1ª fase;

\mathcal{E}_2 = Deformação da 2ª fase;

$\mathcal{E}_{3[t]}$ = Deformação da 3ª fase no tempo t .

Na previsão de deformações verticais num aterro sanitário as Equações 6.15, 6.17 e 6.20 devem ser usadas levando em consideração as seguintes condições básicas.

- Uma determinada camada de RSU num aterro sanitário apresentara valores diferentes de “ C'_c ” para cada solicitação de sobrecarga imposta (Peso próprio da camada, superposição de camadas, etc). Isto em virtude das mudanças das propriedades mecânicas de alguns elementos de RSU devido aos carregamentos aplicados, assim também, dos processos de decomposição sofridos (ver Item 5.1.2.2);

- Pelos resultados obtidos nesta pesquisa, a variabilidade dos valores do “ C'_s ” dependerão diretamente da redução de teor orgânico em função do tempo. Desta maneira quanto menor o teor orgânico presente no RSU menor será o valor de “ C'_s ”;
- Nesta pesquisa, é assumido que na equação 6.20 as deformações sob influência direta da biodegradação estão controladas pela constante de degradação cinética da primeira ordem (k'). No entanto, em situações reais, pode ocorrer variabilidade da taxa (velocidade) de decomposição do material orgânico;
- Para aplicação das Equações 6.17 e 6.20 em maciços sanitários, é indispensável o conhecimento da composição gravimétrica em peso dos resíduos. De tal forma, que seja possível estimar o valor inicial do “ C'_s ”. No entanto este parâmetro pode ser obtido a partir de ensaios edométricos de grandes dimensões.
- Na aplicação das Equações 6.14 e 6.20, é recomendável o conhecimento da composição gravimétrica volumétrica dos RSU. Isto permitiria conhecer o volume do material orgânico degradável, conseqüentemente, a determinação da deformação vertical absoluta devido à biodegradação.

6.2. APLICAÇÃO PRÁTICA DA NOVA FORMULAÇÃO MATEMÁTICA DESENVOLVIDA

Neste item com a intenção de validar as Equações 6.17 e 6.20, será feito um estudo de retroanálise a partir das deformações registradas tanto nos lisímetros como nas células experimentais. As deformações verticais da 1ª fase representadas pela Equação 6.15, não serão avaliadas neste item. Isto em virtude que a Equação 6.15 considera a suas deformações como imediatas. Geralmente num aterro sanitário as deformações verticais da 1ª fase ocorrem durante a etapa de construção, podendo de tal forma ser controladas. No entanto, existe uma grande preocupação pelas deformações desenvolvidas ao longo do tempo (2ª e 3ª fase de deformação), podendo chegar a magnitudes significativas em comparação às deformações da 1ª fase. Desta maneira, à continuação, faz-se a aplicação das Equações 6.17 (deformações da 2ª fase) e 6.20 (Deformações da 3ª fase).

6.2.1. LISÍMETRO LS-01

Conforme a análise feita no Item 5.3 (Capítulo 5) a relação deformação (ϵ) vs logaritmo do tempo ($\log t$) define 3 trechos de deformação (Figura 6.1). A partir da análise feita por Tapahuasco 2005, e pelos resultados obtidos dos ensaios edométricos (Capítulo 5), podemos

comentar que o Trecho 1 corresponde a 1ª fase de deformação vertical e, o Trecho 2 corresponderia a 2ª fase de deformação vertical. Já as deformações do trecho 3 estão principalmente influenciadas pelos fenômenos da biodegradação. A continuação a Figura 6.1 apresenta a relação ε vs. $\log t$ para o lisímetro LS-01.

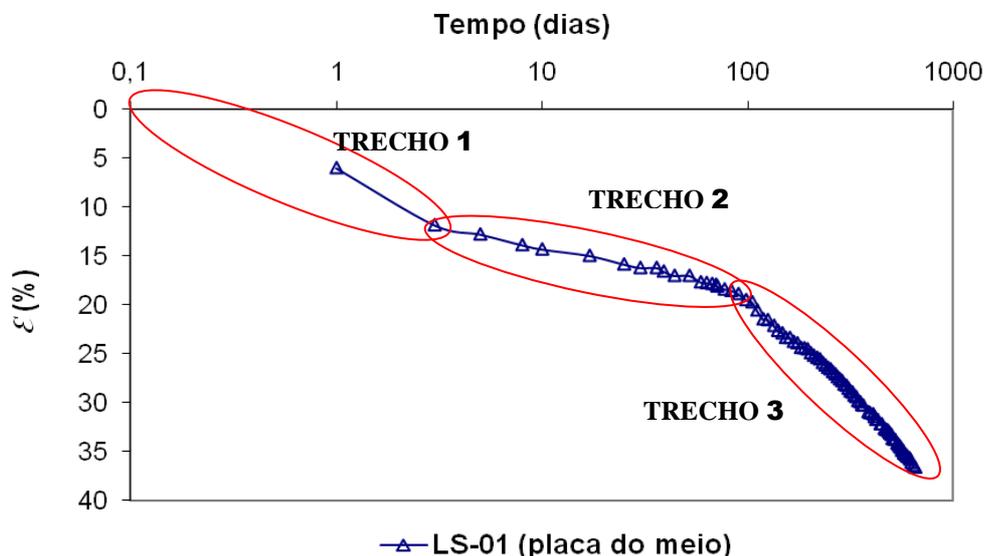


Figura 6.1- Curva de ε vs $\log t$ (lisímetro LS-01, camada fina).

No lisímetro LS-01, a 2ª fase de deformação vertical foi registrada a partir de 3 dias após o aterramento. Estas deformações sob influência estritamente mecânicas foram desenvolvidas até os 90 dias de aterramento. Desta maneira a partir dos dados apresentados na Tabela 6.1 e usando a Equação 6.17, apresenta-se na Figura 6.2 a retroanálise das deformações da 2ª fase do LS-01.

Tabela 6.1- Parâmetros de para estimativa das deformações da 2ª fase de deformação vertical (lisímetro LS-01, camada fina).

Parâmetros	Valores
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	137
Tempo inicial “ t_i ” (dias)	3
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	66,05
Coefficiente de compressão da 2ª fase de deformação; obtido a partir da Equação 6.2	0,048
Deformação registrada da 1ª fase (ε_1)	0,12

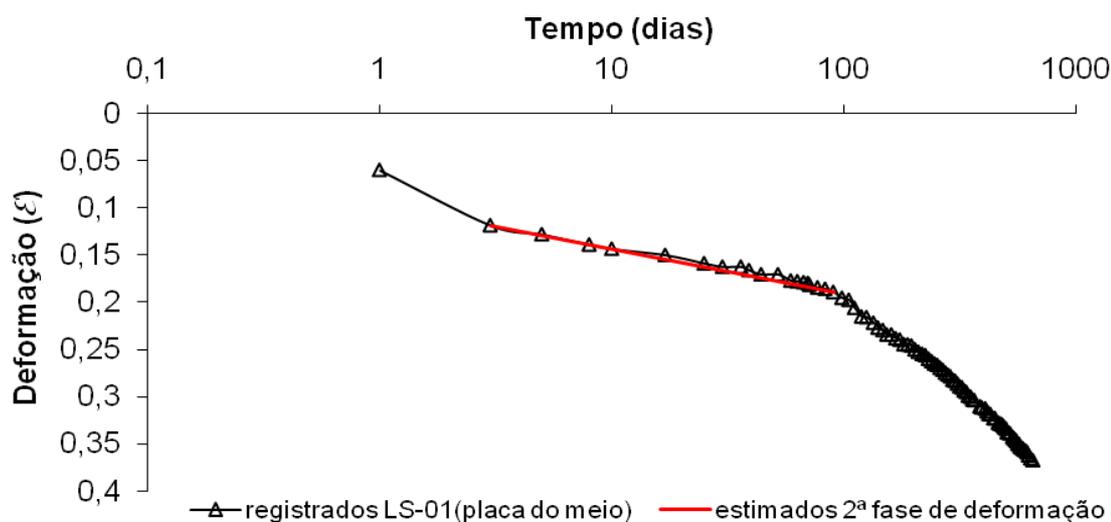


Figura 6.2- Correlação entre as deformações registradas e estimadas, 2ª fase de deformação (modelo acoplado, LS-01).

A partir dos dados apresentados na Tabela 6.2 e utilizando a Equação 6.20 é possível estimar as deformações verticais da 3ª fase. Portanto, a Figura 6.3 apresenta a correlação entre as deformações registradas e estimadas correspondentes à 3ª fase de deformações do LS-01.

Tabela 6.2- Parâmetros para estimativa das deformações da 3ª fase de deformação vertical (lisímetro LS-01, camada fina).

Parâmetros	Valores
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	137
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	66,05
Massa orgânica disposta no LS-01 (kg)	2246
Massa específica adotada da massa orgânica (gr/cm^3)	1,00
Deformação orgânica total devido à biodegradação ($\mathcal{E}_{org.-nat.}$), calculada a partir da proporção volumétrica inicial de cada componente	0,23
Tempo de início da bioconversão das massas “ t_k ” (dias)	90
Recalque registrado aos 90 dias (cm)	25,85
Constante de degradação cinética da primeira ordem “ k ” (t^{-1})	0,002

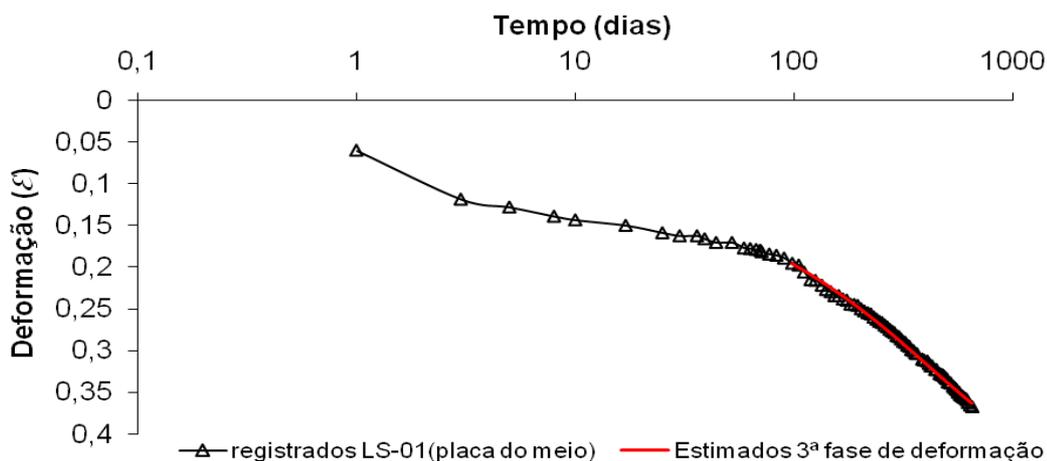


Figura 6.3- Correlação entre as deformações registradas e estimadas, 3ª fase de deformação (modelo acoplado, LS-01).

Finalmente a Figura 6.4 apresenta a correlação entre as deformações totais registradas e estimadas (2ª e 3ª fase de deformação).

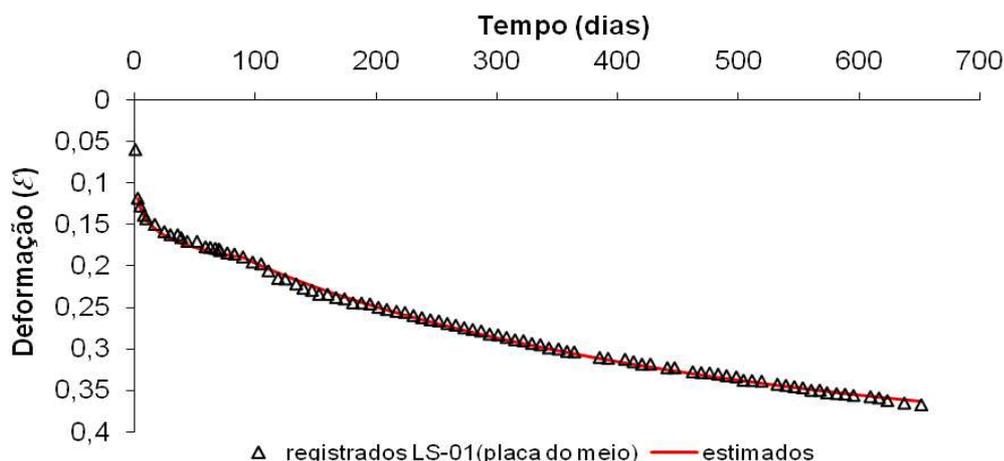


Figura 6.4- Correlação entre as deformações registradas e estimadas globais (modelo acoplado, LS-01).

Pelos resultados obtidos nas Figuras 6.2, 6.3 e 6.4, observam-se uma boa correlação entre as deformações registradas e as estimadas, tanto para a 2ª e 3ª fase de deformação. Desta maneira a aplicabilidade das Equações 6.17 e 6.20 do novo modelo acoplado desenvolvido nesta pesquisa, mostram-se satisfatórias.

6.2.2. LISÍMETRO EXPERIMENTAL (L1) DE ALCÂNTARA

A partir dos resultados obtidos do lisímetro L1 desenvolvido por Alcântara (2007) é feito uma análise de correlação entre deformações registradas e estimadas. Isto com a finalidade de validar as Equações 6.17 e 6.20 aplicadas a resultados de outros pesquisadores.

A continuação, para aplicabilidade das equações 6.17 e 6.20 a Tabela 6.3 apresenta os parâmetros registrados no lisímetro L1. Assim também, as Figuras 6.5, 6.6 e 6.7 mostram as correlações entre as deformações registradas e estimadas.

Tabela 6.3- Parâmetros para estimativa das deformações da 2ª e 3ª fase de deformação vertical (lisímetro L1, Alcântara 2007).

Parâmetros	Valores
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	250
Tempo inicial “ t_I ” (dias)	7
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	45,5
Coefficiente de compressão da 2ª fase de deformação; obtido a partir da Equação 6.2	0,0361
Deformação registrada da 1ª fase (\mathcal{E}_I)	0,029
Massa orgânica disposta no LS-01, valor estimado (kg)	2460
Massa específica adotada da massa orgânica (gr/cm^3)	1,00
Deformação orgânica total devido à biodegradação ($\mathcal{E}_{org.-nat.}$), calculada a partir da proporção volumétrica inicial de cada componente	0,31
Tempo de inicio da bioconversão das massas “ t_k ” (dias)	317
Constante de degradação cinética da primeira ordem “ k ” (t^{-1})	0,0013

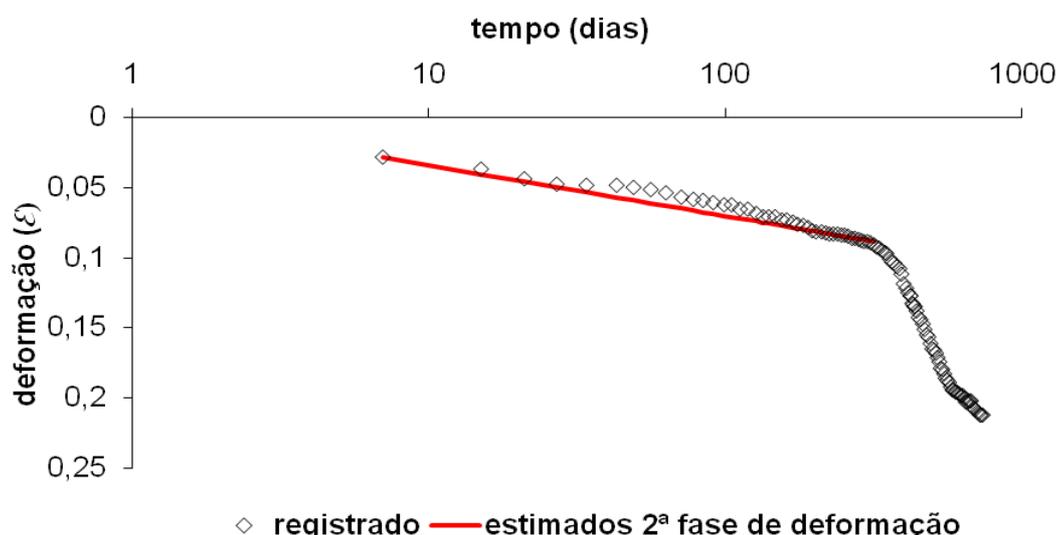


Figura 6.5- Correlação entre as deformações registradas e estimadas, 2ª fase de deformação (modelo acoplado, lisímetro L1 de Alcântara 2007).

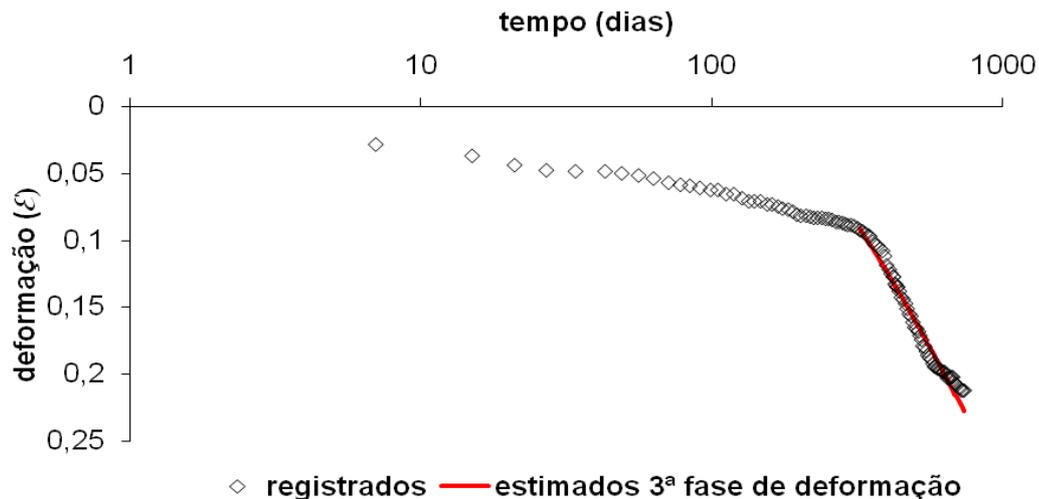


Figura 6.6- Correlação entre as deformações registradas e estimadas, 3ª fase de deformação (modelo acoplado, lisímetro L1 de Alcântara 2007).

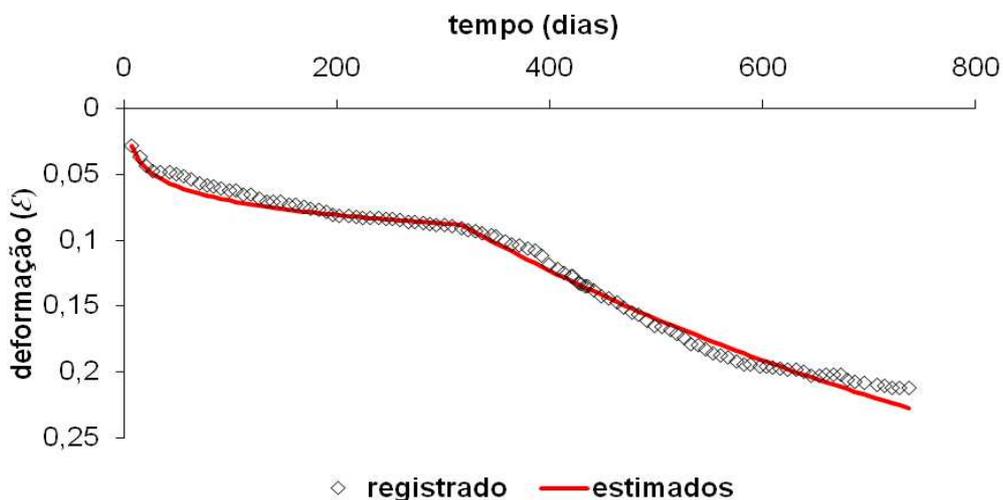


Figura 6.7- Correlação entre as deformações registradas e estimadas globais (modelo acoplado, lisímetro L1 de Alcântara 2007).

Pelo observado nas Figuras 6.5, 6.6 e 6.7, as deformações estimadas pelas equações 6.17 e 6.20 apresentam comportamentos próximos às deformações registradas no lisímetro L1. Comenta-se novamente, que em condições reais as taxas (velocidade) de deformações verticais da 3ª fase estão influenciadas pela variabilidade das taxas de decomposição do RSU. Por tal motivo, a correlação mostrada na Figura 6.6 entre as deformações registradas e estimadas da 3ª fase, não apresenta um ajuste muito perfeito.

6.2.3. CASO APLICATIVO LISÍMETRO LS-02

Pela análise feita no Item 5.3, no lisímetro LS-02 os fenômenos de decomposição da matéria orgânica começaram poucos dias após ter-se colocado a camada de cobertura. Isto em

virtude das condições apropriadas geradas pelo tipo de material utilizado como camada de cobertura (material granular). Conseqüentemente, a análise feita no Item 5.3 indica que na curva ε vs $\log t$ só é possível definir as deformações verticais da 1ª fase e as deformações verticais da 3ª fase.

Com a intenção de corroborar a análise feita no Item 5.3, a Figura 6.8 apresenta para o lisímetro LS-02 a correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas com a Equação 6.20 (equação representativa da 3ª fase de deformações verticais). Na Tabela 6.4 são apresentados alguns parâmetros necessários no uso da Equação 6.20.

Tabela 6.4- Parâmetros de para estimativa das deformações da 3ª fase de deformação vertical (lisímetro LS-02, camada granular).

Parâmetros	Valores
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	145
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	46,3
Deformação registrada da 1ª fase (\mathcal{E}_1)	0,123
Deformação orgânica total devido à biodegradação ($\mathcal{E}_{org.-nat.}$), calculada a partir da proporção volumétrica inicial de cada componente	0,18
Tempo de inicio da bioconversão das massas “ t_k ” (dias)	5
Constante de degradação cinética da primeira ordem “ k ” (t^{-1})	0,0076

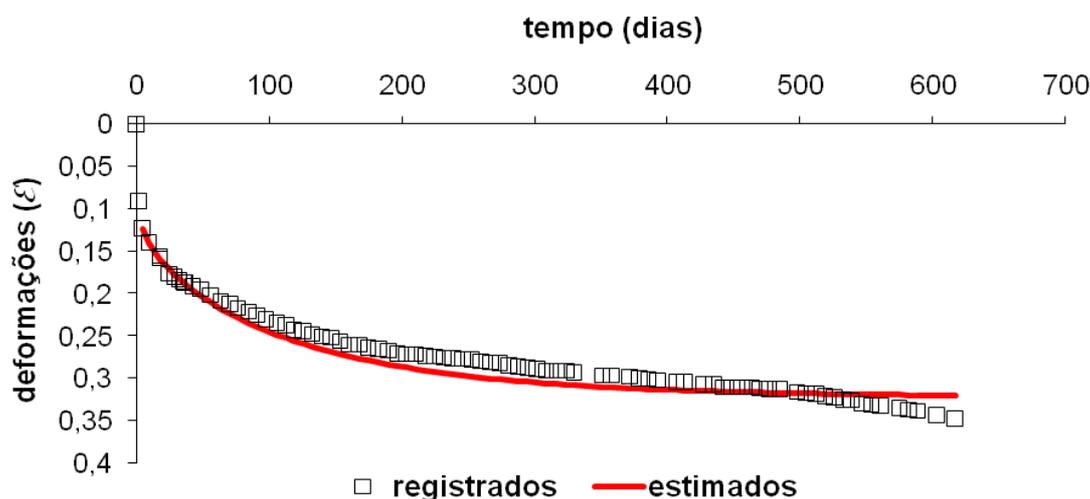


Figura 6.8- Correlação entre as deformações registradas e estimadas, 3ª fase de deformação (modelo acoplado, LS-02).

Pelo observado na Figura 6.8, a curva das deformações estimadas mantém um comportamento similar à curva de deformações registradas. É importante lembrar que o

lisímetro LS-2 foi submetido às condições de monitoramento sob umidade de capacidade de campo dos RSU, alterando assim, o comportamento normal das deformações (Item 5.2).

6.2.4. CASO APLICATIVO NAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS CEL-01 E CEL-04

Da mesma forma que no lisímetro LS-02, as células CEL-01 e CEL-04 apresentaram como camadas de coberturas um material granular (entulho de obra). A partir da análise feita no Item 5.3, foram distinguidas para ambas as células supramencionadas (CEL-01 e CEL-04) os trechos de deformação correspondentes a 2ª fase e 3ª fase.

Com o propósito de fazer uma análise de correlação entre as deformações registradas e as estimadas da 2ª fase de deformações verticais, mostra-se a continuação a Tabela 6.5 e a Figura 6.9.

Tabela 6.5- Parâmetros de para estimativa das deformações verticais usando a Equação 6,17 (CEL-01 e CEL-04, camada granular).

Parâmetros	CEL-01	CEL-04
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	325,4	373
Tempo inicial “ t_1 ” (dias)	8	8
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	46,14	54
Coefficiente de compressão da 2ª fase de deformação; obtido a partir da Equação 6.2	0,036	0,041
Deformação registrada da 1ª fase (\mathcal{E}_1)	0,040	0,13

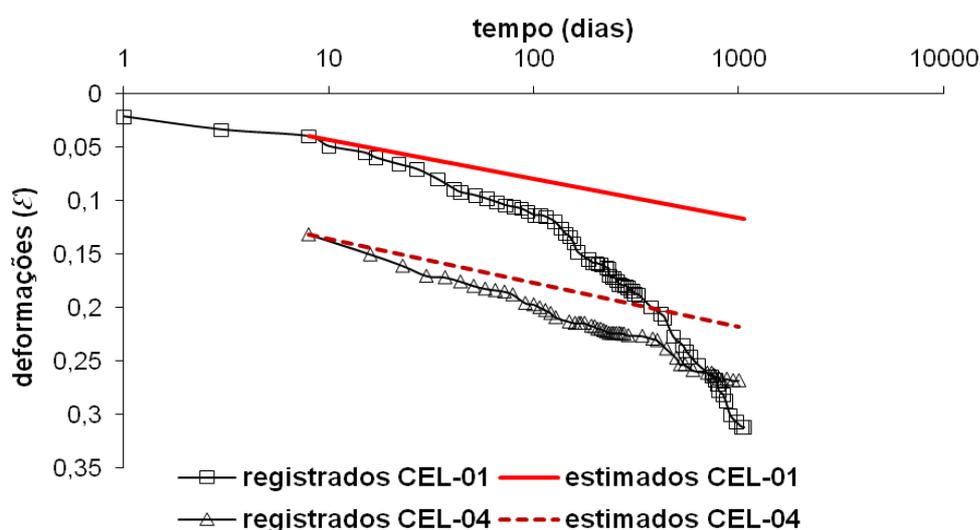


Figura 6.9- Correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando a Equação 6,17 (CEL-01 e CEL-04, camada granular).

Pelo observado na Figura 6.9, não existe uma correlação satisfatória entre as deformações registradas e as deformações estimadas a partir da Equação 6.17, tanto para a

célula CEL-01 como para a célula CEL-04. Em virtude de que a Equação 6.17 é aplicada para condições de compressibilidade sob influências propriamente mecânicas (2ª fase de deformação), acredita-se que nas células CEL-01 e CEL-04 a influência da biodegradação nas deformações dos RSU começou poucos dias após o aterramento. Isto, provavelmente, devido às condições geradas pelas camadas de coberturas granulares (entulho de obra) e pelas condições climáticas do local.

Considerando que a influência da decomposição dos resíduos nas deformações verticais começou para as Células CEL-01 e CEL-04 poucos dias após o aterramento, a Figura 6.10, apresenta a correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas a partir da Equação 6.20. Para isto, a Tabela 6.6 apresenta os parâmetros necessários na aplicação da Equação 6.20.

Tabela 6.6- Parâmetros de para estimativa das deformações verticais usando a Equação 6,20 (CEL-01 e CEL-04, camada granular).

Parâmetros	CEL-01	CEL-04
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	325,4	373
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	46,14	54
Deformação registrada da 1ª fase (\mathcal{E}_1)	0,040	0,13
Deformação orgânica total devido à biodegradação ($\mathcal{E}_{org.-nat.}$), calculada a partir da proporção volumétrica inicial de cada componente	0,32	0,33
Tempo de início da bioconversão das massas “ t_k ” (dias)	8	8
Constante de degradação cinética da primeira ordem “ k ” (t^{-1})	0,00135	0,0003

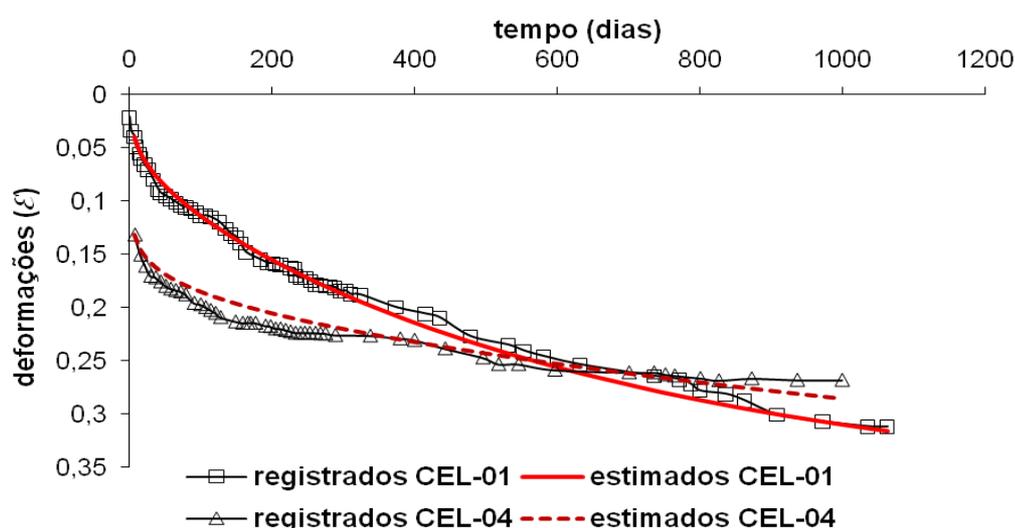


Figura 6.10- Correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando a Equação 6,20 (CEL-01 e CEL-04, camada granular).

Comparando as Figuras 6.10 e 6.9, poderíamos argumentar que a Equação 6.20 mostrou melhor ajuste de correlação em comparação à Equação 6.17. Desta maneira, considerando que

a Equação 6.20 é aplicada às deformações geradas após o início da bioconversão da massa orgânica, ratifica-se novamente, que as deformações sob influência da decomposição do RSU começaram nas células CEL-01 e CEL-04 poucos dias após o aterramento.

6.2.5. CASO APLICATIVO NAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS CEL-02 E CEL-03

Da mesma forma que nas células CEL-01 e CEL-04, são feitas para as células CEL-02 e CEL-03 as análises de correlações entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando a Equação 6.17. Desta maneira, a Tabela 6.7 apresenta os parâmetros necessários na aplicação da Equação 6.17. Seguidamente a Figura 6.11 mostra tanto para a célula CEL-02 como para a célula CEL-03, as correlações entre as deformações registradas e as deformações estimadas com a Equação 6.17.

Tabela 6.7- Parâmetros de para estimativa das deformações verticais usando a Equação 6,17 (CEL-02 e CEL-03).

Parâmetros	CEL-02	CEL-03
Altura inicial " H_0 " (cm)	335	330
Tempo inicial " t_j " (dias)	22	23
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	46,14	54
Coefficiente de compressão da 2ª fase de deformação; obtido a partir da Equação 6.2	0,036	0,041
Deformação registrada da 1ª fase (\mathcal{E}_j)	0,072	0,079

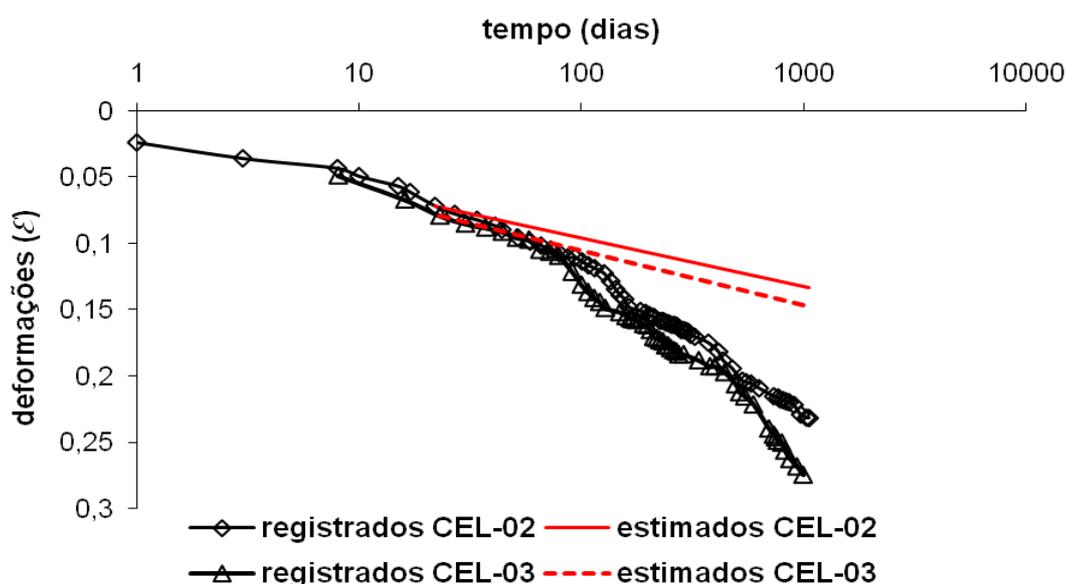


Figura 6.11- Correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando a Equação 6,17 (CEL-02 e CEL-03, camada granular).

Pelo observado na Figura 6.11, não existe correlação satisfatória entre as deformações registradas e as deformações estimadas na célula CEL-02. Por conseguinte a Equação 6.17 não se aplica na retroanálise da CEL-02. Isto em virtude de que os fenômenos de decomposição do RSU devem ter começado aos 22 dias após a 1ª fase de deformação, influenciando assim, nas deformações verticais.

No caso da CEL-03 (Figura 6.11), após os 23 dias (fim da 1ª fase de deformação) até os 58 dias de aterramento, observa-se uma correlação satisfatória entre as deformações registradas e estimadas. Desta maneira é demonstrada a aplicabilidade da Equação 6.17 neste trecho de deformações (23 até os 58 dias), indicando assim, o desenvolvimento da 2ª fase de deformação na célula CEL-03.

As Figuras 6.12 e 6.13 mostram respectivamente para as células CEL-02 e CEL-03, as correlações entre as deformações registradas e as deformações estimadas pela Equação 6.20 (3ª fase de deformações). Para isso, a Tabela 6.8 apresenta os parâmetros necessários para a aplicação da Equação 6.20.

Tabela 6.8- Parâmetros de para estimativa das deformações verticais usando a Equação 6,20 (CEL-02 e CEL-03).

Parâmetros	CEL-02	CEL-03
Altura inicial “ H_0 ” (cm)	335	330
% massa orgânica natural [$M_{org.-nat.}$]	46,14	54
Deformação registrada no tempo “ t_k ” (\mathcal{E})	0,072	0,097
Deformação orgânica total devido à biodegradação ($\mathcal{E}_{org.-nat.}$), calculada a partir da proporção volumétrica inicial de cada componente	0,31	0,37
Tempo de inicio da bioconversão das massas “ t_k ” (dias)	22	58
Constante de degradação cinética da primeira ordem “ k ” (t^{-1})	0,00055	0,0006

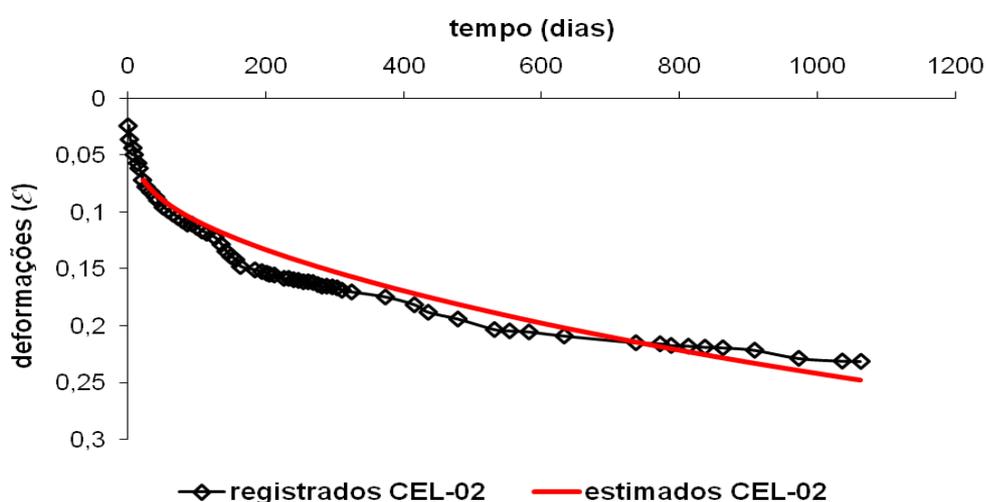


Figura 6.12- Correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando a Equação 6,20 (CEL-02).

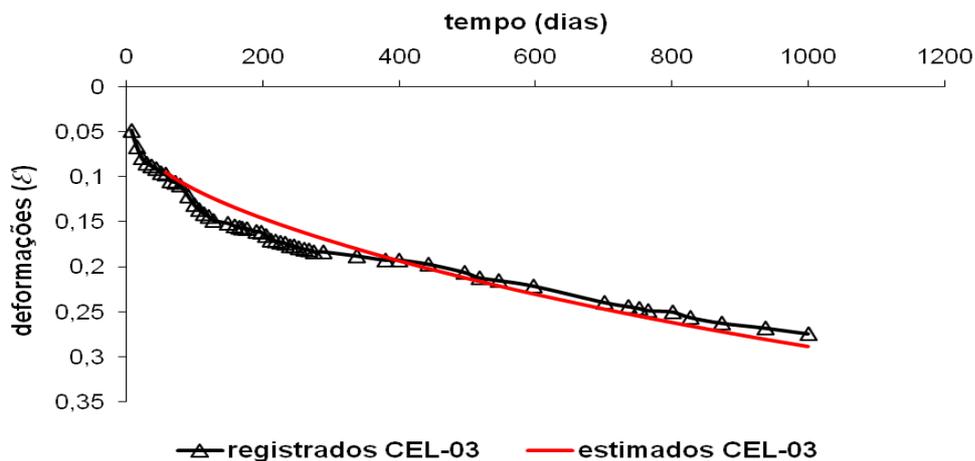


Figura 6.13- Correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando a Equação 6,20 (CEL-03).

Pelo observado nas Figuras 6.12 e 6.13, embora os comportamentos das deformações estimadas apresentem a mesma tendência que as deformações registradas, o ajuste entre ambas não é tão bom. Isto devido às irregularidades nos comportamentos das deformações da 3ª fase registradas tanto na célula CEL-02 como na célula CEL-03. É importante mencionar que na célula CEL-02 o tempo “ t_k ” (22 dias aproximadamente) é registrado imediatamente após o termino das deformações da 1ª fase (Figura 6.11). Já no caso da célula CEL-03, o tempo “ t_k ” é registrado aos 58 dias após o término das deformações da 2ª fase.

Finalmente a Figura 6.14 apresenta para a célula CEL-03 a correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando as Equações 6.17 (2ª fase de deformação vertical) e 6.20 (3ª fase de deformação vertical).

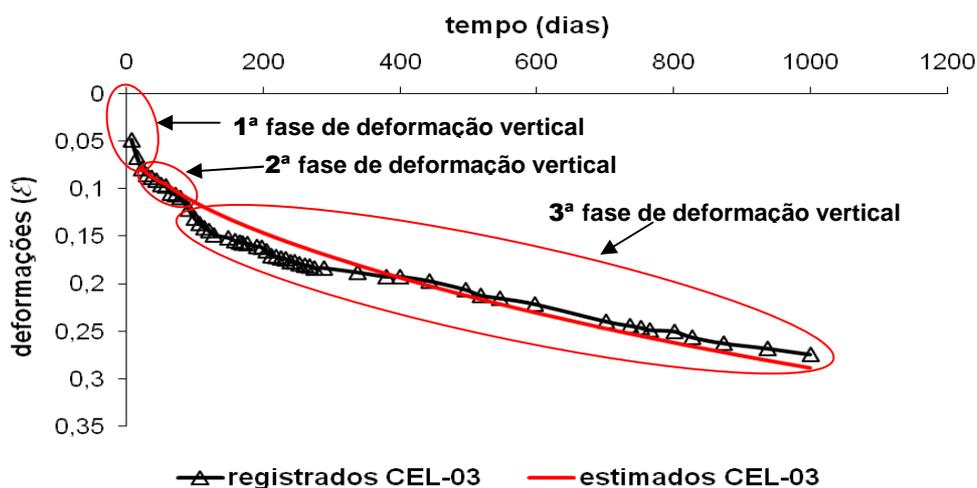


Figura 6.14- Correlação entre as deformações registradas e as deformações estimadas usando as Equações 6.17 e 6,20 (CEL-03).

CAPÍTULO 7

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

7.1. CONCLUSÕES

Dos resultados obtidos e das análises feitas desta pesquisa de doutorado, a continuação são argumentadas as conclusões finais.

- a) A partir da análise dos ensaios de compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos, pode-se concluir:
- Em virtude de sua composição física heterogênea e propriedades mais complexas, o comportamento mecânico dos resíduos sólidos difere do comportamento dos solos. Portanto, deve-se ter o cuidado em utilizar as ferramentas da mecânica dos solos aplicadas a resíduos sólidos urbanos;
 - Porcentagens significativas de materiais orgânicos presentes nos resíduos sólidos podem alterar o comportamento padrão de uma curva de adensamento num ensaio edométrico, devido às mudanças das propriedades mecânicas dos materiais orgânicos sob influência de um carregamento;
 - Para resíduos sólidos urbanos com teores orgânicos menores as 55% (porcentagem peso seco), foi observado que a curva deformação (ϵ) versus logaritmo do tempo ($\log t$) define dois trechos de deformação. O primeiro trecho resulta ser de curta duração (1 a 4 minutos), caracterizando assim uma 1ª fase de deformações. Seguidamente as deformações tendem a apresentar um comportamento linear em função do tempo, caracterizando assim uma 2ª fase de deformações;
 - As deformações verticais da 1ª fase são principalmente provocadas pelo rearranjo das partículas, redução dos macroporos (espaços vazios entre partículas), eliminação de água dos macroporos e, à alta deformabilidade de alguns elementos de RSU;

- O parâmetro obtido da curva de compressibilidade sob influência de carregamentos, nesta pesquisa, é denominado como coeficiente de compressão da 1ª fase de deformações verticais (C'_c);
 - Numa curva de compressibilidade de resíduos sólidos, podem ser determinados diferentes valores de C'_c . Isto devido às mudanças rápidas das propriedades mecânicas dos elementos inicialmente constituídos em parte por líquidos e gases na sua composição (materiais orgânicos);
 - As deformações verticais da 2ª fase são provocadas pelos mecanismos de *creep* (deformação lenta das partículas de RSU), ravinamento, pela redução dos vazios dos microporos presentes em alguns elementos de RSU (especialmente materiais orgânicos). Assim também, a dissipação dos gases e líquidos que fazem parte da composição de alguns elementos nos RSU (principalmente material orgânico);
 - O parâmetro de compressibilidade determinado no trecho reto da curva de adensamento, nesta pesquisa, é denominado como coeficiente de compressão da 2ª fase de deformações verticais (C'_s);
 - Pelos resultados obtidos nesta pesquisa, é importante mencionar que para os resíduos com teores orgânicos menores a 55% (peso seco), o coeficiente de compressão C'_s é pouco afetado pelo índice de vazios, praticamente independente das sobrecargas e do peso específico aparente inicial da amostra;
 - Finalmente, para resíduos sólidos urbanos com teores orgânicos menores a 55% (peso seco), foi observada uma relação linear entre o teor orgânico e o coeficiente de compressão (C'_s) da 2ª fase de deformações.
- b)** A partir do desenvolvimento e monitoramento das células e lisímetros experimentais, pode-se concluir:
- A partir da análise feita no lisímetro LS-02 em função do comportamento da curva de umidade e das taxas de deformações verticais, pode-se concluir que o incremento significativo do teor de umidade nos resíduos sólidos, próximo à capacidade de campo, pode diminuir as magnitudes das taxas de deformações nos aterros sanitários;

- Nesta pesquisa tanto para as células quanto para os lisímetros experimentais, foram definidas duas faixas de bioestabilização nos resíduos sólidos: inicialmente uma faixa ácida ($\text{pH} < 7$) caracterizada pelas concentrações altas de DQO, ST e STV; em seguida uma segunda faixa alcalina ($\text{pH} > 7$) por apresentar concentrações baixas de DQO, ST e STV;
- A faixa de transição da ácida para alcalina é caracterizada pela queda brusca das concentrações de DQO, ST e STV. Desta maneira é assumido que nesta faixa de transição inicia-se o desenvolvimento da decomposição metanogênica dos resíduos sólidos urbanos. A decomposição metanogênica é caracterizada pela bioconversão da massa sólida degradável em gás natural (principalmente o metano);
- A curva deformação (\mathcal{E}) versus logaritmo do tempo ($\log t$), tanto para os lisímetros como para as células experimentais, definem geralmente 3 trechos de deformações com inclinações diferentes. O primeiro trecho resulta ser de curta duração menor que 30 dias após o aterramento da célula. Um segundo trecho de comportamento linear das deformações com o tempo, apresentando inclinação menor que o primeiro trecho. Finalmente um terceiro trecho de deformações caracterizado por apresentar um ângulo de inclinação maior que o trecho anterior.
- Pelos resultados obtidos nesta pesquisa, é assumido que o primeiro trecho de deformações registrados nas células (lisímetros e células experimentais) é similar à 1ª fase de deformações verticais registrada nos ensaios edométricos;
- O segundo trecho de deformações registrado nas células (lisímetros e células experimentais), em termos de bioestabilização, é caracterizado pelas maiores concentrações de DQO, ST e STV. Desta maneira, os resultados obtidos mostraram que enquanto não ocorre a bioconversão da massa degradável em gás natural, o comportamento do segundo trecho de deformações é similar ao comportamento da 2ª fase de deformações registrada nos ensaios edométricos.
- Finalmente, o início do desenvolvimento do terceiro trecho de deformações verticais registrado nas células (lisímetros e células experimentais), é caracterizado pela queda brusca das concentrações de DQO, ST e STV. Portanto, nesta pesquisa é assumido que as deformações do terceiro trecho são principalmente influenciadas pela

bioconversão do material orgânico em gás natural (fase metanogênica de decomposição). Desta maneira, para fins do modelamento matemático, optou-se por denominar de 3ª fase de deformações verticais as deformações do terceiro trecho.

c) A partir do desenvolvimento e aplicação do novo modelo acoplado pode-se concluir:

- Com a finalidade de validar as duas primeiras parcelas de equações da formulação de modelo de Bjarngard & Edgers (1990) foram realizados ensaios de compressão confinada de resíduos sólidos urbanos. Desta maneira, considerando que Bjarngard & Edgers (1990) se baseiam na teoria de adensamento de Terzaghi aplicada para solos, conclui-se que, embora existam diferenças em termos de comportamento entre os solos e os resíduos sólidos, resulta satisfatória a aplicação das equações da teoria de Terzaghi;
- O novo modelo acoplado de previsão de deformações verticais em maciços sanitários desenvolvido nesta pesquisa, caracteriza-se por estar constituído por três parcelas de deformações verticais. As parcelas são denominadas respectivamente de 1ª fase, 2ª fase e 3ª fase de deformações verticais;
- Pelos resultados obtidos, conclui-se novamente, que as deformações da 1ª e 2ª fase são geradas estritamente pelos mecanismos propriamente mecânicos sem influência da decomposição do RSU. Já no caso do modelamento das deformações da 3ª fase, é assumido que estas são influenciadas principalmente pela bioconversão da massa sólida degradável em gás natural.
- A 1ª fase de deformações está representada pela formula utilizada na teoria de adensamento primário (Equação 6.15). No entanto o parâmetro de compressibilidade desta equação é denominado de coeficiente de compressão da 1ª fase de deformação;
- Na simulação das deformações da 2ª fase, os resultados dos ensaios edométricos de RSU mostraram a aplicação satisfatória da formulação de adensamento secundário utilizados para solos (Equação 6.16). Assim, em virtude da dependência direta do coeficiente de compressão da 2ª fase em função do teor orgânico, foi desenvolvida uma nova equação (Equação 6.17) usada na aplicação do novo modelo acoplado.

- Para o desenvolvimento da equação representativa das formações sob influência absoluta da decomposição do RSU, foi tomada como base a equação cinética de primeira ordem. Assim também, foi assumido que as deformações mecânicas (creep e ravinamento) da 2ª fase continuam a se desenvolver após tempo do início da bioconversão (t_k). Portanto, a equação representativa para previsão das deformações totais numa camada de RSU a partir do tempo t_k , é considerada como 3ª fase de deformação, a qual envolve as deformações propriamente mecânicas e as deformações sob influência da biodegradação (Eq. 6.20).
- No modelo acoplado desenvolvido, assume-se que a decomposição dos resíduos ocorre a partir do tempo “ t_k ”, conseqüentemente, a deformabilidade dos maciços sanitários sob influência da decomposição do RSU é controlada em função de uma constante de degradação cinética da primeira ordem (k').
- A constante de degradação cinética da primeira ordem (k') é determinada para o melhor ajuste entre as deformações registradas e estimadas. Desta maneira, nesta pesquisa a aplicação do novo modelo acoplado mostrou valores de k' desde 0,0003 dia⁻¹ até 0,0076 dia⁻¹.
- Embora no modelo proposto, o parâmetro k' seja uma constante de degradação cinética da primeira ordem, em situações reais, pode ocorrer variabilidade da taxa (velocidade) de decomposição do material orgânico. Por tanto, num maciço sanitário o parâmetro k' não necessariamente pode-se comportar como uma constante, esta pode estar influenciada pela variabilidade da umidade dos RSU, temperatura, condições climáticas e pela atividade microbiana.
- Pelos resultados obtidos na retroanálise das deformações registradas tanto nos lisímetros como nas células experimentais, a aplicação do novo modelo acoplado mostra-se satisfatório. Desta forma, as três parcelas de deformações registradas num maciço sanitário (trecho 1, trecho 2 e trecho 3) podem ser simuladas pelo novo modelo desenvolvido.

7.2. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- A realização de mais ensaios de compressão confinada em resíduos sólidos urbanos, com a finalidade de validar ainda mais os gráficos de correlação entre os valores de coeficientes de compressão (C'_s) da 2ª fase de deformação em função dos teores orgânicos presentes nos resíduos.
- Fazer um estudo da aplicação do novo modelo acoplado para previsão de deformações totais sob o conceito de superposição de efeitos das diversas camadas que constituem o aterro sanitário. Isto implicaria o cálculo cumulativo das deformações de cada camada, devido às fases de compressão diferentes que podem apresentar (1ª fase de deformações, 2ª fase de deformações e 3ª fase de deformações), dependendo do tempo de disposição e carregamentos aplicados sobre estas.
- Desenvolver mais trabalhos vinculados à aplicabilidade do novo modelo, de tal forma que permita conhecer a faixa de variabilidade dos valores da constante de degradação cinética da primeira ordem (k').

BIBLIOGRAFIA

- ABNT (1992). Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. NBR 8419, 7p.
- Abreu, Ricardo Coelho de. (2000). Compressibilidade de maciços sanitários. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Escola Politécnica da universidade de São Paulo: 241 p.
- Adani, F., Tambone, F., Gotti, A. (2004). Biostabilization of municipal solid waste. Waste Management Journal. 24: 775 – 783. ELSEVIER (www.elsevier.com/locate/wasman).
- Alcântara, P. B. (2007). Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados. Tese de Doutorado, Departamento em Engenharia Civil, Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco/PE.
- Alcântara, P. B., Monteiro, V. E. D., Palha, M. P., Araújo, J. M., JUCÁ, J. F. T. (2005) Construção e monitoramento de uma célula experimental de RSU em escala reduzida. In: 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande. 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- Alciturri, J. M. S. (2000). Comportamiento geotécnico de vertederos de residuos urbanos. Seminario sobre aspectos geotécnicos do projeto e construção de aterros de resíduos. LNEC, Lisboa, Portugal. Pp. 1 – 22.
- APHA – American Public Health Association (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington, 1998. 1220 p.
- Barros, H. L. (2004). Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por Meio de Lisímetros de Grandes Dimensões. Dissertação de Mestrado, programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Minas Gerais. 125p.
- Bidone, F. R. A., Povinelli, J. (1999). Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos. São Carlos: EESC/USP, 120p.
- Bjarngard, A., Edgers, L. (1990). Settlement of municipal solid waste landfills. Proc., 13th Annual Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp: 192-205.
- Blight, G.E., Ball, J.M., Blight, J.J. (1992). “Moisture and suction in sanitary landfill in semiarid areas.” Journal of Environmental Engineering. ASCE, 118 (6), pp: 865 – 877.
- Boni, M. R., Chiavola, A., Sbaffoni, S. (2006). Pretreated waste landfilling: relation between leachate characteristics and mechanical behaviour. Waste Management Journal, Vol. 26, Issue 10, pp: 1156 – 1165.
- Borba, S. M. P. (2006). Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso. Dissertação de Mestrado, COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 134p.
- Boscov, M.E.G. (2008). Geotecnia Ambiental. Oficina de textos. São Paulo, SP. 248 p.

- Carvalho, M. F. (1999) Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos. Tese de Doutorado-EESC-USP-São Carlos, 300p.
- Carvalho, A. R. (2002). Percâmetro: Um novo equipamento para medidas de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos. Desenvolvimento e aplicação no aterros sanitário de Santo André – São Paulo. Dissertação de Mestrado - Pós graduação em Engenharia Civil – UFV – Viçosa –MG, 102p.
- Castilhos, A. B., Medeiros, P. A., Firta, L. N., et al (2003). PROSAB, Alternativa de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos Para Pequenas comunidades, Capítulo 2: Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. Florianópolis, Brasil, pp: 19-50.
- Castilhos Jr., A. B. (1991). Produção de Biogás e Líquidos Percolados em Aterros Sanitários. Revista Saneamento Ambiental, São Paulo, n. 12, pp:28 -33.
- Catapreta, C. A. A. ; [Simões, G. F.](#) ; Barros, R. T. V. (2006) . Avaliação da densidade de resíduos sólidos urbanos dispostos em um aterro experimental. In: XXX Congresso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2006, Punta del Este. Anais do XXX Congresso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta del Este : AIDIS, 2006.
- Chen, Y. C., Chen, K. S., Wu, C. H. (2003). Numerical Simulation of gas flow around a passive vent in a sanitary landfill. Journal of Hazardous Materials B100, pp: 39-52.
- Cintra, F. H., Hamada, J., Filho, G. S. C. (2002). Fatores que Afetam a Qualidade do Chorume Gerado em Aterro Controlado de Resíduos Sólidos Urbano. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória – Espírito Santo, ABES, set. 2002, p 1 -7.
- Comlurb (2005). Caracterização Gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares do município do Rio de Janeiro – 2005. <[www2.rio.rj.gov.br/comlurb/ma_1coletado.asp# comp_grav](http://www2.rio.rj.gov.br/comlurb/ma_1coletado.asp#comp_grav)> [acessado em Janeiro 2007].
- Cotrim, S. L., (1997). Filtros Aeróbios percoladores aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários antigos. Dissertação de mestrado-Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal de Rio Grande do Sul: 98p.
- Coumoulos, D. G., Koryalos, T. P. (1997) Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. Proc., 14th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Hamburg, Germany, V.3, pp: 1807 1811.
- Coumoulos, D. G., Koryalos, T. P., Metaxas, I. L., Gioka, D. A. (1995). Geotechnical investigation at the main landfill of Athens. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Symposium, S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy, October 1995, pp: 885 – 895.
- Dellabianca, S. M. A. (2001) Projeto, Construção e Monitoramento de Células de Resíduos Sólidos com Aceleração da Decomposição. Dissertação de mestrado; Departamento de Engenharia Civil-UnB.

- Dixon, N., Jones, D.R.V. (2005). Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes Journal*. V. 23 (2005), pp: 205 – 233.
- Dixon, N., Langer U. (2006). Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties. *Waste Management Journal*. V. 26 (2006), pp: 220 – 232.
- Durmusoglu E, Sanchez IM, Corapcioglu MY (2006) Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. *Environmental Geology Journal*, 50, pp: 773 – 786.
- Edgers, L., Noble, J. J., Williams, E. (1992). A biologic model for long-term settlement in landfills. *Environmental geotechnology*, M. A. Usmen and Y. B. Acar, eds., A. A. Balkema, Rotterdam, the Netherlands, pp: 177 – 184.
- Egreja F., F. B. (1996) Relatório de atividades de consultoria junto à Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte. Belo Horizonte: [s.n.], 1996.
- El-Fadel, M., Khoury, R. (2000). Modeling settlement in MSW landfills: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(3), pp 327-361.
- El-Fadel, M., and Massoud, M. (2002). GHG emissions from solid waste and wastewater management: Mitigation perspectives in developing vs. developed countries. *World Resources Review* 14 (2), pp: 251–265.
- EPA. (2005). First – Order kinetic gas generation model parameters for wet land fills. Environmental Protection Agency (EPA)/ United States. EPA-600/R-05/072 – June 2005.
- Faculty Of Engineering Kasetsart University (2004). Enhancement Of Solid Waste Degradation Using Different Operating Techniques In Bioreactor Landfill. Asian Institute Of Technology. Draft Final Report, March 2004, Bangkok Thailand, 103 p.
- Fassett, J.B., Leonondro, G.A., and Repto, P.C. (1994). "Geotechnical properties of municipal solid wastes and prior use in landfill design." Proceedings, Waste Tech '94 Conference, National Solid Waste Management Association, Charleston, SC.
- Fungaroli, A., Steiner, R. (1979). Investigation of sanitary landfill behavior. Vol. 1, Final Report EPA-600-2-79-053a, Washington, D. C., USA.
- Gomes, C., Lopes, M. L., Lopes, M. G. (2005). A study of MSW properties of a Portuguese Lanfill. International Workshop, 2005, Grenoble. *Hidro-Phisico-Mechanics of Landfills*. Grenoble: LIRIGM; University France, 2005, p.4.
- González, G., Rustrián E., Houbron E., Zamora E. (2007). Humidity rate impact on biodegradation of municipal solid waste in Veracruz city, Mexico. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management And Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007.
- Gabr, M. A., Hossain, M. S., M. A., Barlaz. (2000). Solid waste settlement in landfills with leachete recirculation. *Geotechnical News Journal*, Vol. 18, No. 2, pp: 50 – 55.

- Gabr, M. A. & Valero, S.N. (1995). Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste. *Geotechnical Testing Journal*, GTJODJ, v. 18, n. 2, june. Pp: 241-251.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q. and Tancredi, G. (1995). Contribution to a technical classification of MSW. *Proceedings of the 5th Sardinia International Landfill Symposium*, S. Margherita Di Pula, Cagliari. Vol. II; pp: 703–710.
- HACH. (1998). *Procedures Manual – DR/2010 Spectrophotometer*. Oxygen demand chemical, reactor digestion method, pp: 572 – 578.
- Halvadakis, C. P., Robertson, A. P., Leckie, J. O. (1983). Land fill methanogenesis: literature review and critique. *Env. Eng. and Science*. Dept. of Civil Eng. Stanford University, 1983.
- Hartz, K. E., Klink, R. E., Ham, R. K. (1982). Temperature effects: methane generation from landfill samples. *J. Environ. Eng. Div. V. 108*, pp: 629 – 638.
- He, R., Shen, D., Wang, J., He, Y., Zhu, Y. (2005). Biological degradation of MSW in a methanogenic reactor using treated leachate recirculation. *Process biochemistry Journal*, Vol. 40, No. 12, pp: 3660–3666.
- Hettiarachchi, C. H., Meegoda, J. N., Tavantzis, J., Hettiaratchi, P. (2006). Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 139, Issue 3, pp: 514 – 522.
- Jessberger, H. L. (1994). *Geotechnical Aspects of landfill Design and Construction*. Part 1: Principles and Requirements. *Proc. Instn Civ. Engrs Geotechnical. Engineering*, V.107, p: 99 -104.
- Jiangying, L., Dimin, X., Youcai, Z., Shaowei, C., Guojian, L., Qi, Z. (2004). Long-Term monitoring and prediction for settlement and composition of refuse in shanghai laogang municipal landfill. *Environmental Management Journal*, Vol. 34, No. 3, pp: 441 – 448.
- Jucá, J. F. T., Monteiro, V. E. D., Melo, M. C. (2002). Monitorio ambiental de la recuperación del vertedero de residuos sólidos de Muribeca, Brasil – 1ª parte. **Resíduos**: Revista Técnica de Medio Ambiente. Espanha: Alegus. Ano 12, n.64, ene/feb (2002), pp. 100 – 106.
- Jucá, J. F. T., Maciel, (1999). Permeabilidade ao gás de um solo compactado não saturado. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO, Vol. 1, pp. 384-391, São José dos Campos – SP, Dez, 1999.
- Jucá, J. F. T., Cabral, J. J. P. S., Monteiro, V. E. D., Santos, S. M., Perrier Jr., G. S. (1997). Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil. *Proceedings of the International Symposium on Recent Development in soil and Pavement Mechanics*. Rio de Janeiro, Brasil, 1997, pp: 429 – 436.
- Junqueira, F. F. (2000) Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas de dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referencia ao aterro do Jóquei Clube – DF. 289

- p.Tese(Doutorado) Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, 2000.
- Knochenmus, G., Wojnarowicz, M., Van Impe (1998). Stability of Municipal Solid Waste. In: Proc. Of the Third International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Portugal, Sêco e Pinto (ed.), Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5809 006x, pp. 977 -1000.
- Kölsch, F. (1995). Material Values fro Some Mechanical properties of Domestic Waste. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy, October 1995, pp: 711 – 729.
- Landva A., Clark J. (1990) Geotechnics of waste fills- theory and practice. In Geotechnics of Waste Fills. Eds Landva and Knowles. ASTM Special Publication. Baltimore.
- Lange, L. C., Simões, G. F., Ferreira, Alves, C. F.; Santana, D. E. A. ; Garcia, L. N. (2002). Estudo Comparativo de Metodologias para Análises Físico-Químicas de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Viviana Maria Zanta Baldochi; Armando Borges de Castilhos Junior. (Org.). ALternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades. 1a ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2002, v. , pp: 67-74.
- Lange, L. C., Coelho, H. M., Alves D. E. W. S., Ferreira, C. F. A., Simões, G. F., Silva, F. V. B. (2002). Metodologias para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos. Rede Cooperativa de Pesquisas- Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades (PROSAB), pp: 200 – 221.
- Lefebvre, X., Lanini, S., Houi, H., (2000). The role of aerobic activity on refuse temperature rise, I. Landfill experimental study. Waste Management & Research Journal, 2000:18, pp: 444-452.
- Leite, V. D., Lopes, W. S., Filho, P. B., et al (2003) PROSAB, Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás, Capítulo 4: Bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos. Vitória -ES, Brasil. Pp: 95-119.
- Leite, V. D., Povinelli J. (1999). Comportamento dos Sólidos Totais no Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos e Industriais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Vol. 3, No. 2, pp: 229 – 232.
- Leonard, M. L., Floom, K. J., and Brown, S. (2000). "Estimating method and use of landfill settlement." *Proc., GeoDenver 2000 on Environmental Geotechnics*, Denver, Geotechnical Special Publication 105, ASCE, 1–15.
- Lima, A. L., Jucá, J. F. T., Brito, A. R., Melo, M. C. (2002). Estudos comparativos de diferentes metodologias para determinação de umidade e sólidos voláteis aplicadas em resíduos sólidos urbanos. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória, 2002.

- Lima, L. M. Q. (1988) Estudo da Influência da Reciclagem de Chorume na Aceleração da Metanogênese em Aterro Sanitário. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo / SP. 211 p.
- Limpurb (2003). Caracterização gravimétrica e físico-química dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Paulo, 2003. Prefeitura do Município de São Paulo.
- Ling, H. I., Leshchinsky, D., Mohri, Y., Kawabata, T. (1998). Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, January, v 124, Issue 1, pp: 21-28.
- Lins, E. A. M. A. (2003). Utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro de Muribeca. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade de Pernambuco / PE.
- Liu, C. N., Chen, R. H., Chen, K. S. (2006). Unsaturated consolidation theory for the prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement. *Waste Management & Research Journal*, Vol. 24, N° 1, pp: 80 -91.
- Liu, J., Dimin, X., Youcai, Z., Shaowei, C., Guojian, L., Qi, Z. (2004). Long Term monitoring and prediction for settlement and composition of refuse in Shanghai Laogang municipal landfill. *Environmental Management Journal*, Vol. 34, N° 3, pp: 441 -448.
- Lopes, M. L., Gomes, C. C. (2000). Problemas relativos a estabilidade de aterros de resíduos. Seminário sobre aspectos geotécnicos do projeto e construção de aterros de resíduos. Lisboa: Sociedade Portuguesa de Geotecnia; LNEC, 2000, pp: 1 -55.
- Machado, S. L., Carvalho, M. F., Rocha, M. B., (2006). Estudo do efeito do envelhecimento na compressibilidade de amostras de resíduos sólidos urbanos. COBRAMSEG'2006: XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. Curitiba, Brasil. V. 3, pp: 1413-1418.
- Maciel, F. J. (2003). Estudo da Geração, Percolação e Emissão de Gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/Pe. Tese M.Sc., Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.
- Manassero, M., Van Impe, W. F., Bouazza, A. (1996) Waste disposal and containment. In M. Kamon (ed.). *Environmental Geotechnics*, v 3, pp: 1425 – 1474, Rotterdam: Balkema.
- Manna, L., Zanetti, M. C., Genon, G. (1999). Modeling biogas production at landfill site. *Journal Resources, Conservation and Recycling*, v26, pp. 1 -14.
- Mannapperuma N.R.C., Gunasekara L.S.W. and Basnayake B.F.A. (2003) Biological Pretreatment of Municipal Solid Waste (MSW) prior to Landfill. Proceeding of International workshop on Solid waste Landfill Technology in Asia, Bangkok, Thailand. (29-30 September 2003).
- Mannapperuma, N.R.C. and Basnayake, B.F.A. (2004). Tropical Climatic Influence on Municipal Solid Waste Landfill Dynamics-Lysimeter Studies. Proceeding of the 16th Annual Congress of the Postgraduate Institute of Agriculture, University of Peradeniya

held on the 18-19th November 2004. Published in the Journal of Tropical Agricultural Research. Vol. 16, pp: 316 - 326.

Mariano, M.O.H., Maciel, F.J., Fucale, Jucá, J.F.T., Brito A.R. (2007). Estudo da composição dos RSU do projeto piloto para recuperação de biogás no aterro da Muribeca/PE. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 6, Recife, 2007.

Marques, A. C. M. (2001). Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Doutorado-EESC-USP-São Carlos.

Marton, L. M. (1998). Gestão de aterros sanitários: Estudo da recuperação da área de deposição dos resíduos sólidos urbanos do distrito federal. O caso do aterro do Jôquei Clube. Monografia de especialização em Geotecnia, apresentada ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Brasília. Brasília-DF.

McDougall, J. R., Pyrah, I. C., Yuen S. T. S. (2004). Extended phase relations and load effects in MSW. Waste Management Journal, v 24, pp: 251 – 257 (www.elsevier.com/locate/wasman).

Mcbean, E.A., Frank, A.R., Farquhar, G.J. (1995). Solid Waste Landfill Engineering and Design. US. 517p.

Naranjo, N. M., Meima, J. A., Haarstrick, A., Hempel, D. C. (2004). Modelling and experimental investigation of environmental influences on the acetate and methane formation in solid waste. Waste Management Journal, V24, Issue 8. Pp: 763 -773.

Nascimento, J. C. F. (2007). Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, EESC-USP-São Carlos, 160p.

Naval, L.P., Gondim, S.M. (2001). Caracterização física e físico-química dos resíduos sólidos urbanos domésticos e comerciais da cidade de Palmas/TO. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa: ABES, 2001. Pp: 1-7.

Oliveira, S. (2001). Resíduos sólidos urbanos (RSU). Botucatu: Unesp, 2001. Apostila elaborada para o Curso de Agronomia da FCA-Unesp, Campus Botucatu, São Paulo.

Oregon Department of Environmental Quality (2007)“Waste Prevention Strategy – Background Paper #1” Solid Waste Generation in Oregon :Composition and Causes of Change. <http://www.deq.state.or.us/lq/pubs/docs/sw/WPSBkgd01.pdf> [acessado 25/09/2008].

Palma, J. H. G. (1995) Comportamiento Geotécnico de Vertederos Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Doctorado; Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos-Universidad de Cantabria; Santander-España.

Paes, R. F. C. (2003). Caracterização do Chorume Produzido no Aterro da Muribeca-PE. Dissertação de Mestrado – UFCG - Campina Grande – Paraíba.

- Park, H. I. & Lee, S. R. (2002). Long-term settlement behaviour of MSW landfills with various fill ages. *Waste management & research: journal of the International Solid Wastes Association*;20(3):259-68, Jun.2002.
- Park, H. I. & Lee, S. R. (1997). Long-term settlement behaviour in an aerobic environment. *Public Works*, jan, pp: 67-70.
- Pelkey, S. G. (1997). Geotechnical properties of municipal solid waste. Thesis of Masters of Science in Engineering, Department of civil Engineering- University of New Brunswick: 125 p.
- Pinto, D. M. C. L. (2000). Avaliação da Partida da Digestão Anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domésticos Inoculados com Percolado. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo / SP. 193 p.
- Pohland, F. G., Harper, S. (1986). Retrospective evaluation of the effects of selected industrial wastes on municipal solid waste stabilization in simulated land fill. Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, Atlanta, Georgia.
- Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., Lefebvre, X. (2006). A Logistic Model for the Prediction of the Influence of Water on the Solid Waste Methanization in Landfills. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 97, No. 3, June 15, 2007. Pp: 473 – 482.
- Powrie, W., Beaven, R. P., Hudson, A. P. (2005). Factors affecting the hydraulic conductivity of waste. In: *International Workshop on Hydro-Physico- Mechanic of Landfill*, 2005, Grenoble.
- Qian, X., Koener, R.M., Gray, D.H.(2002). *Aspects of Landfill Design and Construction*. Prentice – Hall, Jac.
- Reichert, G. A. (2000). *Aterro Sanitário, Projeto, Implantação e Operação*. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre - RS, Agosto de 2000.
- Rodriguez C., Hilgsmann S., Lardinois M., Destain J., Radu J.P., Charlier R., Thionart P. (2001) Cellulose enzymatic availability in solid waste. *Proc. 8th Int. Waste Man. Landfill Symp. Sardinia 2001, Vol I, 69-77*.
- Santos, P. C. V. (2004). Estudo da degradação e dos recalques em células experimentais de resíduos sólidos no aterro do Jockey Club/I. *Dissertação de Doutorado em Geoetnia, Departamento de engenharia civil e ambiental-UnB: 226 p*.
- Santos, S. M. (1997). *Propriedades geotécnicas de um aterro de resíduos sólidos. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco – UFP: 98 p*.
- Shang-Shyng, Y., Hsiu-Lan, C. (2000). Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. *Agriculture Ecosystems and Environment* 69, pp: 69-80.
- Silva, A. R., Pessin, N., Carvalho, M. F. (1998). Degradação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitário. *II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental –*

Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental, outubro, Porto Alegre, pp: 381 – 386.

Simões, G. F.; Campos, T. M. P. (2002). A coupled mechanical and biological model to estimate settlements in solid waste landfills. In: 4 International Symposium on Environmental Geotechnics, 2002, Rio de Janeiro. Environmental Geotechnics. Rotterdam: A.A. Balkema, 2002. v. 1, pp: 283-288.

SMLU – Secretaria Municipal de Limpeza Urbana .(2003). Caracterização dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Belo Horizonte. Belo Horizonte: SMLU, julho/2003.

Sousa, G. (2005). Monitoramento De Parâmetros Qualitativos E Quantitativos De Líquidos Percolados De Aterros Sanitários – Estudo Em Piloto Experimental. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade de Santa Catarina. 114 p.

Sowers, G. F. (1973). Settlement of waste disposal fills. In: Eighth International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering's, v. 2, parte 2, Moscow-URSS: 207-210.

Stoltz, G., Gourc, J. P. (2007). Influence of compressibility of domestic waste on fluid permeability. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007.

Swati, M., Kurian, J., and Nagendran, R. (2005). Bioreactor landfill lysimeter studies on indian urban refuse. Proceeding Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October.

Tapahuasco, W. F. C. (2005). Avaliação de modelos de previsão de recalques dos resíduos sólidos urbanos do Aterro do Jockey Clube de Brasília. Dissertação de Mestrado em Geotecnica, Departamento de engenharia civil e ambiental-UNB: 141 p

Universidade Federal de Alagoas. (2004). Gerenciamento Integrado para Transferência e destino final dos resíduos sólidos urbanos de Maceió. 256p. Maceió, 2004. Relatório Final do Grupo de Estudos de Resíduos Sólidos e Recuperação de Áreas Degradadas.

Vaidya, R. D. (2002). Solid Waste Degradation, Compaction and Water Holding Capacity. Thesis of Master of Science. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. 71p.

Valdeire, D., et al (2003). Bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos. Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás, PROSAB, Rio de Janeiro, RJ, pp: 95-116.

Van Meerten, J. J., Sellmeijer, J. B., Pereboom, D. (1995). Prediction of landfill settlements. Proceeding Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, October, pp: 823-831.

Vavilin, V. A., Lokshina, L. Ya., Jokela, J. P. Y., Rintala, J. A. (2004). Modeling solid waste decomposition. Bioresource Technology Journals, Vol. 94, Issue 1, pp: 69 – 81.

- Verbrugge, J. C. (2000). La geomecanique des dechets menagers. Faculte des Sciences Appliquées, Université de Liège, Belgique, 2000. Pp: 1 -79.
- Vilar, O. M., Carvalho, M. F. (2002). Shear strength properties of municipal solid waste. Proc. 4 th. International congress on inveronmental Geotechnics. Amsterda: Balkema, v1, pp: 59 -64.
- Vilar, O. M., Carvalho, M. F. (2004). Mechanical Properties of municipal solid waste. Geotechnical Testing Journal, ASTM, v 32, n. 6, pp: 438 – 449.
- WHO (1979). International Reference Center For Wastes Disposal. Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost. Switzerland, 1979.
- Williams, P. T. (2002). Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities, in Chapter: Emissions from Solid Waste Management Activities. Leeds – UK, pp: 141-165.
- Wreford, K. A., Atwater, J. W., Lavkulich, L. M. (2000). The effects of moisture inputs on landfill gas production and composition and leachate characteristics at the Vancouver Landfill Site at Burns Bog. Waste Management & Research Journal : 18, pp: 386-392.
- Yazdani, R., Kieffer, J., Akau, H. (2002). Full scale landfill bioreactor project at the Yolo County Central Landfill - Final Report. CIWMB Award Number, IWM-C9050, <<http://www.yolocounty.org>> [acessado em junho de 2007].
- Yuen, S.T.S. (1999). Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: A full scale study. PhD Thesis. University of Melbourne, Australia.
- Youcai, Z., Luoqum, W., Renhua, H., Dimin, X., Guowei, G. (2002). A comparison of refuse attenuation in laboratory and Field scale lysimeters. Waste Management Journal, Vol. 22, pp: 29 – 35.