

RECALQUE EM ATERROS: INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS, DO CLIMA E DA BIODEGRADAÇÃO

Settlement in landfills: influence of the composition of the municipal solid wastes, of the climate and of biodegradation

Perboyre Barbosa Alcântara*

José Fernando Thomé Jucá**

RESUMO – Este trabalho aborda a evolução dos recalques em aterros experimentais considerando-se a influência de condições climáticas, a composição dos resíduos sólidos urbanos e a evolução do processo de biodegradação. Para isso, foram construídos dois aterros simulados com um volume de aproximadamente 10 m³. Os experimentos, monitorados em condições de campo, foram construídos na área do Aterro de Resíduos Sólidos de Muribeca localizado na Região Metropolitana do Recife (PE), Brasil. Os recalques foram medidos utilizando-se placas apoiadas no topo da camada de resíduos e através de discos magnéticos. Além dos recalques foram avaliados outros parâmetros como temperatura, composição do biogás e concentração de microrganismos. As curvas de recalques obtidas apresentaram comportamentos distintos, sendo que o experimento operado sob condições climáticas mais favoráveis ao processo de biodegradação e com um maior percentual de matéria orgânica, apresentou um recalque específico consideravelmente maior.

ABSTRACT – This work approaches the evolution of the settlements in experimental landfills considering the influence of climatic conditions, the composition of the municipal solid wastes and the evolution of the biodegradation process. For that, two simulated landfills were built with a volume of 10 m³ approximately. The experiments, monitored in field conditions, were built in the Muribeca Solid Waste Landfill, in the Metropolitan Area of Recife (PE), Brazil. The settlements were measured using leaning plates on the top of the layer of wastes and through magnetic disks. Besides settlements were evaluated other parameters such as temperature, biogas composition and concentration of microorganisms. The settlement curves obtained presented different behaviors and the experiment operated under more favorable climatic conditions to the biodegradation process and with a large percentual of organic matter, introduced a considerably larger specific settlement.

PALAVRAS CHAVE – Recalque, aterro de resíduos sólidos urbanos, biodegradação.

1 – INTRODUÇÃO

A Geotecnia Ambiental assume um papel relevante na área de resíduos sólidos, contribuindo, decisivamente, nos estudos relacionados à seleção de áreas, projeto, construção, operação e encerramento de aterros. Nesse sentido, uma importante contribuição da Geotecnia está relacionada à medição, análise e previsão de recalques nos aterros de resíduos sólidos urbanos que sofrem reduções volumétricas significativas, devido aos processos de degradação e à alta compressibilidade dos resíduos.

* Engenheiro Civil, Professor Doutor, Coordenadoria de Engenharia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Juazeiro do Norte. E-mail: perboyre@ifce.edu.br.

** Engenheiro Civil, Professor Associado Doutor, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). E-mail: jucah@ufpe.br

Os resíduos sólidos urbanos são formados por materiais naturais ou artificiais de diversas categorias, formas e tamanhos, podendo apresentar enormes variações nas suas propriedades de deformação e degradabilidade. Dessa forma, os mecanismos que governam as deformações em aterros são muito complexos e envolvem aspectos físicos e bioquímicos, o que torna difícil a estimativa dos recalques da massa de resíduos. Mesmo assim, os estudos desenvolvidos nessa área têm conseguido avançar através de estudos que procuram integrar a biodegradação e o comportamento mecânico dos resíduos aterrados (Alcântara, 2007).

O monitoramento dos recalques visa, num primeiro momento verificar se as deformações medidas estão dentro de uma faixa aceitável, de modo que a integridade e o bom funcionamento do aterro estejam assegurados. Esse aspecto torna-se relevante, tendo em vista que para outros materiais presentes no aterro, como os materiais utilizados nos sistemas de drenagem e os solos dos sistemas de cobertura e de base, a ruptura possa ser atingida a um nível de deformação muito menor do que o observado nos resíduos. Através das análises dos resultados desse monitoramento, podem ser observados os desvios em relação ao previsto no projeto e serem sugeridas correções visando à redução de futuros problemas (Lopes e Gomes, 2000).

Como referido, uma grande parcela do recalque está associada à degradação dos resíduos aterrados. Dessa forma, embora conclusões a respeito da biodegradação não devam ser feitas exclusivamente a partir de dados de recalques (Benson *et al.*, 2007), eles podem ser usados como um parâmetro auxiliar na avaliação da velocidade e do estágio de decomposição da matéria orgânica, sendo também, úteis para, eventualmente, se avaliar a potencialidade do aumento de vida útil do aterro e de seu uso depois do fechamento (Al-Yaqout e Hamoda, 2007).

Os principais mecanismos que condicionam os recalques observados na massa de resíduos são: ações mecânicas, reorientação de partículas, transformações por reações físico-químicas e decomposição bioquímica com perda de massa na forma de gás e líquidos drenados (Olivier e Gourc, 2007). Conforme Manassero *et al.* (1996), a magnitude do recalque é afetada por vários fatores, destacando-se a densidade, o índice de vazios inicial, o grau de compactação, a composição dos resíduos, o teor de matéria orgânica, a altura do aterro, o nível de lixiviado, o sistema de drenagem de líquidos e gases e os fatores ambientais. A idade e a composição dos resíduos são de fundamental importância para a avaliação de seu potencial de recalque, podendo-se afirmar que aterros mais antigos possuem um menor potencial de recalque que os aterros mais recentes. De acordo com Benson *et al.* (2007), a introdução de líquidos em aterros pode causar recalques adicionais através de uma série de mecanismos, inclusive da lubrificação dos pontos de contatos das partículas e do amolecimento de materiais porosos e flexíveis, aumentando a massa específica dos resíduos e a biodegradação.

As condições climáticas e a composição dos resíduos são fatores relevantes que interferem na evolução do processo de degradação em aterros sanitários e, portanto, devem influenciar também na evolução e magnitude dos recalques observados em função do tempo de aterramento. Para verificar essa influência, o presente trabalho foi desenvolvido a partir do monitoramento de duas células experimentais, simulando aterros de resíduos sólidos urbanos. Os aterros simulados foram construídos na área do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca situado no município de Jaboatão dos Guararapes-PE, Região Metropolitana do Recife (RMR), Brasil.

Nos últimos dez anos, além de inúmeros trabalhos realizados diretamente em aterros, diversos pesquisadores (Green e Jamenjad, 1997; Powrie e Beaven, 1999; Landva *et al.*, 2000; Watts *et al.*, 2001; Simpson & Zimmie, 2001; Warith, 2002; Ivanova *et al.*, 2003; Olivier e Gourc, 2007) têm analisado a compressibilidade de RSU em células experimentais de pequenas dimensões, o que mostra a relevância do tema. Nos estudos de aterros em escala real, o comportamento dos recalques associados às condições climáticas, a composição dos resíduos e a evolução do processo de degradação tem sido pouco explorado pela dificuldade de se manipularem as variáveis envolvidas no processo. Entretanto, o uso de células experimentais de pequenas dimensões, que representam uma

técnica bastante interessante do ponto de vista experimental, poderia contribuir para a compreensão de certos fenômenos. Dessa forma, com este trabalho procura-se colaborar para um melhor entendimento de fatores que influenciam na magnitude e na evolução dos recalques em aterros sanitários, que pode ser útil para a revisão de práticas de projeto e de manejo de aterros que muitas vezes não levam em consideração aspectos locais.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – Concepção dos experimentos

Os aterros simulados são construções que fogem um pouco da concepção tradicional de um aterro sanitário como se conhece, pois os resíduos são confinados em células construídas com materiais diversos, como concreto, plástico, alvenaria, metal dentre outros. Entretanto, são experimentos relativamente fáceis de operar, podendo ser construídos rapidamente com custo financeiro relativamente baixo.

No projeto dos aterros simulados foi adotada a “escala de campo”, em virtude de manter uma boa representatividade no que diz respeito à composição dos resíduos, processos internos atuantes na massa de resíduos e condições climáticas. Isso porque os experimentos de campo apresentam maiores dimensões em comparação àqueles operados em laboratório e estão submetidos aos rigores das variações de condições atmosféricas, como temperatura, insolação, chuvas, ventos e umidade. Os aterros foram projetados com seção transversal circular, visando facilitar a distribuição e a compactação dos resíduos no seu interior, uniformizar a distribuição das pressões laterais na parede interna do aterro, evitar caminhos preferenciais de percolação do lixiviado e reduzir a área da superfície lateral interna diminuindo o contato entre o lixo e a alvenaria.

2.2 – Construção das células experimentais

Os aterros simulados ou células experimentais (CE-1 e CE-2) foram construídas em alvenaria de tijolos maciços com 0,25 m de espessura, seção transversal circular com 2,0 m de diâmetro interno e um volume total aproximado de 10 m³. Na Figura 1 são observados os desenhos, corte e vista superior, que serviram de base para a construção dos experimentos. Na referida figura podem ser observados os sistemas de impermeabilização de base e de cobertura, de drenagem de lixiviados e de drenagem de águas pluviais.

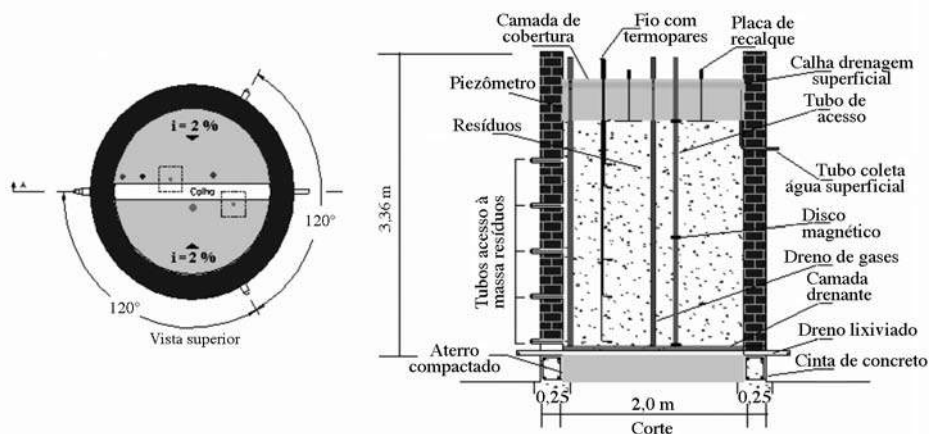


Fig. 1 – Projeto dos aterros simulados: vista superior e corte esquemático.

Nas camadas de impermeabilização de base e de cobertura foi empregado um silte arenoso que após compactação apresentou coeficiente de condutividade hidráulica da ordem de 10^{-8} m/s. Esse solo é utilizado na cobertura das células do aterro de resíduos sólidos de Muribeca.

O sistema de drenagem de lixiviados é constituído por um tubo de PVC perfurado com 40 mm de diâmetro, apoiado diretamente sobre o solo compactado e por uma camada de pedra britada com 10 cm de espessura nas bordas e 15 cm no centro, que promove a drenagem de toda área do fundo da célula (Figura 2).



Fig. 2 – Drenagem de base da célula experimental.

Para a drenagem das águas pluviais, o topo da camada de cobertura de cada célula experimental foi compactada com uma inclinação da ordem de 2,0 % para o centro, onde se instalou uma calha de PVC que coleta e conduz a água para fora da célula. Para isso, foi acoplado à calha um tubo flexível sanfonado que desce pela camada de cobertura e sai através de uma abertura lateral na alvenaria (Figura 1).

2.3 – Instrumentação

A instrumentação instalada nos aterros simulados envolveu tubos de drenagem e medição de gases, piezômetro para medição do nível de líquidos no interior da célula, sensores de temperatura e medidores de recalques superficial e em profundidade, como ilustra a Figura 1.

O dreno de gás, instalado no centro geométrico da célula, consiste de um tubo de PVC perfurado de 40 mm de diâmetro envolvido por uma camada de pedra britada para evitar a obstrução dos furos. O piezômetro consiste de um tubo de PVC com 50 mm de diâmetro, perfurado numa extensão de 20 cm a partir da extremidade inferior. Para medição das temperaturas no interior da célula foram utilizados 6 termopares do tipo k, cujos posicionamentos estão indicados na Figura 1. O primeiro termopar, ficou, inicialmente, na interface solo de cobertura / resíduos e os demais no interior da massa de resíduos.

O acompanhamento da evolução dos recalques em cada experimento foi feito a partir da instalação de 2 placas metálicas e de 3 discos magnéticos. As placas de recalques confeccionadas em chapa de aço de 8 mm, medindo 30 cm x 30 cm, com hastes em tubo galvanizado de 12,5 mm de diâmetro e 60 cm de altura foram instaladas sobre uma fina camada de solo com espessura de, aproximadamente, 2,5 cm que serviu de regularização do topo da camada de lixo.

Os discos magnéticos com diâmetros em torno de 10 cm foram posicionados, durante o enchimento das células experimentais, em um tubo de acesso com diâmetro de 32 mm, observando-se a seguinte disposição: o primeiro (D1) na base do aterro experimental, para servir de referência, o segundo disco (D2) na altura média da camada de lixo, para medir o recalque em profundidade, e o último (D3), no mesmo nível das placas, ou seja, no topo da camada de resíduos para medir o recalque superficial. A Figura 3 ilustra o posicionamento do disco magnético D2 e das placas super-

ficiais. Essa instrumentação utilizada para acompanhamento dos recalques, foi adaptada com base naquela utilizada para monitoramento de aterros sobre solos moles, conforme DNER (1998).



Fig. 3 – Posicionamento do disco magnético intermediário e das placas superficiais.

Assim, os recalques em cada aterro foram estimados em função do deslocamento vertical de duas placas e dois discos magnéticos (ímãs), um na superfície e outro em profundidade. O deslocamento de cada uma das placas foi medido por meio de levantamento topográfico de precisão, e o deslocamento dos discos através de um sensor magnético e fita métrica, que são introduzidos no interior do tubo de acesso (Figura 4) ao qual os discos estão acoplados. Quando o sensor passa por um ímã, seu comutador fecha o circuito e um sinal sonoro é, então, acionado. A posição de cada disco é lida diretamente em uma fita métrica, tendo como referência a borda do tubo de acesso. Os recalques são calculados em relação à posição de um disco de referência (D1) que permanece fixo.

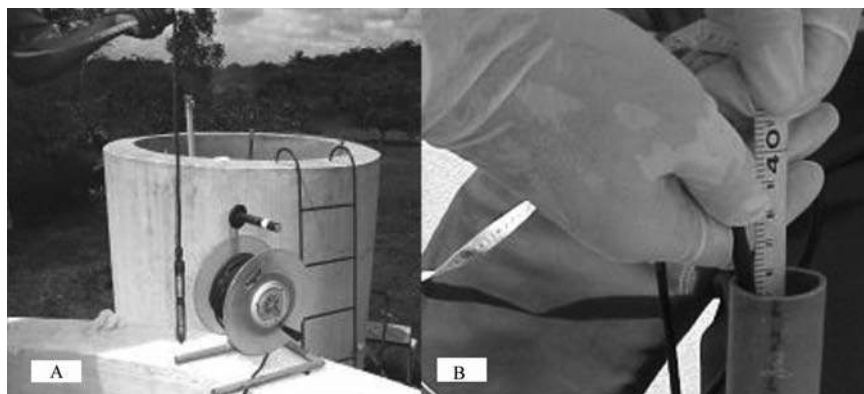


Fig. 4 – Detalhes do sensor magnético (a) e da leitura de recalque (b).

2.4 – Amostragem e preenchimento das células experimentais

Com o objetivo de obter uma amostra mais representativa dos resíduos sólidos da cidade do Recife-PE, Brasil, utilizaram-se para o preenchimento de cada uma das células, os resíduos provenientes de áreas da cidade de diferentes classes sociais: bairros de classe alta, média e baixa. Tanto para o preenchimento da CE-1 como da CE-2 foram utilizados resíduos provenientes das mesmas rotas de coleta conforme indicado nos Quadros 1 e 2. Antes do preenchimento de cada célula experimental, os resíduos foram dispostos formando três pilhas, foi feita a homogeneização de cada uma delas e redução do material por quarteamento, como ilustra a Figura 5.

Após o rompimento dos invólucros maiores e retirada de objetos de grandes dimensões como pneus, peças de madeira e pedras, os resíduos foram pesados. Além disso no caso do enchimento da CE-2, foi retirada de forma aleatória, aproximadamente, metade da massa de material plástico com base na caracterização gravimétrica. Com o objetivo de se conseguir uma massa específica próxima daquelas observadas em aterros, era colocado um volume de apenas 300 L na concha de uma escavadeira que lançava os resíduos no interior da célula experimental, formando uma camada de aproximadamente 0,10 m de altura. Em seguida, era feita a compactação manual através da aplicação de golpes de um soquete, distribuídos uniformemente em toda área superficial.

Quadro 1 – Dados de coleta dos resíduos utilizados no preenchimento da CE-1.

Bairro	Rota	Código do veículo	Horário de chegada ao aterro	Data da coleta	Massa dos resíduos (kg)
Mangueira	0670	31462	13:30	24/08/04	13.570
Encruzilhada	0638	31451	15:00	24/08/04	13.620
Casa Forte	0630	31450	12:30	24/08/04	12.010

Fonte: EMLURB / DLU – Recife/PE.

Quadro 2 – Dados de coleta dos resíduos utilizados no preenchimento da CE-2.

Bairro	Rota	Código do veículo	Horário de chegada ao aterro	Data da coleta	Massa dos resíduos (kg)
Mangueira	0670	31462	13:50	12/07/05	11.530
Encruzilhada	0638	31468	14:48	12/07/05	13.810
Casa Forte	0630	31450	12:06	12/07/05	10.670

Fonte: EMLURB / DLU – Recife/PE.

Logo após o preenchimento até a cota pré-estabelecida, foi feita uma regularização do topo da massa de resíduos com uma fina camada de solo de aproximadamente 0,025 m. Em seguida iniciou-se a compactação manual da cobertura final, resultando em uma camada com espessura média de 0,45 m. Finalmente, foi posta uma fina camada de pedra britada, para proteger o topo da camada de cobertura, facilitar a drenagem da água pluvial e reduzir o carreamento de solo pela erosão hídrica, evitando a obstrução do sistema de drenagem. Na Figura 6 observa-se a camada de cobertura imediatamente após a compactação do solo e após a conclusão da drenagem superficial.

O preenchimento de cada uma das células experimentais incluindo a camada de cobertura de solo, durou 3 dias. A CE-1 foi concluída em 27/08/2004 num período de estiagem e a CE-2 em

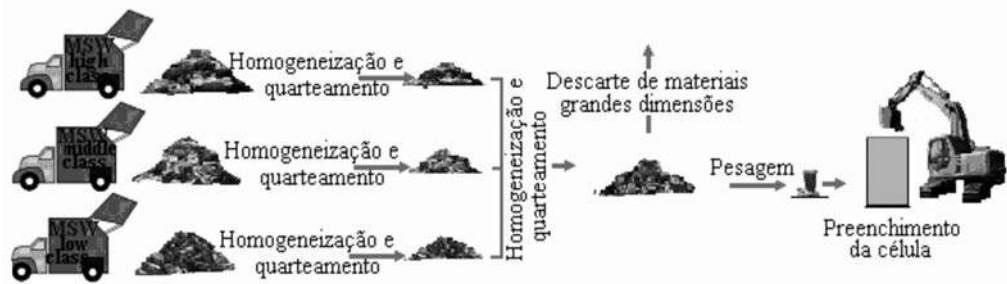


Fig. 5 – Esquema de preparação da amostra e preenchimento das células experimentais.



Fig. 6 – Camada de cobertura e drenagem superficial.

15/07/2005, ainda durante o período de chuvas intensas na região. As etapas, os procedimentos e os materiais utilizados para a construção e o preenchimento dos dois aterros foram os mesmos, excetuando-se a composição dos resíduos e o período de aterramento. Assim, eles podem ser considerados homogêneos com relação às dimensões, à técnica de disposição, à compactação dos resíduos, à camada de cobertura, à instrumentação e ao monitoramento.

2.5 – Caracterização dos resíduos

Do material preparado conforme ilustrações da Figura 5 e destinado ao preenchimento de cada célula experimental, foram coletadas amostras para caracterização física, química e microbiológica. A coleta e a preparação dessas amostras foram realizadas, seguindo recomendações de D’Almeida & Vilhena (2000) e CETESB (1990), sempre com o objetivo de se obter um material para análise que fosse representativo do todo.

Foram determinados: composição gravimétrica e massa específica aparente seguindo recomendações de CETESB (1990); granulometria por peneiramento com base na NBR 7181 (ABNT, 1984a), teor de umidade, sólidos voláteis e pH de acordo com WHO (1979) e determinação simultânea de carbono, nitrogênio e hidrogênio por análise elementar pelo método “Dynamic Flash Combustion”, em analisador elementar CHNS-O, marca CE Instruments, modelo EA 1110. Para a determinação de Carbono (C), Nitrogênio (N), Hidrogênio (H) e sólidos voláteis, os resíduos foram secos em estufa a 60 °C e processados em moinho de facas para redução da granulometria.

A quantificação de microrganismos celulolíticos anaeróbios presentes na massa de resíduo foi feita segundo APHA (1998) e Food and Drug Administration (FDA, 1984), sendo os resultados expressos em número mais provável (NMP). A quantificação foi realizada a partir de amostras de resíduos coletadas periodicamente nos tubos de acesso à massa de resíduos (Figura 1). Para cada análise eram coletadas duas amostras em cada célula experimental, sendo uma na porção superior e outra na porção inferior.

2.6 – Caracterização do solo das camadas de base e de cobertura

Do solo utilizado nas camadas de impermeabilização de base e de cobertura coletaram-se amostras para ensaios de caracterização seguindo recomendações da NBR 6457 (ABNT, 1986a), que foram submetidas aos seguintes ensaios:

- Granulometria (NBR 7181 – ABNT, 1984a);
- Limite de liquidez (NBR 6459 – ABNT, 1984b);
- Massa específica dos grãos (NBR 6508 – ABNT, 1984c);
- Limite de plasticidade (NBR 7180 – ABNT, 1984d);

- Limite de contração (NBR 7183 – ABNT, 1982);
- Compactação com energia do Proctor normal (NBR 7182 – ABNT, 1986b).

Com os resultados dos ensaios de compactação, foram moldados, com a energia do Proctor normal e na umidade ótima, dois corpos de prova com 10 cm de diâmetro por 12,7 cm de altura. Com essas amostras, previamente saturadas, determinou-se o coeficiente de condutividade hidráulica com base no método ASTM D 5084 (ASTM, 2003), utilizando um permeâmetro de parede flexível - Sistema Tri-Flex 2 - Soil Test, ELE Internacional.

Imediatamente após a execução das camadas de impermeabilização de base e de cobertura, foi determinado o teor de umidade do solo, de acordo com NBR 6457 (ABNT, 1986a) e a massa específica aparente in situ, através da cravação de anel de aço com altura e diâmetro conhecidos. Esses ensaios tiveram por objetivo avaliar se a densidade e a umidade obtida estava de acordo com o previsto nos ensaios Proctor.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 – Caracterização dos resíduos e da camada de cobertura

3.1.1 – Composição gravimétrica

A segregação e a pesagem dos diversos componentes do lixo para determinação da composição gravimétrica, resultaram nos gráficos apresentados na Figura 7, nos quais se observam as distribuições percentuais por categorias.

A composição do lixo utilizado na CE-1 (Figura 7) apresentou teor de matéria orgânica (45,5 %) relativamente baixo e teor de plástico (19,9 %), relativamente elevado para a região Nordeste do Brasil. Entretanto estudos recentes da composição do lixo da Cidade do Recife, incluindo 8 rotas de coleta, revelaram valores médios de 46,3 % de matéria orgânica e 19,4 % de plásticos (Mariano *et al.* 2007) que se aproximam bastante dos percentuais da CE-1. O percentual de plástico, relativamente alto, reflete o crescimento do consumo das principais resinas termoplásticas (PEBD, PEAD, PP, PS, PVC e PET) que, no Brasil, aumentou em quase 100 % de 1987 a 1998. Dados da composição dos RSU de outras grandes cidades brasileiras, como Salvador, São Paulo, Rio de Janeiro e Brasília mostram, respectivamente, teores de plásticos de 17,1%, 22,9%, 16,8% (D'almeida e Vilhena, 2000) e 15 % (Junqueira, 2000).

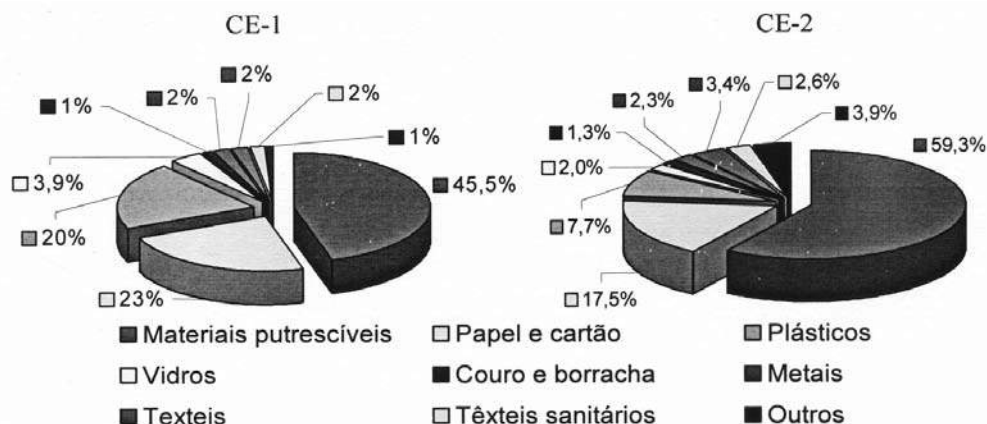


Fig. 7 – Composição gravimétrica dos resíduos das células CE-1 e CE-2.

Na CE-2, após a retirada proposital de, aproximadamente, 50 % do teor de plásticos dos resíduos frescos utilizados nesta célula, a fração referente à matéria orgânica putrescível representou 59,3 % (Figura 7), e a de plásticos ficou em apenas 7,7 %. Vale ainda ressaltar que a categoria “papel e cartão” dos resíduos utilizados na CE-1, apresentou um percentual superior ao da CE-2. Portanto a diferença principal entre a composição gravimétrica dos resíduos de um e do outro experimento, está nos percentuais dessas três categorias. O Quadro 3 apresenta o resumo da classificação dos resíduos, de acordo com a biodegradabilidade, indicando a distribuição dos percentuais de cada classe nas duas células. O item “plásticos” ficou incluído na classe de “não degradáveis”, tendo em vista o tempo de monitoramento considerado neste trabalho.

Quadro 3 – Classificação dos resíduos segundo a biodegradabilidade.

Classe	Percentual	
	CE-1	CE-2
¹ Facilmente degradáveis	45,5	59,3
² Moderadamente degradáveis	23,1	17,5
³ Difícilmente degradáveis	3,1	4,7
⁴ Não degradáveis	25,6	12,0

1 – Materiais putrescíveis; 2 – Papel e papelão; 3 – Borracha, couro (tratado), trapos; 4 – vidro, metal, plástico.

A comparação entre análises gravimétricas de RSU, obtidas em relação ao peso úmido, deve ser feita com cautela, quando não há referência ao teor de umidade da amostra. Isso porque o valor do teor de umidade, no momento da caracterização, pode alterar significativamente o resultado. Nessa pesquisa, considerando-se que os teores de umidade dos resíduos utilizados nos dois experimentos foram praticamente iguais (Quadro 4), os dados da caracterização gravimétrica podem ser comparados entre si, sem maiores problemas.

3.1.2 – Granulometria dos resíduos

A Figura 8 indica o resultado da composição granulométrica do lixo, obtida pelo método do peneiramento. Observa-se que o teor de finos foi de 22,5 % e 26,8 %, nessa ordem, para as células CE-1 e CE-2. O teor de finos foi determinado com base na Metodologia do REMECOM - Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagères (DEFRA, 2004), que admite como finos os elementos menores do que 20 mm. A curva granulométrica referente a CE-2 está deslocada para a esquerda e, portanto, apresenta uma textura mais fina em toda a faixa de tamanhos analisados. Isso se deve, principalmente, à retirada de metade do teor de plásticos, cuja granulometria é predominantemente maior que a maioria dos demais componentes do lixo.

Na Figura 8, verifica-se, ainda, que as curvas encontram-se dentro da faixa granulométrica proposta por Jesseberger (1994) para resíduos sólidos urbanos. Por outro lado, encontram-se fora da faixa granulométrica estabelecida por Tchobanoglous *et al.* (1993) como base em dados de Hasselris (1984) e Winkler e Wilson (1973). Entretanto, esses dados parecem se referir ao tamanho dos resíduos medidos na fonte, o que é diferente daqueles que chegam ao aterro após serem compactados nos caminhões coletores. De qualquer modo, a comparação da granulometria de resíduos com os dados da literatura deve ser feita com cautela, tendo em vista a falta de uma padronização para o ensaio.

3.1.3 – Parâmetros físicos e químicos dos resíduos

O Quadro 4 mostra os dados de umidade e massa específica dos resíduos após a compactação nas células experimentais. A umidade da caracterização inicial dos resíduos frescos foi de, aproxi-

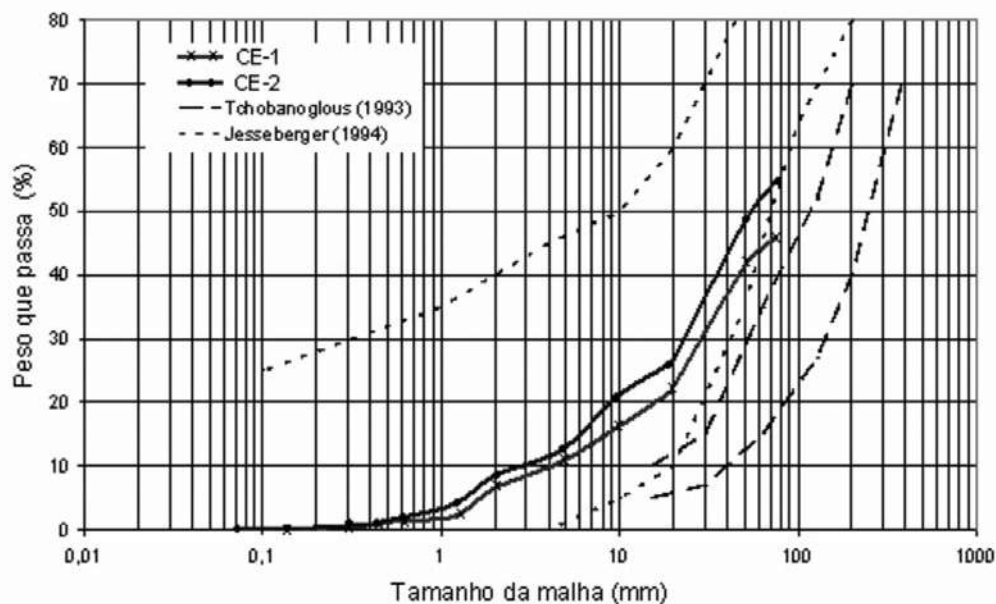


Fig. 8 – Curvas granulométricas dos resíduos sólidos utilizados.

madamente, 52 % para as duas células. Teores de umidade na faixa de 40-60 % podem ser considerados normais para as condições brasileiras (Bidone e Povinelli, 1999). Essa mesma faixa de valores também foi observada na Espanha para RSU, em estado fresco (Palma, 1995).

Quadro 4 – Caracterização físico-química dos resíduos sólidos das células.

Parâmetro	CE-1	CE-2
Teor de umidade na base úmida (%)	51,9	52,4
Massa específica aparente solta (kg/m ³)	227	295
Massa específica aparente após compactação na célula (kg/m ³)	661	735
Sólidos voláteis (%)	58,8	78,2
Carbono (%)	35,2	38,6
Hidrogênio (%)	5,11	5,71
Nitrogênio (%)	1,01	1,6

Os valores da massa específica, em torno de 700 kg/m³, obtidos após a compactação do lixo nas duas células, podem ser considerados dentro da faixa de variação típica de aterros de RSU que, geralmente, vai de 500 kg/m³ até 1400 kg/m³. A depender da fonte consultada, RSU com massa específica de 700 kg/m³ pode ser considerado bem compactado (Tchobanoglous *et al.*, 1993) ou moderadamente compactado (Fasset *et al.*, 1994). Em projetos de aterros no Brasil, são considerados geralmente valores de 700 a 850 kg/m³.

A análise elementar da fração orgânica (Quadro 4) indica um valor da relação Carbono/Nitrogênio (C/N) de 35 para os resíduos na CE-1, que pode ser considerado relativamente alto, e um valor de 24 na CE-2. Na digestão anaeróbica, uma relação (C/N) de 25 parece ser um valor crítico. Acima disso, o nitrogênio pode ser um nutriente limitante (Kayhanian e Hardy, 1994; Östman *et al.*, 2006) e valores baixos, da ordem de 10 a 15, podem provocar toxicidade com a liberação de

amônia (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Por outro lado, para a compostagem de RSU, a relação C/N inicial ótima parece estar entre 30 a 40 (Pereira Neto e Mesquita, 1992).

Os resultados iniciais da relação C/N, embora bem diferentes, podem ser considerados dentro da faixa de valores esperados para RSU. Valores numa faixa de 20 a 42 para amostras de um aterro, coletadas em profundidades de 6 m a 10 m, são citados por Östman *et al.* (2006).

O teor de sólidos voláteis (SV), parâmetro muito utilizado para medida da biodegradabilidade da fração orgânica de RSU, apresentou um valor relativamente baixo para os resíduos da célula CE-1 (Quadro 4), sendo bem inferior ao observado para os resíduos da CE-2. Valores de SV na faixa de 75 – 79 % (Barlaz *et al.*, 1990; Palmisano e Barlaz, 1996) e da ordem de 85 % (Kelly, 2002) são citados na literatura internacional.

Durante o enchimento das células foram observadas temperaturas da ordem de 55 °C na CE-1 e de 63 °C na CE-2. Os resíduos, ao serem revolvidos e lançados no aterro, incorporam, em seus vazios, uma boa parcela do ar atmosférico, de modo que no primeiro instante após o aterramento, o processo de degradação é essencialmente aeróbio. Como se sabe, as transformações biológicas, sob condições aeróbias, são fortemente exotérmicas e liberam grandes quantidades de calor, o que explica essa elevação inicial de temperatura. A temperatura na fase aeróbia mostrou-se substancialmente mais elevada na CE-2, o que pode ser explicado pelo maior conteúdo de matéria orgânica facilmente degradável, resultando conseqüentemente numa maior atividade microbiana. Entretanto, após a redução do oxigênio (O₂) e o estabelecimento de condições anaeróbias, a temperatura dos resíduos nas duas células ficaram dentro da faixa mesofílica (Figura 9). De um modo geral, verificou-se que, na CE-2, a temperatura do lixo permaneceu mais estável, o que é desejável, pois variações bruscas podem afetar negativamente a taxa de degradação. Os valores foram também maiores em relação à temperatura média do ambiente que parece ter exercido uma menor influência na temperatura interna da CE-2, como sugerem os gráficos da Figura 9. As melhores condições de

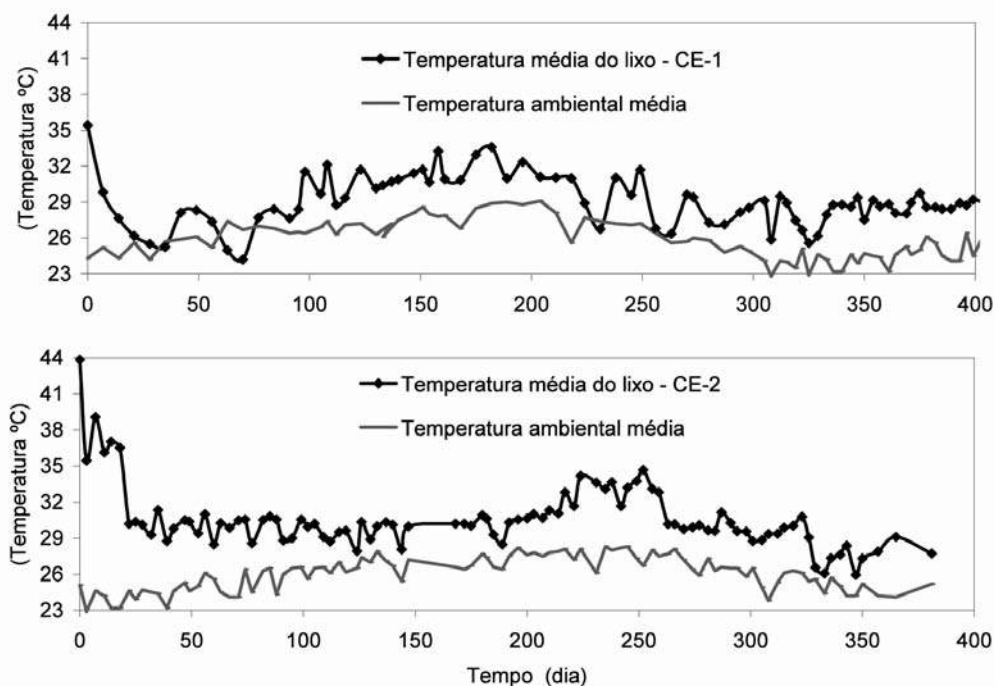


Fig. 9 – Variação da temperatura da massa de resíduos e do ambiente.

umidade, a maior concentração de matéria orgânica e o maior crescimento microbiano nessa célula, possivelmente, contribuíram de modo significativo para isso.

3.2 – Caracterização das camadas de base e de cobertura

Conforme os dados da caracterização, os solos analisados possuem elevados teores de finos (mais de 50 %, em peso, passou na peneira 200 - 0,075 mm) e elevada plasticidade com limite de liquidez (LL) > 50 (Quadro 5 e 6). De acordo com o sistema de classificação (ASTM D 2487 – 85, ASTM, 1987) baseado nos limites de Atterberg e em dados da granulometria, os solos são classificados dentro do universo dos solos finos, grupo MH, sendo designados como silte elástico arenoso. Esses solos, quando compactados, apresentam baixos coeficientes de condutividade hidráulica. De fato o coeficiente de condutividade hidráulica (kv) do solo usado na cobertura e na impermeabilização de base da CE-1 foi de $1,1 \times 10^{-8}$ m/s, quando compactado na umidade ótima (21 %) e de $2,7 \times 10^{-9}$ m/s quando compactado acima da ótima e na condição de campo ($w = 25,5\%$), ou seja, com umidade e massa específica aparente seca aproximadamente iguais às obtidas logo após a compactação da camada de cobertura (Quadro 5). Já para a amostra de solo obtida da CE-2 e também na condição de campo da camada de cobertura (Quadro 6), o valor de kv foi de $9,7 \times 10^{-10}$ m/s. O valor de kv obtido na condição de campo é característico de solos que podem ser considerados impermeáveis e está de acordo com o especificado por USEPA (Daniel, 1995) para camadas de cobertura final de aterros sanitários.

Nos Quadros 5 e 6, pode-se observar que os valores de massa específica dos grãos são iguais para as duas amostras, o que já era esperado por se tratar de solos de mesma origem. Ainda, nos referidos quadros, observam-se os dados de umidade e massa específica aparente seca para o solo compactado no laboratório e compactado na condição de campo imediatamente após a conclusão de cada uma das camadas de cobertura. Nota-se que, em ambos os casos, o solo foi compactado no ramo úmido, com umidade acima da ótima e, portanto, os valores de $\rho_{d \text{ campo}}$ foram inferiores, nos dois casos, à $\rho_{d \text{ máx}}$. Mesmo assim, ainda se atingiram graus de compactação na faixa de 93 % - 97 %. É importante frisar que o solo foi compactado acima da ótima, porque a sua umidade natural estava muito elevada e, por questões operacionais, não foi possível corrigi-la.

Quadro 5 – Características do solo e das camadas de cobertura e impermeabilização de base (CE-1).

Características do solo							
ρ_s (g/cm³)	LL (%)	LP (%)	IP (%)	LC (%)	Classificação	w_{ot} - Proctor normal - (%)	$\rho_{d \text{ máx}}$ (g/cm³)
2,650	56	36	20	28,5	MH	21,0	1,586
Características da camada de cobertura				Características da camada de base			
w (%)		ρ_d (g/cm³)		w (%)		ρ_d (g/cm³)	
25,5		1,498		25,5		1,538	

w = teor de umidade; w_{ot} = umidade ótima; $\rho_{d \text{ máx}}$ = massa específica aparente seca máxima; ρ_s = massa específica dos grãos; LL = limite de liquidez; LP = limite de plasticidade; IP = índice de plasticidade; LC = limite de contração.

Os dados da caracterização do solo, incluindo condutividade hidráulica, compactação no campo e em laboratório, indicam que, do ponto de vista geotécnico, as camadas de cobertura e de base dos dois experimentos podem ser consideradas homogêneas. Portanto, na prática, devem apresentar, do ponto de vista geotécnico, comportamentos semelhantes e não devem influenciar, de forma diferenciada, o comportamento global das células experimentais.

Quadro 6 – Características do solo e das camadas de cobertura e impermeabilização de base (CE-2)

Características do solo							
ρ_s (g/cm ³)	LL (%)	LP (%)	IP (%)	LC (%)	Classificação	w _{ot} - Proctor normal - (%)	$\rho_{d\text{ máx}}$ (g/cm ³)
2,65	52	33	19	26	MH	20,2	1,620
Características da camada de cobertura				Características da camada de base			
w (%)		ρ_d (g/cm ³)		w (%)		ρ_d (g/cm ³)	
25,5		11,501		26,0		1,515	

w = teor de umidade; w_{ot} = umidade ótima; $\rho_{d\text{ máx}}$ = massa específica aparente seca máxima; ρ_s = massa específica dos grãos; LL = limite de liquidez; LP = limite de plasticidade; I_p = índice de plasticidade; LC = limite de contração.

3.3 – Precipitação pluviométrica e umidade dos resíduos

As células experimentais foram construídas em períodos distintos. Entre o início de operação da CE-1 e da CE-2 existe um intervalo de 322 dias (Figura 10). O período correspondente aos 214 dias iniciais de monitoramento da CE-1 foi marcado por baixos índices de precipitação pluviométrica e elevados valores de evaporação, resultando num balanço hídrico negativo com um déficit hídrico acumulado de, aproximadamente, 800 mm. Em decorrência dessa condição climática as umidades médias dos resíduos e da camada de cobertura que, inicialmente, eram de 51,9 % (Tabela 4) e de 25,5 % (Quadro 5) reduziram, nos primeiros meses, para 29 % e 9 %, respectivamente.

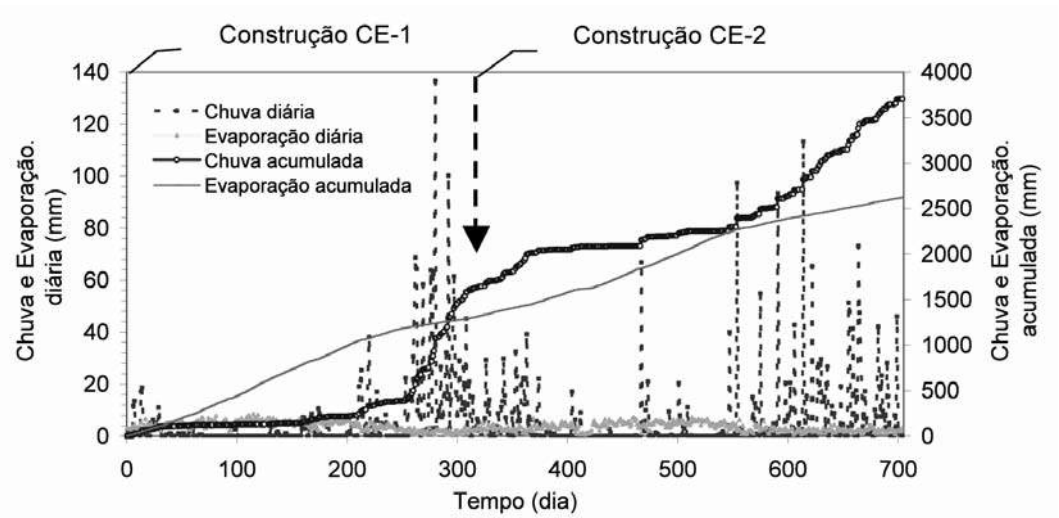


Fig. 10 – Precipitação pluviométrica e evaporação no período de monitoramento.

A CE-2 foi construída em um período caracterizado por chuvas regulares, evaporação relativamente baixa e excedente hídrico (Figura 10). Na referida célula, a umidade média dos resíduos permaneceu mais constante e sempre acima da umidade inicial que era de 52,4 % (Quadro 4). Isso, possivelmente, contribuiu para uma melhor evolução do processo de biodegradação dos resíduos, tanto que o estabelecimento de condições anaeróbias com produção de CH₄ e CO₂ na faixa de 60 % - 40 %, típico de aterros de RSU na fase metanogênica, ocorreu mais rápido na CE-2 em relação à CE-1.

3.4 – Monitoramento do biogás

O acompanhamento da fase gasosa no interior dos aterros simulados foi realizado através de medições diretas no tubo de drenagem de gases nas quais se obtiveram os valores das concentrações de metano e de dióxido de carbono. Como se sabe, em condições anaeróbias, o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) são os principais gases gerados durante a biodegradação de resíduos sólidos urbanos. Normalmente, a soma da concentração desses gases, representa, em volume, mais de 95 % do biogás (USEPA, 1995). A produção de CO_2 e CH_4 e a proporção entre eles depende do equilíbrio dinâmico entre os diversos grupos microbianos que atuam na degradação dos resíduos e de diversos parâmetros físicos e químicos. Além disso, a formação do metano é considerada a etapa final do processo de bioconversão da matéria orgânica sob condições anaeróbias.

Os resultados apresentados na Figura 11 ilustram a evolução das concentrações de CH_4 e CO_2 durante o tempo de monitoramento dos dois experimentos. Na CE-1, (Figura 11a), até o dia 107, não foi detectada a presença de metano no dreno de gás, e, com 176 dias de monitoramento, foi registrada uma concentração de apenas 2,9 %. A partir daí, verifica-se um aumento constante.

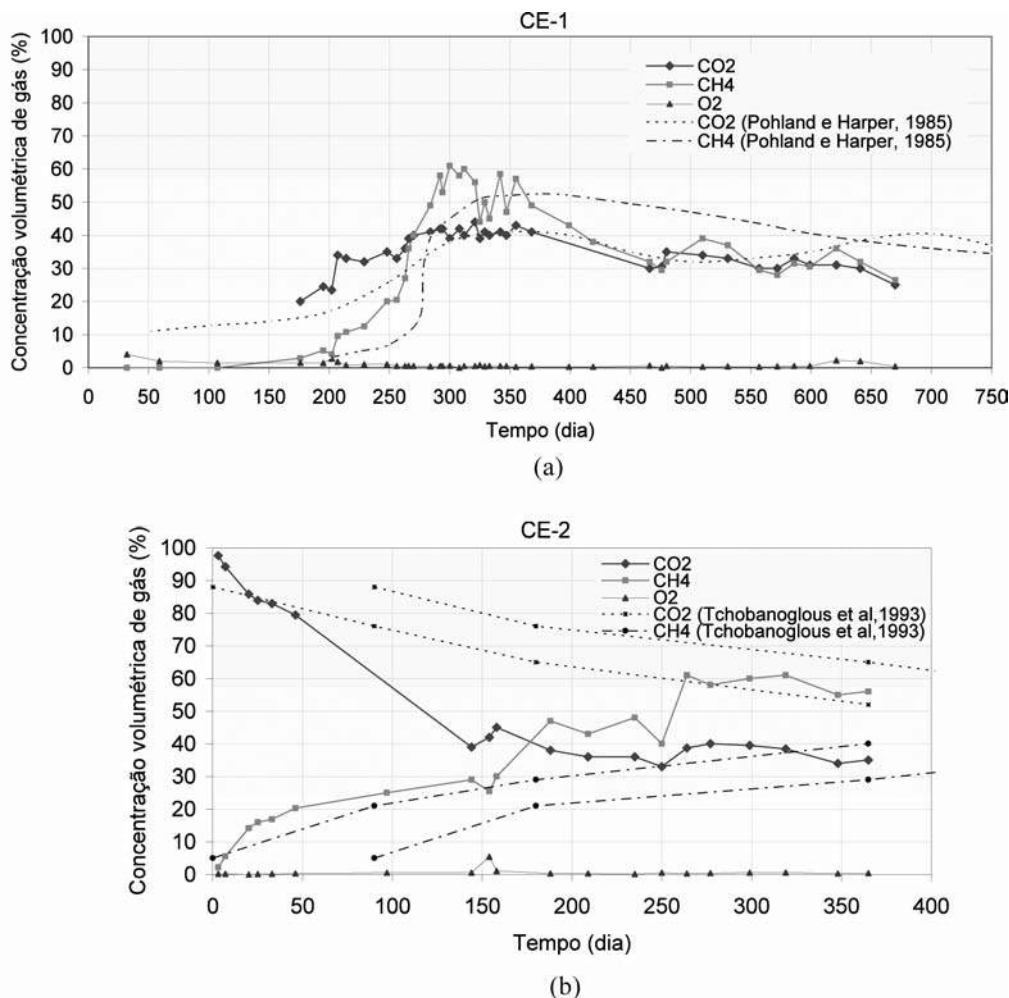


Fig. 11 – Concentração volumétrica de CH_4 , CO_2 e O_2 em função do tempo de aterramento dos resíduos.

Os resultados (Figura 11a) mostram que os valores das concentrações de CO_2 crescem juntamente com as concentrações de CH_4 , apresentando um comportamento diferente do esperado. Isso considerando a maioria dos modelos conceituais que procuram estabelecer tendências da geração de biogás em função das fases de degradação (Farquhar e Rovers, 1973; Tabasaran, 1976 e Rees, 1980) nos quais a concentração de CO_2 cresce rapidamente nas fases iniciais, até atingir um pico máximo, decrescendo depois, à medida que aumenta a concentração de CH_4 , tendendo à estabilização na faixa de 40 %, quando o processo de degradação avança na fase metanogênica. Entretanto, os valores experimentais tanto de CO_2 como de CH_4 , surpreendentemente, se aproximaram bastante do modelo conceitual de comportamento desses gases em aterros, sugerido por Pohland e Harper (1985), como pode ser visto na Figura 11a. Portanto, é bem provável que as concentrações de CO_2 , durante o período compreendido entre os dias 50 e 170, tenham seguido uma trajetória próxima da curva teórica indicada na referida figura. Esse comportamento pode ser explicado, possivelmente, pela redução do teor de umidade dos resíduos nas fases iniciais, criando condições desfavoráveis à atividade das bactérias fermentativas. Quando essas condições foram restabelecidas, as condições do meio já eram adequadas, também, à atividade dos grupos microbianos metanogênicos que consomem o CO_2 , não permitindo uma grande elevação na concentração desse gás. Isso pode ser observado no período compreendido entre os dias 200 e 300, pois, à medida que aumenta o teor de CH_4 verifica-se uma redução no teor de CO_2 . Durante o período de pico da concentração volumétrica de metano, os valores de CO_2 permaneceram num patamar em torno de 40 %, que é típico de aterros de RSU na fase metanogênica (Bogner *et al.*, 1997).

Na CE-2 (Figura 11b) a produção de metano ocorreu logo no início do processo. Com apenas três dias, já foi detectada uma concentração de 2,2 % e, antes dos 50 dias, já ultrapassava os 20 %. A partir daí, apresentou uma taxa de crescimento consistente, porém, mais lenta, vindo atingir os valores de pico com concentrações em torno de 60 % somente entre os dias 260 e 350. No mesmo período, semelhante ao observado na CE-1, as concentrações de CO_2 permaneceram próximas de 40 %, reproduzindo os valores típicos máximos para aterros na fase metanogênica que são de 50-60 % para CH_4 e 40-50 % para CO_2 (Farquhar e Rovers, 1973; Augenstein e Pacey, 1991; Reinhart, *et al.*, 1992; Tchobanoglous *et al.*, 1993; Bogner *et al.*, 1997 e Benson *et al.*, 2007).

As concentrações iniciais de CO_2 , muito elevadas, atingindo um valor máximo em torno de 98 % com 3 dias de monitoramento, denotam que as condições iniciais foram favoráveis à intensa atividade da microbiota e que as fases aeróbia inicial e de transição para condições anaeróbias ocorreram rapidamente, uma vez que esses percentuais tão elevados são característicos da fase ácida anaeróbia. Barlaz (1996) apresenta percentual de CO_2 acima de 90 %, medido em pequenos lisímetros de bancada com menos de 10 dias de operação.

A medida que se intensifica a atividade metanogênica, denotada pela elevação do percentual de CH_4 , ocorre uma redução dos percentuais de CO_2 até uma estabilização em torno de 40 %. Esse comportamento é semelhante ao sugerido pela maioria dos modelos conceituais (Farquhar e Rovers, 1973; Tabasaran, 1976; Rees, 1980). Comportamento, praticamente, idêntico ao da Figura 11b, foi observado por Olivier e Gourc (2007), utilizando uma célula experimental (operada em laboratório) com 0,98 m² de área, submetida a uma compressão vertical de 130 kPa. Resultados semelhantes também foram obtidos por Barlaz *et al.* (1989a) a partir de estudo realizado em pequenos reatores de bancada, sendo verificado um percentual de CO_2 acima de 90%, com 7 dias de operação e percentual de CH_4 de 21 %, com 34 dias. A diferença é que, no referido estudo, foi feita a homogeneização do substrato, utilizando-se, apenas, as partículas inferiores a 2 cm, controle de umidade e recirculação de lixiviado neutralizado, enquanto que, no presente trabalho, o processo ocorreu de modo natural, semelhante ao que ocorre em aterros.

Ainda na Figura 11b, estão indicados os valores médios da evolução dos percentuais de CO_2 e CH_4 em uma célula de aterro, considerando-se o mínimo e o máximo de cada intervalo de tempo sugerido, conforme dados apresentados por Tchobanoglous *et al.* (1993). Verifica-se que os

resultados da CE-2 seguem a mesma tendência, mas a redução de CO₂ e o incremento do percentual de CH₄ ocorreram mais rapidamente do que o observado no aterro, como era de se esperar pelo volume relativamente pequeno dos experimentos.

A comparação dos resultados dos dois experimentos mostra que a evolução dos percentuais dos principais componentes do biogás é bem diferente, tanto em valores relativos como absolutos. Considerando o percentual de metano na duas células, observa-se que, na CE-1, houve um retardo na geração desse gás de, aproximadamente, 172 dias, para atingir um percentual de 3 %, de 242 dias para um percentual de 20 % e em torno de 100 dias, para atingir o ponto que marca o equilíbrio entre as concentrações de CH₄ e CO₂ que ocorreu para um percentual de aproximadamente 40 % nos dois experimentos.

3.5 – Monitoramento microbiológico

Os compostos orgânicos complexos que fazem parte da composição de RSU, como celulose, proteínas e amido, não podem ser diretamente absorvidos e metabolizados pela microbiota. Para isso é preciso que sejam convertidos em substâncias mais simples. Esse processo ocorre inicialmente fora da célula microbiana, através da ação de exoenzimas, como celulasas, proteases e amilases, e, em seguida, no interior da célula, quando os produtos da hidrólise enzimática são absorvidos e transformados durante a fermentação ácida. Daí em diante, até a conversão em metano dos produtos gerados nessa fase inicial, várias rotas catabólicas, desde que sejam termodinamicamente viáveis, podem ser seguidas. Assim, a fase inicial de hidrólise e, portanto, os microrganismos que atuam nessa etapa podem ser limitantes da velocidade de conversão do substrato orgânico em metano. Portanto, o monitoramento da concentração de microrganismos hidrolíticos-fermentativos, como os celulolíticos, é de grande importância para compreender o processo global de biodegradação de RSU em sistemas anaeróbios. De acordo com Barlaz *et al.* (1989b) a celulose juntamente com a hemicelulose responderiam por cerca de 90 % do potencial de geração de metano dos RSU.

Na Figura 12 estão indicados os resultados médios das concentrações de microrganismos celulolíticos anaeróbios na massa de resíduos. A população dos referidos microrganismos, nas células CE-1 e CE-2, variou numa faixa de 10³ a 10⁷ Número Mais Provável (NMP/g de sólidos totais - ST). Considerando as curvas de ajustes aos dados experimentais com R² > 0,82, que pode ser considerado razoável, em se tratando de amostras de RSU, nota-se que o crescimento da população de celulolíticos foi consideravelmente maior na CE-2.

As concentrações estimadas podem ser consideradas elevadas e de ordem de grandeza equivalente àquelas encontradas em aterros. Numa célula do aterro da Muribeca, com lixo de idades variando de 1 a 15 anos, no período entre set/04 e mar/05, foram realizadas quantificações de celulolíticos anaeróbios que variaram de 10⁴ a 10⁸ NMP/g nas amostras coletadas em profundidades de até 20m. Pourcher *et al.*

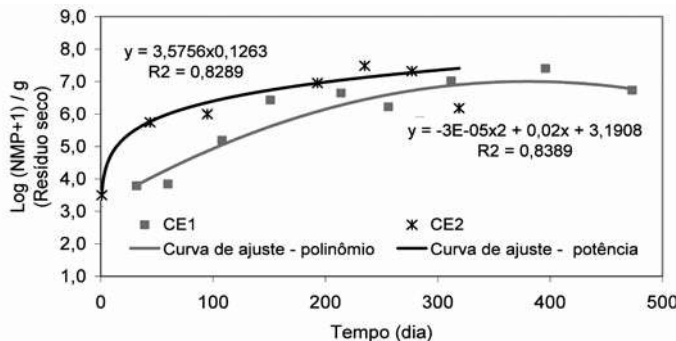


Fig. 12 – Concentrações de microrganismos celulolíticos anaeróbios em amostras de resíduos sólidos em função do tempo.

(2001) encontraram concentrações de celulolíticos aeróbios em aterros sanitários com um e com cinco anos de idade, na faixa de 10^6 - 10^8 Unidade Formadora de Colônia (UFC)/g, sendo que os valores menores foram obtidos para os resíduos mais velhos. Valores um pouco menores de 10^4 a 10^6 UFC/g são citados por Jones *et al.* (1983). Em lisímetros de pequenas dimensões, monitorados em laboratórios, foram quantificadas concentrações de 10^2 - 10^5 NMP/g de resíduos secos (Barlaz *et al.* 1989a; Barlaz, 1996).

3.6 – Monitoramento dos recalques

Os recalques acumulados durante o período de monitoramento considerado neste trabalho, referem-se àqueles medidos imediatamente após a execução da camada de cobertura das células experimentais. Entretanto, a variação volumétrica dos resíduos durante a compactação do lixo e a execução da cobertura final, merece alguns comentários que serão feitos nos dois parágrafos seguintes.

Na CE-1, os resíduos foram compactados até uma altura de 2,81 m quando foi feita a regularização da superfície com uma camada de solo de 2,5 cm de espessura, sobre a qual foram instalados um disco magnético e duas placas de recalques (Figura 13a). A partir desse momento, iniciou-se a compactação da camada de cobertura que, em virtude do acréscimo de pressão, provocou um recalque total de 310 mm (Figura 13b) dos quais 260 mm foram resultantes da compressão da porção superior dos resíduos até uma profundidade de 1,56 m, uma vez que o disco magnético (D2), instalado inicialmente na altura de 1,25 m, em relação à base, sofreu um deslocamento de apenas 50 mm, representando 16,1 % do recalque total. Isso ocorreu certamente, porque a porção inferior dos resíduos já estaria com uma densidade mais elevada, devido à sobrecarga do lixo sobrejacente. A sobrecarga imposta pela camada de cobertura, conforme os dados do Quadro 5, foi da ordem de 8,46 kN/m², enquanto na porção inferior da célula, a partir do ponto de localização do disco magnético (D2), de acordo com os dados do Quadro 4, já estaria submetida a uma sobrecarga de 10,31 kN/m², somente devido à camada de lixo sobrejacente. Isso, em ambos os casos, desconsiderando o esforço empregado na compactação e o atrito entre o solo ou lixo e a parede da célula.

Na CE-2, o acréscimo de pressão devido à camada de cobertura foi de 8,48 kN/m², enquanto o da massa de lixo sobrejacente ao disco (D2) chegou a 11,32 kN/m². O deslocamento vertical total observado durante a execução da cobertura foi de 170 mm (Figura 13d), sendo que somente 30 mm foi devido o recalque do resíduo subjacente ao D2 (Figura 13c), representando 17,6 % do recalque total. Nota-se, portanto, que as relações entre os recalques nas porções superiores e inferiores dos dois aterros simulados foram equivalentes. Entretanto, a deformação total na CE-1 foi bem maior, mesmo tendo sido submetido a uma sobrecarga equivalente. Isso, provavelmente, ocorreu porque, antes do início da camada de cobertura, a massa específica aparente dos resíduos na CE-1 (588 kg/m³) era menor do que na CE-2 (691 kg/m³) e, possivelmente, essa diferença pode ser explicada pela composição dos resíduos. O maior teor de plásticos na CE-1 seria suficiente para conferir à massa de resíduos uma característica mais elástica, tornando menos eficiente o processo de compactação empregado. Por outro lado, o maior teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, um maior percentual de partículas menores na CE-2 (Figura 8) permitiu um melhor entrosamento dos diversos componentes dos resíduos durante as operações de espalhamento e compactação, contribuindo para a redução dos vazios e, conseqüentemente, para o aumento da massa específica aparente.

Nas Figuras 13b e 13d podem ser observados os posicionamentos iniciais dos discos e das placas de recalques, que serviram de base para a medição dos recalques apresentados na Figura 14. De um modo geral, observou-se tanto na CE-1 quanto na CE-2 que as duas metodologias (placa e disco) apresentaram resultados bastante próximos. As diferenças entre os resultados medidos com o disco em relação àqueles obtidos com as placas justificam-se em função do tamanho do disco que, por ser bem menor, está mais sujeito à interferência de deformações localizadas. Outro aspecto que ainda deve ser ressaltado é que o tubo de acesso é muito flexível e pode sair de prumo em função das deformações na massa de resíduos, o que dificultaria, em alguns momentos, o deslocamento

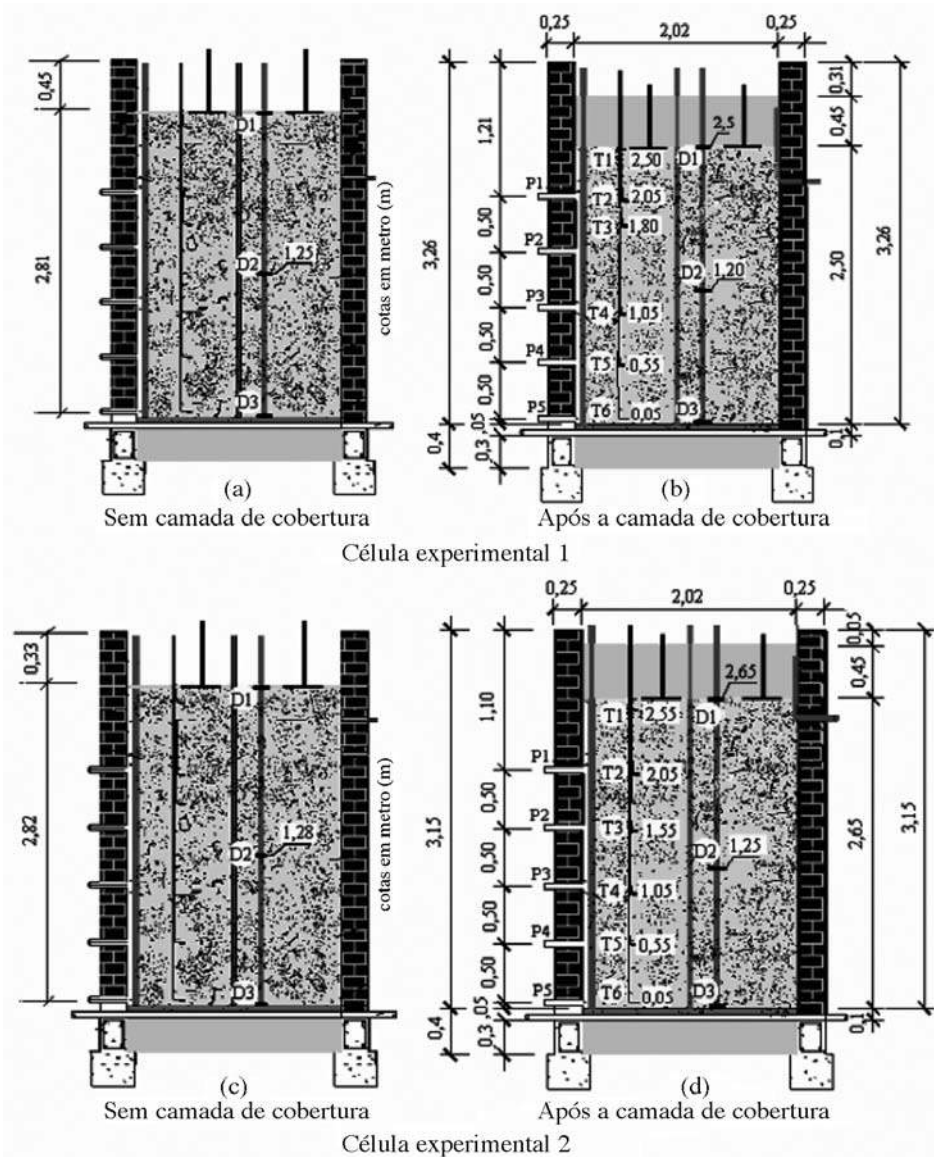


Fig. 13 – Posicionamento dos elementos das células experimentais antes e imediatamente após a conclusão da camada de cobertura.

vertical do disco. Isso também pode ocorrer pela entrada de resíduos na folga deixada entre o tubo e o disco, impedindo-o de deslocar-se na mesma velocidade em que ocorrem as deformações verticais. Isso poderia explicar alguns trechos dos gráficos que mostram recalques praticamente nulos, quando medidos com os discos magnéticos, enquanto as medições nas placas indicam um deslocamento mais contínuo. Considerando a maior representatividade das placas em função da área que elas ocupam, na análise dos recalques superficiais, serão utilizados, os valores medidos pelas placas.

Observando-se a Figura 14 nota-se que as curvas apresentam diferentes inclinações, as quais sugerem fases distintas de compressão, em função do tempo de aterramento. Em relação ao recalque superficial pode se observar, tanto em relação a CE-1 como em relação à CE-2, que o período

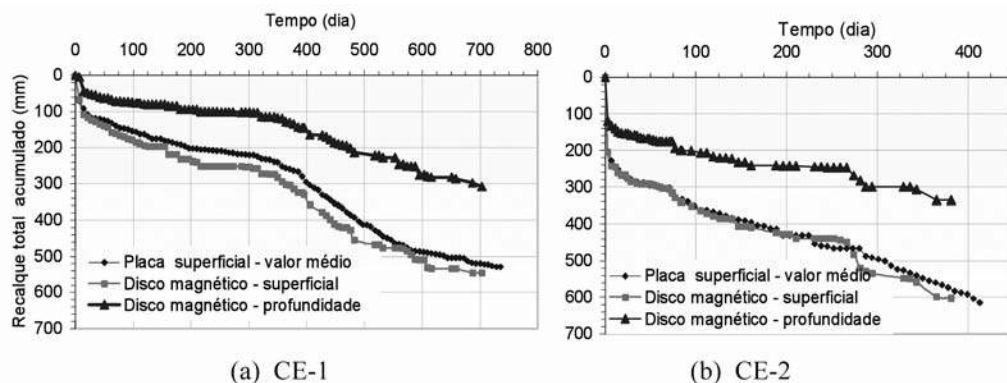


Fig. 14 – Recalques totais da massa de resíduos, medidos na superfície e em profundidade.

anterior ao 28º dia de monitoramento foi marcado por elevados valores de recalques, a partir do qual se verifica uma modificação mais pronunciada no comportamento das curvas.

Considerando-se o recalque superficial médio medido pelas placas nos primeiros 28 dias, verificou-se, na CE-1, uma velocidade média de 4,2 mm/dia, para um recalque total de 118 mm e, na CE-2, velocidade de 9,9 mm/dia para um recalque de, aproximadamente, 277 mm. Esse recalque ocorrido até o 28º dia pode ser associado a duas fases distintas: i) Fase 1 - Compressão imediata ou instantânea - redução abrupta dos vazios devido ao incremento de carga, nesse caso, decorrente da camada de cobertura; ii) Fase 2 - Compressão remanescente - que se inicia logo após a deformação imediata, devido a mecanismos de reorientação e compressão de materiais muito deformáveis que mantêm os recalques ainda elevados, mesmo sem acréscimo de pressão. Conforme Morris e Woods (1990) e Wall e Zeiss (1995), esses recalques também seriam devido à dissipação de pressões intersticiais de água e gases.

Se levarmos em conta a redução total na altura da massa de lixo, incluindo aquela observada durante a compactação da cobertura (310 mm na CE-1 e de 170 mm na CE-2), ao final da Fase 2 (28 dias), já teria ocorrido uma deformação específica (recalque / altura inicial do lixo) de 15,2 % na CE-1 e de 15,9 % na CE-2, valores estes bastante expressivos, se considerarmos, por exemplo, que a deformação específica devida exclusivamente à biodegradação, segundo El-Fadel e Khoury (2000), seria, em média, de 15 %. Esses recalques imediatos e remanescentes (Fases 1 e 2) geralmente não são medidos em aterros, pois normalmente o período de elevação de uma célula demora alguns meses, quando somente são instalados os marcos e as placas superficiais. Portanto, essas informações podem ser úteis do ponto de vista prático, para a previsão do tempo de elevação das células de um aterro. Para a obtenção dos dados de deformação em aterros nessas fases iniciais, seria recomendável a utilização de discos magnéticos desde o início de operação da célula, que poderiam ser distribuídos a cada um ou dois metros de elevação do aterro. Essa metodologia é interessante, pois a instalação dos discos e a realização das leituras podem ser feitas, rapidamente, com custos relativamente baixos.

As mesmas considerações sobre as Fases 1 e 2, feitas em relação ao recalque total, também são válidas para os recalques medidos em profundidade que apresentaram, de um modo geral, o mesmo comportamento. Entretanto, como é possível perceber nos gráficos de recalques medidos em profundidade (Figura 14), essas fases ocorreram num menor intervalo de tempo, em torno de 21 e 18 dias na CE-1 e CE-2, respectivamente. Isso pode ser explicado pela maior sobrecarga atuante nos resíduos localizados na parte inferior das células.

A partir dos 28 dias, verifica-se uma mudança acentuada na inclinação das curvas de recalque superficial (placas), que pode estar associada ao início da Fase 3 em que os recalques devidos a

degradação da matéria orgânica começam a ser mais significativos. Se os resíduos fossem constituídos de materiais inertes e considerando-se que as poropressões já teriam sido dissipadas, o recalque nessa fase poderia ser, exclusivamente, devido ao “creep” ou à deformação lenta dos materiais com incrementos que inicialmente poderiam ser significativos, mas que, ao longo do tempo, tenderiam a valores mínimos, o que representaria um percentual muito pequeno do recalque total. Entretanto, como um elevado percentual da massa de RSU pode ser facilmente degradada por processos físico-químicos e biológicos, a compressão na Fase 3 ocorre certamente por uma combinação de vários fatores e, como pode ser observado (Figura 14), representou a maior parcela dos recalques. Nessa fase, podem ser evidenciados trechos com inclinações bem diferentes, principalmente no gráfico referente a CE-1, indicando que o comportamento da curva de compressão pode variar bastante em função do tempo, devido, provavelmente, a alterações na evolução do processo de degradação, o que poderia acentuar, mais ou menos, o efeito da biodegradação no recalque.

Em cada um dos trechos da curva de recalque superficial médio da CE-1 (Figura 14), em que se é possível perceber, visualmente, uma inclinação distinta, foram calculadas as velocidades médias das deformações. O mesmo foi feito em relação a CE-2, considerando-se intervalos semelhantes, cujos resultados são apresentados na Figura 15. Nessa figura, percebe-se que as velocidades médias iniciais são muito elevadas e vão diminuindo, inicialmente, de forma muito rápida e depois, mais lenta, até se manterem mais uniformes e numa faixa de 0,2 - 1,2 mm/dia. Comportamento semelhante foi observado por Mariano (1999) na Célula 01 do aterro de Muribeca – PE, após a colocação de uma camada de cobertura sobre o lixo com idades de 4,5 a 14 anos e espessura em torno de 23 m. No referido estudo, em nove placas de recalques, as velocidades entre 60 e 270 dias, após o início das leituras, variaram num intervalo de 0,2-1,1 mm/dia e, em uma placa localizada sobre uma camada de lixo mais recente variou de 1,7-2,0 mm/dia.

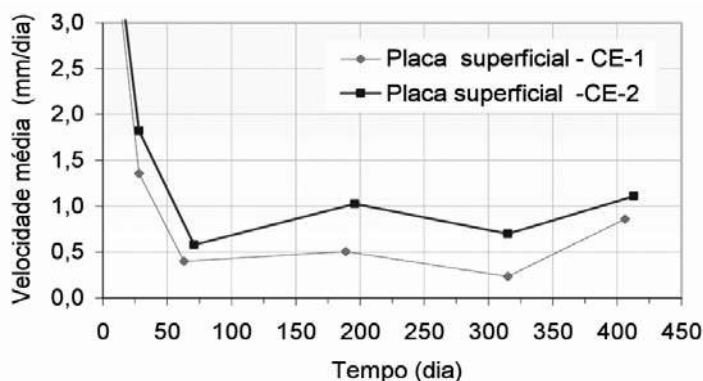


Fig. 15 – Velocidade média de recalques superficiais nas células CE-1 e CE-2.

Os gráficos de velocidade média de recalque superficial (Figura 15) apresentaram comportamentos semelhantes. Entretanto, considerando-se intervalos de tempo aproximadamente iguais na Fase 3, na qual devem predominar os recalques devido à biodegradação, as velocidades na CE-2 foram bem maiores, o que sugere uma maior taxa de biodegradação dos resíduos em relação a CE-1. Os resultados da concentração de microorganismos celulolíticos (Figura 12) também sugerem uma maior taxa de biodegradação na CE-2.

Considerando-se a medida dos recalques superficiais (Figura 16) num intervalo de 385 dias, contados a partir do início da Fase 3 (28 dias), verificou-se uma deformação específica de 14,2 % na CE-2 e de apenas 8,1 % na CE-1, conforme dados indicados no Quadro 7.

Quadro 7 – Parâmetros para o cálculo da deformação específica na Fase 3.

Parâmetro	CE-2	CE-1
t_i – tempo inicial considerado (dia)	28	28,4
t_f – tempo final (dia) 413	413	
H_0 – altura inicial do lixo (cm)	237,2	238,2
ΔH – variação de altura (cm)	33,6	19,4
ϵ_v – deformação específica (%)	14,2	8,1

ϵ_v = recalque / altura inicial do lixo.

Para ilustrar o que representa na prática a diferença entre as deformações específicas observadas nas duas células experimentais, consideremos um aterro com área de 1,0 ha e altura média de 30 m. Uma deformação específica adicional de 6,1 % (14,2 % – 8,1 %) representaria uma redução volumétrica de 18300 m³ que seria suficiente para comportar todo o lixo gerado em uma cidade de 100 mil habitantes, durante 7 meses. Isso considerando uma massa específica no aterro de 0,8 t/m³ e uma geração per capita de 0,7 kg/hab/dia que é compatível com cidades do nordeste do Brasil.

Levando-se em conta o recalque total medido na superfície (placas) a deformação específica observada na CE-1, após 735 dias, foi de 21,8 % contra 23,2 % na CE-2 em apenas 413 dias (Figura 16). Com relação ao recalque medido em profundidade (Figura 14), observa-se que, em números absolutos, ele foi sempre bem menor do que aquele medido na superfície, como era de se esperar. Entretanto, em termos relativos, a compressão da camada inferior foi maior. Ao final do monitoramento de cada uma das células, a deformação específica (ϵ_v) total medida em profundidade foi de 25,7 % na CE-1, para 703 dias e de 26,8 % na CE-2, para 381 dias de monitoramento. Esse acréscimo nos valores de ϵ_v , em relação à deformação específica da espessura total de lixo, pode ser justificado, certamente, em função da maior sobrecarga. Outro aspecto que também pode ser levado em consideração é o acúmulo de lixiviado na parte inferior que pode contribuir para uma maior compressibilidade e dissolução dos materiais sólidos, o que aumentaria os recalques na porção inferior das células.

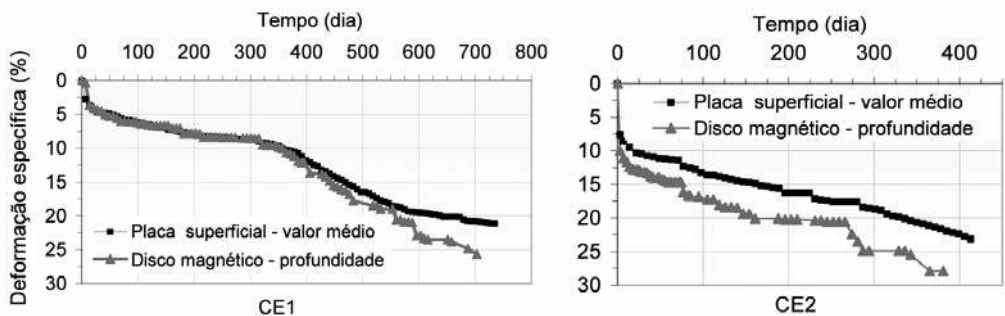
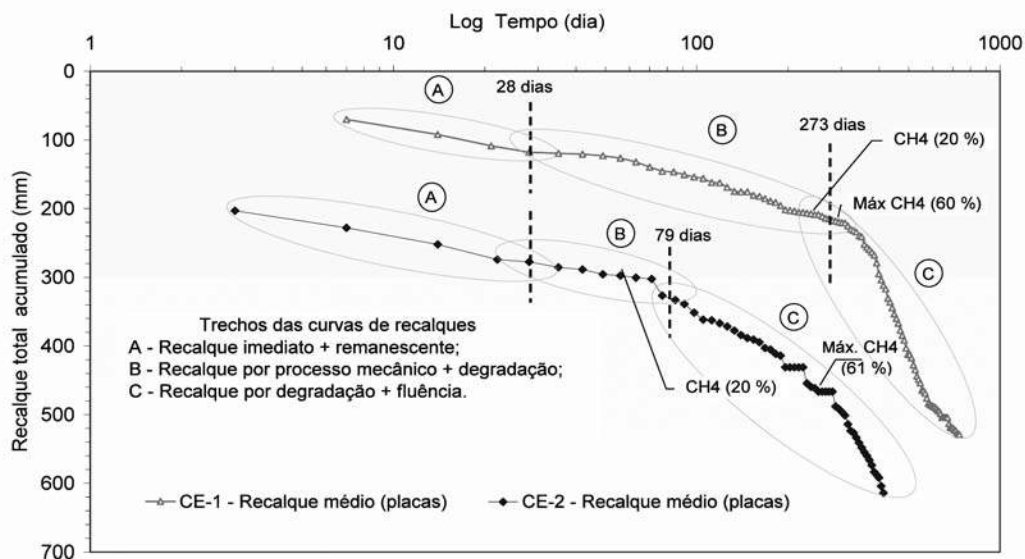
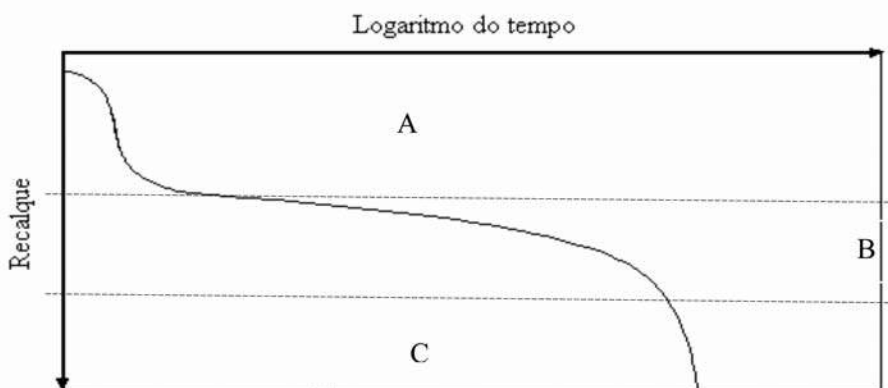


Fig. 16 – Recalques específicos medidos na superfície e em profundidade.

Na Figura 17a, podem ser vistos os gráficos dos recalques superficiais em função do tempo na escala logarítmica, nos quais podem ser melhor evidenciados trechos bem distintos. O comportamento geral das curvas se assemelha ao da curva típica de compressão de RSU, conforme ilustrado na Figura 17b. O primeiro trecho (A) refere-se às Fases 1 e 2, incluindo os recalques imediatos e remanescentes. A Fase 3 (a partir de 28 dias) pode ser subdividida em dois trechos (B e C). No trecho inicial (B), os recalques ainda seriam muito influenciados por processos mecânicos, e,



(a) - Variação do recalque superficial com o logaritmo do tempo.



(b) - Curva típica de recalque, conforme Bjarngard & Edgers (1990).

Fig. 17 – Recalques específicos medidos na superfície e em profundidade.

no trecho seguinte (C), seriam predominantemente devido aos processos físico-químicos e bioquímicos de degradação dos resíduos, com perda de massa na forma de efluentes líquidos e gasosos, e devido à fluência. Portanto, o comportamento da curva difere daquele sugerido por Sowers (1973), que considera que, nesse estágio (Fase 3), o recalque apresenta um comportamento aproximadamente linear com o logaritmo do tempo.

Os limites entre cada um dos trechos típicos das curvas de recalques foram estabelecidos em função das mudanças de inclinação das curvas, observadas visualmente. Como a evolução do processo de deformação é contínua, a passagem de um trecho para outro não deve ocorrer de forma tão abrupta. Assim, para o estabelecimento dos limites entre eles foram considerados os pontos médios de uma suposta faixa de transição entre o final de um trecho e o início do outro, como ilustra a Figura 17a.

De fato, os referidos trechos observados (Figura 17a) são compatíveis com a evolução do processo de biodegradação observado nos dois aterros simulados. Na CE-1, o Trecho B desenvolveu-se no intervalo de 28 a 273 dias. Na maior parte desse período (28-200 dias), observaram-se baixas concentrações de biogás (Figura 11a), o que sugere baixa taxa de decomposição. Por volta do dia 230, que marcaria o início da transição entre os Trechos B e C, verificou-se, também, o início do aumento mais acentuado das concentrações de CH₄, que atingiu um máximo no 300º dia, sendo que, por volta do dia 322, se iniciou a fase mais acentuada de recalques. Essa associação entre a evolução das concentrações de CH₄ e o comportamento da curva “log tempo x recalques” também pode ser observada na CE-2. Como na CE-2, a geração de gás começou logo após o aterramento dos resíduos (Figura 11b) o Trecho B (Figura 17a) foi bem mais curto, ou seja, os efeitos mais pronunciados da degradação na taxa de recalque foram percebidos mais rapidamente.

Edgers *et al.* (1992), sugerem uma equação, para a estimativa dos recalques, baseada na biodegradação que seria utilizada a partir de um tempo crítico relativo ao início mais intenso das deformações devido à atividade biológica. Esse tempo provavelmente poderia ser representado pelo início do Trecho C.

A mudança de inclinação na parte final do Trecho C, observada na curva referente a CE-1 (Figura 17a), já sugere o início de uma quarta fase da curva de recalque, identificada por Grisolia e Napoleoni (1996) como relativa ao final da decomposição dos resíduos e que seria seguida de uma fase de deformação residual.

Finalmente é importante ressaltar que, na prática, numa célula de lixo em construção e já com vários metros de altura, todas as fases de recalques podem ocorrer simultaneamente. Isso porque cada camada de lixo acrescentada ao aterro provoca, nas camadas subjacentes, novos assentamentos imediatos e incrementos de recalques remanescentes, enquanto os recalques devido a biodegradação continuam a ocorrer nas camadas mais inferiores.

A obtenção de curvas de compressão relativamente bem definidas e suas relações com as concentrações de metano só foram possíveis, provavelmente, porque o tempo de construção de cada um dos aterros simulados foi bem curto, não havendo acréscimo de resíduos ao longo do tempo, tendo sido os recalques medidos logo no início do processo. Nos aterros em escala real, provavelmente seja mais difícil identificar um comportamento semelhante, pois o tempo de conclusão de uma célula pode demorar vários meses, quando, somente, na maioria das vezes, serão iniciadas as medições dos recalques. Dessa forma, nas porções inferiores do aterro, as Fase 1 e 2 e o início da Fase 3 já teriam ocorrido, bem como já poderiam ser medidas concentrações de metano muito elevadas.

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição dos resíduos da CE-2 e as condições climáticas atuantes durante o período de monitoramento desta célula contribuíram para o aumento dos recalques. Os resultados apresentados, comprovam que as velocidades médias de recalques, as deformações específicas e os recalques totais, considerando um mesmo tempo de aterramento dos resíduos, foram consistentemente maiores na CE-2. Considerando-se os valores medidos pelas placas superficiais entre 28 e 320 dias, em média, a velocidade de recalque na CE-2 foi de 1,0 mm/dia contra 0,6 mm/dia na CE-1. Para os primeiros 322 dias de monitoramento, as deformações específicas e os recalques totais foram de 19,8 % e 523 mm na CE-2 e de apenas 9,2 % e 230 mm na CE-1, ou seja, menos da metade.

Os resultados sugerem que a evolução dos recalques ao longo do tempo está associada à evolução do processo de biodegradação. Na CE-2 as concentrações de microrganismos celulolíticos

foram consideravelmente maiores e a fase metanogênica se estabeleceu com, pelo menos, 100 dias de antecedência, indicando que, para essa célula experimental, as condições climáticas e a composição dos resíduos foram mais favoráveis ao processo de biodegradação.

As curvas de recalques obtidas apresentaram comportamentos distintos mas com formatos semelhantes às curvas típicas para aterros de RSU e as duas metodologias utilizadas para medição de recalques, placa de recalque e disco magnético, apresentaram resultados muito próximos, sendo que os discos magnéticos podem ser utilizados com vantagens, devido à maior facilidade de medição e ao custo relativamente menor.

Finalmente, os resultados desse trabalho indicam que as metodologias para previsão de recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos devem levar em conta fatores relacionados ao clima, à composição dos resíduos e à evolução do processo de biodegradação.

5 – AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, à FINEP, FUNCAP e EMLURB/ATEPE, pelo apoio financeiro que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho de pesquisa e, também, ao apoio técnico do Grupo de Resíduos Sólidos - GRS/UFPE.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcântara, P. B. (2007) – *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese (doutorado) Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.
- Al-Yaqout, A. F.; Hamoda, M. F. (2007) – *Movement of unlined landfill under preloading surcharge*. Waste Management. v. 27, n.3, pp. 448-458.
- APHA - American Public Health Association (1998) – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 ed. Washington. 1220 p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NBR 7183 (1982). *Determinação do limite e relação de contração de solos*. Rio de Janeiro. 3 p.
- NBR 7181 (1984a) – *Solo: análise granulométrica*. Rio de Janeiro. 13 p.
- NBR 6459 (1984b) – *Solo: determinação do limite de liquidez*. Rio de Janeiro. 6 p.
- NBR 6508 (1984c) – *Solo: determinação da massa específica*. Rio de Janeiro.
- NBR 7180 (1984d) – *Solo: determinação do limite de plasticidade*. Rio de Janeiro. 3 p.
- NBR 6457 (1986a) – *Amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro. 9 p.
- NBR 7182 (1986b) – *Solo: ensaio de compactação*. Rio de Janeiro. 10 p.
- ASTM D 5084-03 (2003) – *Standard test methods for measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter*. West Conshohocken, PA: ASTM.
- ASTM D 2487-85 (1987) – *Test methods for classification of soils for engineering purposes*. USA.
- Augenstein, D.; Pacey, J. (1991). Modelling landfill methane generation. Proc. International Landfill Symposium, Italia. T. Christensen *et al.* (Eds.), pp. 115-148.

- Barlaz, M. A. (1996) – *Microbiology of solid waste landfills*. In : Palmisano, A. C.; Barlaç, M. A. (eds.) *Microbiology of solid waste*. New York : CRC Press.
- Barlaz, M. A.; Schaefer, D. M.; Ham, R. K. (1990) – *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics*. CRC Crit. Rev. Environ. Control, v. 19, n.3, pp. 557-584.
- Barlaz, M. A.; Schaefer, D. M.; Ham, R. K. (1989a) – *Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill*. Appl. Environ. Microbiol. v.55, pp. 55-65.
- Barlaz, M. A.; Schaefer, D. M.; Ham, R. K. (1989b) – *Effects of prechilling and sequential washing on enumeration of microorganisms from refuse*. Appl. Environ. Microbiol. v.55, pp. 50-54.
- Benson, C. H.; Barlaç, M. A.; Lane, D. T.; Rawe, J. M. (2007) – Practice review of five bioreactor/ recirculation landfills. Waste Management. v. 27, n. 1, p.13-29.
- Bidone, F. R. A.; Povinelli, J. (1999) – *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos: EESC/USP. bioreactor/ recirculation landfills. Waste Management. v. 27, n. 1, pp.13-29.
- Bjarnagard, A.; Edgers, L. (1990) – *Settlements of municipal solid waste Landfills*. In: Madison Waste Conference, 13, Madison. Proc. 13th annual Madison Waste Conference. Madison, 1990. pp. 192-205.
- Bogner, J.; Meadows, M.; Czepiel, P. (1997) – *Fluxes of methane between landfills and atmosphere: natural and engineered controls*. Soil Use and Management. v.13, pp. 268-277.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1990) – *Resíduos sólidos urbanos e limpeza pública*. São Paulo.
- D’Almeida, M. L. O.; Vilhena, A. (2000) – *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2.ed. São Paulo: IPT/CEMPRE. 370 p.
- Daniel, D. E. (1995) – *Soil barriers layers versus geosynthetic barriers in landfill cover Systems*. ASCE Geotechnical Special Publication. n.53, pp.1-18.
- DEFRA - Department for Environment Food & Rural Affairs (2004) – *Waste composition analysis: guidance for local authorities*. London.
- DNER. PRO 381/98 (1998) – Projeto de aterros sobre solos moles para obras viárias. Rio de Janeiro: DNER. pp. 1-34.
- Edgers, L.; Noble, J. J.; Williams, E. (1992) – *A biological model for long term settlement in landfills*. Proceedings of the Mediterranean Conference On Environmental Geotechnology, Balkema. Rotterdam, 1992. pp. 177-184.
- El-Fadel, M.; Khoury, R. (2000) – *Modeling settlement in MSW landfills: a critical review*. Crit. Rev. Environ. Sc. Tec. v.30, n.3, pp. 327-361.
- Farquhar, G. H.; Rovers, F. A. (1973) – *Gas production during refuse decomposition*. Water Air Soil Pollut. v.2, pp. 483-495.
- Fassett, J. B.; Leonardo, G. A.; Repetto, P. C. (1994) – *Geotechnical Properties of Municipal Solid Wastes and Their Use in Landfill Design*. In: Waste Tech’94, Charleston.

- FDA - Food and Drug Administration (1984) – *Bacteriological analytical manual*. 6 ed. EUA: Food and Drug Administration. 614p.
- Green, D.; Jamenjad, G. (1997) – *Settlement characteristics of domestic waste*. In: Conference on contaminated ground. Proceedings Conference on Contaminated Ground. Cardiff : BGS, pp. 319–324.
- Grisolia, M.; Napoleoni, X. (1996) – *Geotechnical characterization of municipal solid waste: choice of design parameters*. In: International Congress On Environmental Geotechnics, 2 Osaka. Proceedings of the Second International Congress on Environmental Geotechnics. Osaka. v. 2, pp. 641 – 646.
- Hasselris, F. (1984) – *Refuse-derived fuel processing*. Butterworth, Boston: Stoneham.
- Ivanova, L. K.; Richards, D. J.; Smallman, D. J. (2003) – *An investigation into the factors affecting secondary settlement of wastes*. Proceedings of the Sardinia International Landfill Symposium, 9, 2003, Italy. Cagliari, Italy. CD-Rom.
- Jesseberger, H. L. (1994) – *Geotechnical aspects of landfill design and construction*. Proc. Institution Civil Engineers, Geotechnical Engineering. v.107, pp. 99-113.
- Junqueira, F. F. (2000) – *Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas drenofiltrantes em diferentes escalas, com referência ao aterro do Jôquei Clube* – DF. 289 p. Tese (doutorado) Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília. Brasília.
- Kayhanian, M.; Hardy, S. (1994) – *The impact of four design parameters on the performance a high-solids anaerobic digestion of municipal solid waste for fuel gas production*. *Envir. Tech.*, v.15, p. 557-567.
- Kelly, R. J. (2002) – *Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability*. Thesis (Environmental Science and Engineering). Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Landva, A. O.; Valsangkar, A. J.; Pelkey, S. G. (2000) – *Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste*. *Can. Geotech. J.* n.37, pp.1157–1165.
- 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. pp. 1-55.
- Manassero, M.; Van Impe, W. F.; Bouazza, A. (1996) – *Waste Disposal and Containment*. In: International Congress On Environmental, 2. Second International Congress on Environmental: Geotechnics: State of the Art reports. v 1., pp. 193-242.
- Mariano, M. O. H. (1999) – *Recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca* – PE. 108 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife.
- Mariano, M. O. H.; Maciel, F. J.; Fucale, S.; Jucá, J. F. T.; Brito, A. R. (2007) – *Estudo da composição dos RSU do projeto piloto para recuperação do biogás no Aterro da Muribeca/PE*. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 6, Recife-PE.
- Morris, D. V.; Woods, C. E. (1990) – *Settlement and engineering considerations in landfill and final cover design*. In: LANDVA, A.; KNOWLESS, G. D. *Geotechnics of waste fills: theory and practice*. Philadelphia : American Society for Testing and Materials, pp. 9-21.

- Olivier, F; Gourc, J. (2007) – *Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell*. Waste Management. v. 27, n. 4, pp. 40-58.
- Östman, M.; Wahlberg, O.; Agren S.; Martensson, A. (2006) – *Metal and organic matter contents in a combined household and industrial landfill*. Waste Management. v. 26, pp. 29–40.
- Palma, J. H. (1995) – *Comportamento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos*. 300 p. Tesis (Doctoral) Escuela Tecnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos - Universidad de Cantabria.
- Palmisano, A. C.; Barlaz, M. A. (1996) – *Introducion to solid waste decomposition*. In: Palmisano, A. C.; Barlaz, M. A. (eds.) *Microbiology of solid waste*. New York:: CRC PRESS, pp. 224.
- Pereira Neto, J. T.; Mesquita, M. M. F. (1992) – *Compostagem de resíduos sólidos urbanos: aspectos teóricos, operacionais e epidemiológicos*. Lisboa, 25p. (Informação Técnica-Hidráulica Sanitária, 37).
- Pohland, F. G.; Harper, S. R. (1985) – *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. Cincinnati: US Environmental Protection Agency, . EPA/600/2-86/07.
- Pourcher A. M.; Sutrab L.; Hebea I.; Moguedeta G.; Bollet, C.; Simoneau, P.; Gardan, L. (2001) – *Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill*. HFEMS Microbiol Ecol.H v.34, n.3, pp. 229-241.
- Powrie, W. ; Beaven, R. P. (1999) – *Hydraulic properties of household waste and implications for landfills*. Proceedings of the Institution of Civil Engineers, v.137, pp. 235 – 247.
- Rees, J. F. (1980) – *The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter*. J. Chem. Technol. Biotech. v. 30, p. 161-175.
- Reinhart, D. R.; Cooper, D. C.; Walker, B. L. (1992) – *Flux chamber design and operation for the measurement of municipal solid waste landfill gas emission rates*. J. Air and Waste Management Assoc. v. 42, pp. 1067-1070.
- Simpson, P. T.; Zimmie, T. F. (2001) – *Laboratory investigations of potential sanitary landfill settlement*. Proceedings of International Conference on Soil Mechanic. Istanbul. pp. 1925-1928.
- Sowers, G. F. (1973) – *Settlement of waste disposal fills*. Proc. 3rd International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, vol. 2, Moscow, pp. 207-210.
- Tabasaran, O. (1976) – *Tests on the composting of domestic on the composting of domestic refuse and waste- water sludge*. Wasser-Abwasser Gewasser. v. 20, p. 1-35.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vinil, S. (1993) – *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. New York : Irwin MacGraw-Hill, 978 p.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA (1995) – *Decision-maker's guide to solid waste managemen*. 2 ed. Washington : U.S. Environmental Protection Agency.
- Wall, D. K.; Zeiss, C. (1995) – *Municipal landfill biodegradation and settlement*. J. Environ. Eng., v.121, n.3, pp. 214-224.
- Warith, M. (2002) – *Bioreactor landfills: experimental and field results*. Waste Management , v. 22, pp. 7–17.

Watts, K. S.; Fisher, A. R. J.; Lewicki, R. A. (2001) – *A large scale instrumented test of the behaviour of newly placed domestic waste*. Proceedings of the 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, v. 2, pp. 105–114.

WHO. International Reference Center For Wastes Disposal (1979) – *Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost*. Switzerland.

Winkler, P. F; Wilson, D. C. (1973) – *Size Characteristics of Municipal Solid Waste*. Compost Science, v. 14, n. 5, apr.