

1 - INTRODUÇÃO

Aterro é o termo usado para descrever os meios físicos utilizados para a disposição dos resíduos sólidos na superfície do solo. Desde a virada do último século, o uso de aterros, de uma forma ou de outra, tem sido o método mais econômico e ambientalmente aceitável para a disposição de resíduos sólidos em toda parte do mundo. Hoje, o controle de um aterro incorpora o planejamento, projeto dos sistemas de impermeabilização de base, operação, monitoramento ambiental, isolamento, e controle dos aterros após o isolamento (Tchobanoglous e O'Learly).

Os processos de decomposição da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos envolvem a geração de gases que podem vir a afetar diretamente o meio ambiente. Desta forma, os aterros sanitários devem ser fundamentados em critérios de engenharia para evitar, além da poluição dos recursos hídricos e do solo, a poluição atmosférica. A emissão incontrolada do biogás é um grave problema de poluição atmosférica a nível local e global que precisa ser mitigado. Os efeitos da liberação dos gases localmente variam do simples mau odor até possíveis doenças cancerígenas na comunidade circunvizinha ao aterro. Em relação à poluição atmosférica global, o principal efeito da liberação do biogás é o aquecimento do globo terrestre que vem gerando grandes discussões nos últimos anos. O gás metano (CH_4) é o segundo maior contribuinte para o aquecimento global, atrás apenas do dióxido de carbono (CO_2), entre as emissões antrópicas de gases do efeito estufa. Estima-se que o CH_4 seja 21 vezes mais prejudicial que o CO_2 no aprisionamento de calor na atmosfera (Maciel, 2003).

Ainda segundo Maciel (2003), o sistema de cobertura dos resíduos é o elo existente entre o ambiente interno dos resíduos e a atmosfera. Por esta razão, o mesmo é considerado como principal parâmetro para controle da poluição do ar. Os tipos de cobertura utilizados nos aterros podem ser em: camada homogênea de argila, de diferentes tipos/graduações de solo, argilosa com diferentes geossintéticos e mais recentemente aquelas formadas com materiais alternativos, solos orgânicos, lodos, etc. Em geral, a grande maioria dos aterros possui cobertura com camada homogênea de argila compactada, constituídas durante a maior parte do tempo por solos não saturados.

Dentre os procedimentos operacionais de um aterro incluem-se a execução de camadas a execução de camadas de cobertura intermediárias (diárias) e finais sobre os resíduos sólidos urbanos. De acordo com Tchobanoglous e O'Learly as camadas de cobertura intermediárias, realizadas ao longo do processo de preenchimento do aterro com os resíduos sólidos urbanos, têm como funções principais o controle dos seguintes problemas: proliferação de vetores de doenças (insetos, roedores, etc.), emissão de odores, combustão espontânea, ação do vento ao provocar espalhamento ou escape dos resíduos do interior das células de aterramento, proteção contra pássaros, minimização do fluxo de águas pluviais para o interior do maciço de resíduos. Já as camadas de cobertura finais, executadas na finalização de uma célula de aterramento, têm como finalidade evitar a infiltração de águas pluviais, que podem resultar em um aumento do volume de líquidos lixiviados, e impedir que gases gerados na degradação da matéria orgânica escapem para a atmosfera. Além disso, favorecem a recuperação final da área e a revegetação.

De acordo com Real (2005), para uma maior eficiência dos processos é necessária a utilização de engenharia geotécnica, com bom conhecimento das técnicas de compactação de solos, caracterização de meios porosos, solos não-saturados, características de permeabilidade destes solos, etc.

Além dos objetivos descritos a seguir, a pesquisa possui o objetivo sócio-ambiental de levar à comunidade científica uma pequena contribuição no que diz respeito ao desenvolvimento de técnicas de laboratório e de campo para que as emissões de gases nos aterros de resíduos sólidos possam ser melhor investigadas, compreendidas e conseqüentemente minimizadas.

2 - OBJETIVOS

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar o comportamento geotécnico da camada de cobertura do Aterro de resíduos sólidos urbanos da CODIN, na cidade de Campos dos Goytacazes/RJ, no que se refere à percolação e emissão do biogás por meio de investigações experimentais de laboratório. Desta forma determinar-se-á a influência dos diferentes parâmetros do solo de cobertura na sua condutividade aos gases.

Entre os objetivos específicos a serem pesquisados, podem-se destacar:

- Caracterização completa do solo em questão, no que diz respeito à distribuição granulométrica, limites de Atterberg, ensaios de sucção do solo, capilaridade e compactação Proctor Normal;
- Determinação da permeabilidade do solo de cobertura ao ar em função de diferentes variáveis do solo, tais como tipo e estrutura do solo, densidade, umidade de compactação, grau de saturação e porosidade. Estes parâmetros são de grande importância para projetar e executar corretamente o sistema de cobertura e posteriormente monitorar sua eficiência na minimização da liberação dos gases ao longo de diferentes épocas do ano;
- Determinação do coeficiente de difusão de amostras do solo de cobertura em diferentes graus de compactação. Os gases utilizados nos ensaios de difusão, a serem realizados no Laboratório de Ciências Físicas da UENF, são CH₄, CO₂ e O₂;
- Avaliação indireta da retenção dos diferentes gases na cobertura e os principais fatores relacionados com este processo.

3 - JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

Mal operada possivelmente desde o início de sua instalação, em meados da década de 80, a área utilizada para a destinação final dos resíduos sólidos no distrito da CODIN (Companhia de Desenvolvimento Industrial do Estado do Rio de Janeiro) em Campos dos Goytacazes/RJ era inadequada, técnica e ambientalmente, para o recebimento de resíduos. Como não havia a cobertura das células, ocorria a proliferação de vetores e urubus que dispunham de restos de alimentos com animais e famílias de catadores. Esse quadro mudou somente após a contratação de uma empresa privada, que gerencia atualmente as atividades de operação do Aterro. O resultado foi positivo, já que a área de disposição dos resíduos da cidade deixou de ser um lixão a céu aberto, sem a menor preocupação ambiental, para se tornar um aterro controlado, que conta, por exemplo, com um sistema de coleta de chorume, poços para disposição de resíduos hospitalares e sistema de coleta de gases. O aspecto visual foi drasticamente alterado, como pode ser notado nas Figuras 3.1 e 3.2.



(a)



(b)



(c)

Figura 3.1 – Aspecto visual do Aterro da CODIN como um lixão a céu aberto.



(a)



(b)



(c)

Figura 3.2 – Aspecto visual do Aterro da CODIN após o gerenciamento da empresa privada.

Apesar da melhoria, a camada de cobertura, que é feita diariamente com o solo do próprio local, não se baseia em nenhum critério de engenharia para a sua correta execução, como controle de umidade e compactação adequada. Isso implica em perda significativa de gases para a atmosfera.

O sistema de cobertura dos resíduos é o elo existente entre o ambiente interno dos resíduos e a atmosfera, sendo, desta forma, considerado como o principal parâmetro para controle da poluição do ar. Vale ainda lembrar que o aproveitamento energético do biogás dos aterros também está relacionado à percolação dos gases na cobertura por requerer um nível de impermeabilização adequado para este fim.

Por esta razão, investigações laboratoriais acerca do solo usado como material de cobertura em aterros de resíduos sólidos são de fundamental importância para que seja definido um sistema eficiente de impermeabilização dos resíduos, e minimização dos inconvenientes causados pela emissão dos gases na atmosfera.

4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 – Geração de gases em aterros de resíduos sólidos

4.1.1 – Mecanismos de geração de gases em aterros

O mecanismo de formação de gases em aterros de resíduos urbanos é muito complexo devido à diversidade de materiais e compostos presentes e por suas possíveis interações físico-químicas e biológicas ao longo do tempo. Durante o período de decomposição dos resíduos, os processos microbiológicos são predominantes na formação dos gases. No entanto, existem outros mecanismos envolvidos que atuam ora isoladamente, ora associados com a microbiologia, na transformação das substâncias em gases.

De acordo com ASTDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2006), três processos – decomposição bacteriana, volatilização, e reações químicas – formam os gases de aterro:

- **Decomposição bacteriana:** a maior parte do gás de aterro é produzida por decomposição bacteriana, que ocorre quando o resíduo orgânico é degradado pelas bactérias naturalmente presentes no resíduo e no solo usado para cobrir o aterro. Resíduos orgânicos incluem alimentos, resíduos de jardim, resíduos de varrição de ruas, tecidos, madeira e produtos de papel. As bactérias decompõem o resíduo orgânico em quatro fases, e a composição do gás muda durante cada fase.
- **Volatilização:** Os gases de aterro podem ser gerados quando certos resíduos, particularmente compostos orgânicos, mudam da fase líquida ou sólida para vapor. Este processo é conhecido como volatilização. Compostos orgânicos sem metano no gás podem ser o resultado da volatilização de certas substâncias dispostas no aterro.
- **Reações químicas:** gases, incluindo os compostos orgânicos sem metano, podem ser gerados por reações de certas substâncias presentes no resíduo. Por exemplo, se cloro e amônia entrarem em contato dentro do aterro, um gás prejudicial é produzido.

4.1.2 - DECOMPOSIÇÃO BIOLÓGICA E FASES DE PRODUÇÃO DO GÁS

No momento da deposição dos resíduos em um aterro, o oxigênio está presente no espaço vazio, dando origem à decomposição aeróbica durante a qual os materiais orgânicos biodegradáveis reagem rapidamente com o oxigênio para formar dióxido de carbono, água, e outros co-produtos. O dióxido de carbono é produzido aproximadamente na mesma equivalência molar de oxigênio consumido. A depleção de oxigênio dentro do aterro marca o início da fase de decomposição anaeróbica. Apesar de o ecossistema de um aterro passar por uma pequena fase de decomposição aeróbica inicial, a subsequente fase anaeróbica é a fase dominante e a mais importante do ponto de vista da formação do gás (El-Fadel *et al.*, 1997).

Tchobanoglous e O'Learly consideram que a geração dos principais gases em aterros de resíduos sólidos ocorre em cinco fases mais ou menos sequenciais, como ilustrado na Figura 4.1.

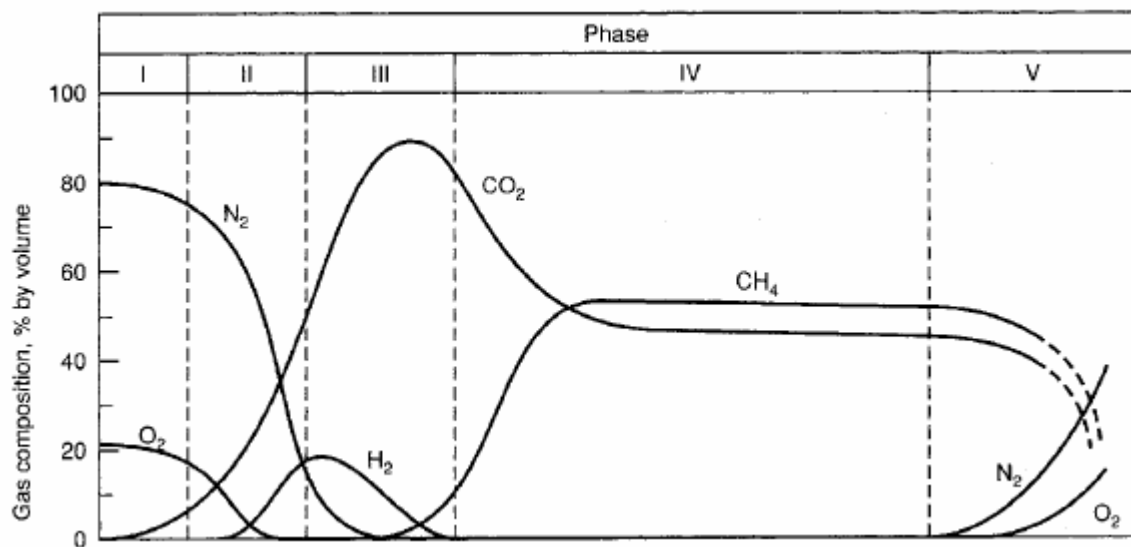


Figura 4.1 – Composição dos principais gases (CH₄, CO₂, H₂, N₂ e O₂) em função das fases de degradação dos resíduos (Tchobanoglous e O'Learly).

As cinco fases de decomposição microbiológica são compostas de 1 fase aeróbia (ajuste inicial) e 4 fases anaeróbicas (transição, ácida, fermentação do metano e maturação). Os autores descrevem cada uma dessas fases conforme mostrado a seguir.

4.1.2.1 - Fase I: Fase de ajuste inicial

A fase I é a *fase de ajuste inicial*, na qual os componentes orgânicos biodegradáveis presentes no resíduo sólido municipal sofre decomposição bacteriana logo depois que são dispostos em um aterro. Na fase I, a decomposição biológica ocorre sob condições aeróbicas porque uma determinada quantidade de ar está presa dentro do aterro. A principal fonte dos organismos aeróbios e anaeróbios responsáveis pela decomposição do resíduo é o solo que é usado como cobertura diária e final. Lodos resultantes do tratamento de águas residuárias, descartados em muitos aterros de resíduos sólidos municipais, e chorume recirculado são outras fontes de organismos.

4.1.2.2 - Fase II: Fase de transição

Na fase II, identificada como *fase de transição*, o oxigênio é esgotado e as condições anaeróbias começam a se desenvolver. À medida que o aterro se torna anaeróbio, nitratos e sulfatos, que servem como receptores de elétrons nas reações de conversão biológica, são frequentemente reduzidos ao gás hidrogênio e gás sulfídrico. A medição do potencial de oxidação/redução pode monitorar o início das condições anaeróbias. Condições suficientes para ocasionar a redução de nitrato e sulfato ocorrem em torno de -50 a -100 mV. A produção de metano ocorre quando os valores do potencial de oxidação/redução variam de -150 a -300 mV. Como o potencial de oxidação/redução continua a diminuir, a parcela dos microorganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica do aterro em metano e dióxido de carbono inicia o processo trifásico no qual a matéria orgânica complexa é convertida em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários, como descrito na fase III. Na fase II, o pH do chorume, se formado, diminui devido à presença de ácidos orgânicos e ao efeito das concentrações elevadas de CO₂ dentro do aterro.

4.1.2.3 - Fase III: Fase ácida

Na fase III, conhecida como *fase ácida*, a atividade bacteriana iniciada na fase II é acelerada com a produção de quantidades significantes de ácidos orgânicos e quantidades inferiores do gás hidrogênio. O primeiro dos três estágios do processo

envolve a transformação (hidrólise) de compostos de massas moleculares maiores (como exemplo lipídios, polímeros orgânicos, e proteínas) em compostos adequados para o uso dos microorganismos como fonte de energia. O segundo estágio no processo (acidogênese) envolve a conversão bacteriana dos compostos resultantes do primeiro estágio em compostos intermediários de menor peso molecular como representado pelo ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de ácidos fúlvicos e outros ácidos orgânicos mais complexos. O CO_2 é o principal gás gerado durante a fase III. Quantidades mais reduzidas do gás hidrogênio (H_2) também são produzidas. Os microorganismos envolvidos nesta conversão, descritos coletivamente como não-metanogênicos, consistem de bactérias anaeróbias e facultativas. Estes microorganismos são frequentemente identificados na literatura como *acidógenos* ou *formadores de ácido*.

Por causa dos ácidos produzidos durante a fase III, o pH dos líquidos retidos dentro do aterro diminui. O pH do chorume, se formado, frequentemente cai a valores iguais ou menores a 5 por causa da presença dos ácidos orgânicos e do efeito das elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), a demanda química de oxigênio (DQO), e a condutividade do chorume aumentam significativamente durante a fase III devido à dissolução dos ácidos orgânicos no chorume. Também, por causa dos baixos valores do pH no chorume, vários constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados, são solubilizados durante a fase III. Muitos nutrientes essenciais também são removidos no chorume na fase III. Se o chorume não é recirculado, os nutrientes essenciais são perdidos. É importante notar que se o chorume não é formado, a conversão dos produtos formados durante a fase III permanecerão dentro do aterro como constituintes sorvidos e na água retida pelo resíduo como definida pela capacidade de campo.

4.1.2.4 - Fase IV: Fase de fermentação do metano

Na fase IV, conhecida como fase de *fermentação do metano*, um segundo grupo de microorganismos, que converte o ácido acético e o gás hidrogênio produzidos pelos formadores de ácido na fase ácida em metano (CH_4) e CO_2 , se torna mais predominante. Em alguns casos, estes organismos começam a se desenvolver próximo do fim da fase III. As bactérias responsáveis por esta

conversão são estritamente anaeróbias e são chamadas *metanogênicas*. Coletivamente, elas são identificadas na literatura como *metanógenas* ou *formadoras de metano*. Na fase IV, tanto o metano quanto a fermentação ácida prosseguem simultaneamente, embora a taxa de fermentação ácida ser consideravelmente reduzida.

Devido aos ácidos e ao gás hidrogênio produzidos pelos formadores de ácido terem sido convertidos em CH_4 e CO_2 na fase IV, o pH dentro do aterro se eleva a valores mais neutros em torno de 6,8 a 8. Por sua vez, o pH do chorume, se formado, aumenta, e a concentração de DBO_5 e DQO e o valor da condutividade o chorume é reduzido. Com maiores valores de pH, menos constituintes inorgânicos são solubilizados; como resultado, a concentração dos metais pesados presentes no chorume também é diminuída.

4.1.2.5 - Fase V: Fase de maturação

A fase V, conhecida como *fase de maturação*, ocorre depois que a matéria orgânica biodegradável imediatamente disponível tenha sido convertida em CH_4 e CO_2 na fase IV. Como a umidade continua a migrar através do resíduo, porções da matéria biodegradável que estavam previamente indisponíveis são convertidas. A taxa de geração de gás de aterro diminui significativamente na fase V, devido à maioria dos nutrientes disponíveis terem sido removidos com o chorume durante as fases prévias e os substratos que permanecem no aterro serem lentamente biodegradáveis. Os principais gases desenvolvidos na fase V são CH_4 e CO_2 .

Dependendo das medidas de fechamento do aterro, pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio também podem ser encontradas no gás de aterro. Durante a fase de maturação, o chorume frequentemente contém concentrações maiores de ácido húmico e fúlvico, que são difíceis de decompor biologicamente.

Com relação à duração das fases individuais na produção do biogás, Tchobanoglous e O'Learly (2004) também afirmam que esta varia, dependendo da distribuição dos componentes orgânicos no aterro, disponibilidade de nutrientes, umidade dos resíduos, trajeto da umidade através do resíduo, e grau de compactação inicial. Por exemplo, se muita vegetação (celulose + lignina) for compactada junto, a razão carbono/nitrogênio e o balanço de nutrientes pode não ser favorável à produção do biogás. A geração de gás é retardada se não há

umidade suficiente disponível. O aumento da densidade do material disposto no aterro pode reduzir a disponibilidade de umidade em algumas partes do resíduo e, portanto reduzir a taxa de bioconversão e produção do gás.

4.1.3 - COMPOSIÇÃO DO GÁS DE ATERRO

O gás de aterro é composto de vários gases que estão presentes em grandes quantidades (gases principais) e em quantidades muito pequenas (gases traço). Os gases principais são produzidos da decomposição da fração orgânica biodegradável do resíduo sólido municipal. Os gases traço, embora presentes em pequenas porcentagens, podem ser tóxicos e podem apresentar riscos à saúde pública (Tchobanoglous e O'Learly, 2004).

Tabela 4.1 – Gases principais (ATSDR).

Componentes típicos do gás de aterro	
Componente	Porcentagem por volume
Metano	45 - 60
Dióxido de carbono	40 - 60
Nitrogênio	2 - 5
Oxigênio	0,1 - 1
Amônia	0,1 - 1
Compostos orgânicos sem metano	0,01 - 0,6
Sulfetos	0 - 1
Hidrogênio	0 - 0,2
Monóxido de carbono	0 - 0,2

Alguns dos gases traço mencionados pelo U.S. Army Corps of Engineers (1995) são tolueno, hexano, xileno, benzeno, cloreto vinílico, metil furano, tetracloreto de carbono e sulfeto de hidrogênio.

4.1.4 - FATORES QUE AFETAM A GERAÇÃO DOS GASES

Inúmeros são os fatores que afetam a geração de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos. O U.S. Army Corps of Engineers (1995) reporta alguns desses parâmetros:

4.1.4.1 - Disponibilidade de nutrientes

As bactérias em um aterro requerem vários nutrientes para o desenvolvimento: os principais são carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, e fósforo (macronutrientes), mas também requer pequenas quantidades de outros elementos tais como sódio, potássio, enxofre, cálcio e magnésio (micronutrientes). A disponibilidade de macronutrientes na massa do aterro tem um efeito tanto no volume de água gerada pelos processos microbianos quanto na composição dos gases gerados. Uma vez que os processos microbianos são estabilizados, os nutrientes são regenerados a partir de processos de degradação à medida que as bactérias morrem. As fontes principais de macronutrientes são restos de vegetação, comida e o solo de cobertura, mas serão sempre restritos se não forem suplementados por uma fonte exterior. Perdas de nutrientes podem ocorrer como componentes do biogás. As necessidades de micronutrientes são muito pequenas e podem ser geralmente satisfeitas pelos elementos traço nos resíduos e lixiviados do solo de cobertura.

4.1.4.2 - Temperatura

As condições de temperatura dentro de um aterro influenciam os tipos de bactérias que são predominantes e o nível de produção de gás. A temperatura do aterro pode variar dramaticamente de uma seção para outra, visto que a temperatura do material é afetada por vários fatores. Os fatores primários da variação da temperatura são profundidade, densidade compactada, temperatura da área ao redor do aterro, atividade microbiana ou outras atividades químicas, teor de água e clima. Temperaturas quentes favorecem a produção de CH_4 . A faixa ótima de temperatura para a decomposição aeróbia é de 54 a 71°C, enquanto que a faixa ótima de temperatura para as bactérias anaeróbias é de 30 a 41°C.

4.1.4.3 - Umidade

O teor de umidade é considerado o parâmetro mais importante quanto à decomposição do lixo e produção de gás. Um alto teor de umidade do resíduo (entre 50 e 60% por peso) favorece a máxima geração de CH_4 . O teor de umidade pode

variar extremamente em diferentes zonas do aterro. Um teor de umidade muito baixo, como no caso de resíduos sólidos em regiões áridas, pode evitar a decomposição do resíduo e dessa forma limitar a produção de gás. A recirculação de chorume (se permitida) levaria ao controle de umidade no interior do aterro.

Normalmente, quando o resíduo chega à umidade de 50% (em base úmida) ele atinge a capacidade de campo, e tende a lixiviar continuamente para baixo para maiores teores de umidade. Segundo o U.S. Army Corps of Engineers (1995), é possível encontrar um teor de umidade in-situ de até 70%. Neste nível, pode-se esperar uma diminuição na eficiência do sistema de coleta de gás.

4.1.4.4 - pH

O material sólido disposto em um aterro pode variar amplamente de pH, mas geralmente o valor médio para o resíduo municipal encontra-se em torno de 5 a 9, sendo governado principalmente pelos processos biológicos.

O pH durante a formação do CH_4 está na faixa de 6,5 a 8,0, mas o pH ótimo de fermentação do CH_4 está na faixa neutra a levemente alcalina (7,0 a 7,2). A maioria dos aterros tem um ambiente inicialmente ácido, mas quando os estágios aeróbio e ácido anaeróbio se completam, os processos metanogênicos retornam o pH para aproximadamente neutro (7 a 8) devido à capacidade do sistema de proteção ao pH e à alcalinidade.

Um fato interessante durante os estágios ácidos do processo biológico é que o pH reduzido mobiliza metais que podem ser lixiviados para fora do aterro, ou se tornar tóxico para as bactérias que produzem gás. Isto é de particular interesse quando se sabe que metais pesados foram dispostos no aterro em grandes quantidades. O aumento da produção de gás pode ser obtido através da investigação cuidadosa dos tipos e quantidades de resíduos que ingressam no aterro, isto é, sem contar materiais tóxicos ou inibidores, e redução do tamanho dos resíduos. Em alguns casos, a adição de lodo de esgoto, adubo ou resíduos agrícolas durante a disposição do lixo melhoram a produção do gás CH_4 .

4.1.4.5 - Condições atmosféricas

A atmosfera afeta as condições no aterro de três maneiras: temperatura, pressão atmosférica e precipitação.

Num aterro onde solos são usados como camada de cobertura, a temperatura do ar não afeta apenas a camada superficial o lixo, mas pode ter um impacto nas camadas mais profundas, porque a condutividade ao ar geralmente é maior no aterro. Climas frios reduzem a atividade biológica nas camadas de superfície, reduzindo o volume de gás produzido. Nos resíduos mais profundos, os efeitos da temperatura de superfície são frequentemente dominados pelo calor gerado pelas atividades bacterianas.

A influência da pressão atmosférica é também maior do que ocorre nos solos em geral, onde a interação do ar na superfície com o solo se estende em cerca de 15 cm. Até o resíduo ser consolidado a uma densidade típica do solo, a pressão atmosférica pode afetar os resíduos próximos à superfície inserindo ar ou extraindo gás da camada de cobertura. O vento também afeta a taxa de difusão nas profundidades do aterro pela redução da concentração superficial dos componentes do gás e gerando advecção perto da superfície.

A precipitação afeta dramaticamente o processo de geração de gás fornecendo água ao processo e carregando oxigênio dissolvido para dentro do resíduo com a água. À medida que a água percola pelo resíduo, também extrai materiais tais como orgânicos e metais. Altas taxas de infiltração também podem alagar seções do aterro, obstruindo o fluxo de gás.

Em um aterro onde geomembrana é utilizada como cobertura final, a mesma isola o lixo e minimiza muitos dos efeitos atmosféricos descritos acima.

4.1.4.6 - Idade do resíduo

Os estágios de degradação biológica têm importante influência na taxa de produção de gás. O tempo ideal para começar a coleta de gás é no início do fechamento do aterro. Este momento geralmente representa o ponto máximo de geração de gás, cujas quantidades permanecem significantes por uns dez anos. Depois que o aterro é fechado, a taxa de geração de gás decresce à medida que o

substrato orgânico é consumido e não é repostado. Pode levar cerca de 50 anos, entretanto, para a produção de gás cessar.

4.1.4.7 - Variação do nível d'água

Os aterros são quase sempre projetados para existirem completamente acima do nível d'água local; se o nível d'água sazonal atinge o fundo do aterro, a pressão hidráulica afeta o lixo, de várias formas:

- O gradiente de pressão pode suspender a camada de fundo e rompê-la, permitindo que ar ou água penetrem no monte de lixo;
- O movimento de ar tem seu percurso interrompido em qualquer zona saturada formada na massa de resíduo;
- A atividade biológica pode parar, mudar de forma à medida que água oxigenada é introduzida, ou ser acentuada pela presença de água “doce” no chorume; ou
- O rompimento na camada pode permitir que o chorume drene do aterro à medida que o nível d'água diminui após atingir seu ponto alto.

A Tabela 4.2 a seguir resume o potencial de influência dos principais parâmetros na geração dos gases.

Tabela 4.2 – Efeito das variáveis que influenciam a geração do gás em aterros (El Fadel, 1997).

Variável	Potencial de favorecimento ou inibição ao gás		
	Baixo	Médio	Alto
Composição do lixo			
Densidade			
Tamanho das partículas			
Temperatura			
pH			
Nutrientes			
Bactérias			
Umidade			
Oxigênio			
Hidrogênio			
Sulfato			
Tóxicos			
Metais			

4.1.5 - IMPACTOS AMBIENTAIS DO GÁS DE ATERRO

4.1.5.1 - Efeito estufa

O efeito estufa natural: a energia solar troposférica é capturada deixando a luz do sol passar (radiação com curto comprimento de onda e alta energia) e então retém a radiação infravermelha (radiação sob forma de calor com grande comprimento de onda) resultando em radiação retida. Este “efeito estufa natural” impede que a radiação infravermelha do sol que aquece a terra seja re-refletida para o espaço. Isto resulta em um aquecimento da superfície da Terra. Na ausência deste efeito natural, a temperatura média da terra não estaria em aproximadamente +15°C, em aproximadamente -18°C e a maior parte da vida na Terra não existiria.

Além disso, o efeito estufa é aumentado por gases relevantes ao clima, tais como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), ou clorofluorcarbonos, resultando em um aumento indesejado da temperatura média na terra (efeito estufa antropogênico). É provável que o uso do fogo por parte do homem primitivo foi a primeira fonte antropogênica. Daquele momento em diante, nós fomos os únicos a consumir energias fósseis e biomassa para conversão (“geração de”) em calor, eletricidade, locomoção (tráfego), alimentos, resíduos... (Stachowitz, 2005).

Tabela 4.3 – Efeito estufa total (Stachowitz, 2005).

Vapor d'água	Gases estufa remanescentes	Efeito estufa antropogênico (indesejável)
60 - 95%	5 - 40%	0,5 - 1,5 %

Tabela 4.4 – Efeito estufa antropogênico (Stachowitz, 2005).

Ozônio Troposférico	Óxido nítrico	H ₂ O estratosférico	CFC	Metano (CH₄)	Dióxido de carbono (CO₂)
2 - 10%	2 - 10%	0 - 10%	5 - 25%	10 - 25%	35 - 65%

4.1.5.2 - Risco de explosão

A Tabela 4.5 mostra o potencial de perigos de explosão causados pelos constituintes importantes do gás de aterro. Ressalta-se que o metano é o mais

provável constituinte do biogás que pode levar a um risco de explosão. É improvável que outros constituintes presentes no gás de aterro sejam encontrados em concentrações suficientemente altas para representar um perigo de explosão. O nível de concentração no qual o gás tem o potencial de explodir é chamado de limite explosivo. O potencial para um gás explodir é determinado por seu limite explosivo inferior (LEI) e limite explosivo superior (LES). O LEI e o LES são representados pela porcentagem em volume do gás no ar. Em concentrações abaixo do LEI e acima do LES o gás não é explosivo. Entretanto, o perigo de explosão pode existir se um gás estiver presente no ar entre os valores de LEI e LES, e se houver uma fonte de ignição.

Tabela 4.5 – Potencial de explosão de componentes comuns do biogás (ATSDR, 2006).

Riscos de explosão de componentes comuns do gás de aterro	
Componente	Potencial de explosão
Metano	O metano é altamente explosivo quando misturado com ar em um volume entre seu limite explosivo inferior (LEI) de 5% e seu limite explosivo superior (LES) de 15%. Em concentrações abaixo de 5% e acima de 15%, o metano não é explosivo. Em alguns aterros o metano pode ser produzido em quantidades suficientes para ser coletado no próprio aterro ou em estruturas próximas em níveis explosivos.
Dióxido de carbono	O dióxido de carbono não é inflamável ou explosivo.
Dióxido de nitrogênio	O dióxido de nitrogênio não é inflamável ou explosivo.
Oxigênio	O oxigênio não é inflamável, mas é necessário para originar explosões.
Amônia	Amônia é inflamável. Seu LEI é 15% e seu LES é de 28%. Entretanto, é improvável se coletar amônia em uma concentração alta o suficiente para representar um risco de explosão.
Compostos orgânicos sem metano	Riscos de explosão em potencial variam de acordo com a substância. Por exemplo, o LEI do benzeno é 1,2% e seu LES é 7,8%. Entretanto, o benzeno e outros compostos orgânicos sem metano isolados são improváveis de serem coletados em concentrações altas o suficiente para representarem risco de explosão.
Gás sulfídrico	O gás sulfídrico é inflamável. Seu LEI é 4% e seu LES é 44%. Entretanto, na maioria dos aterros, é improvável se coletar gás sulfídrico em uma concentração alta o suficiente para representar risco de explosão.

Shan e Yao (2000) dizem que embora pareça quase impossível que incidentes tais como explosões ocorram em um aterro propriamente projetado e operado, existem explosões e incêndios em aterros fechados e em operação em Taiwan todos os verões. Na parte sul do país, onde o clima é quente e árido, a temperatura média pode atingir 30° C de maio a outubro. Uma vez que o metano se move no sentido ascendente e se mistura com o oxigênio no ar, até a luz do sol que passa através de uma garrafa de vidro cheia de água pode iniciar um incêndio.

4.2 – Movimento de gases na massa de lixo

Assim que os gases são produzidos sob a superfície do aterro, eles geralmente se movem para fora do mesmo. Os gases tendem a se expandir e ocupar o espaço disponível, de modo que eles se movem, ou “migram”, através dos limitados espaços dos poros dentro do lixo e dos solos que cobrem o aterro. A tendência natural dos gases de aterro que são mais leves do que o ar, tal como o metano, é se moverem no sentido ascendente, geralmente através da superfície do aterro. O movimento ascendente do gás de aterro pode ser inibido pelo resíduo densamente compactado ou pelo material de cobertura de aterro (por exemplo, por cobertura de solo diária). Quando o movimento ascendente é impedido, o gás tende a migrar horizontalmente para outras áreas dentro do aterro ou para áreas fora do aterro, onde pode retomar sua trajetória ascendente.

Basicamente, os gases seguem o caminho de menor resistência. Alguns gases, tal como o dióxido de carbono, são mais densos que o ar e se acumulam em áreas subsuperficiais, formando corredores (ATSDR, 2006).

4.2.1 - MECANISMOS DE TRANSPORTE DOS GASES

Vários mecanismos físicos descrevem o comportamento dos gases à medida que são liberados na atmosfera. O transporte pode ocorrer principalmente pelos seguintes mecanismos:

- **Difusão:** a difusão molecular ocorre em sistemas gasosos quando existe uma diferença de concentração entre dois pontos diferentes. O fluxo difusivo de gás é na direção na qual a concentração diminui. A concentração de um componente volátil no gás de aterro é quase sempre maior do que a concentração da atmosfera ao redor, de modo que o componente tende a migrar para uma área de menor concentração (o ar ambiente). O vento frequentemente serve para manter a concentração de superfície em zero ou próxima de zero, o que renova o gradiente de concentração entre a superfície e o aterro em uma base contínua e dessa forma promove a migração dos vapores para a superfície. Coberturas de geomembranas têm um efeito

significante na difusão, porque as geomembranas isolam o mecanismo de transporte entre a atmosfera local e o aterro.

A taxa de difusão é afetada pela densidade do vapor, mas o gradiente de concentração tende a vencer pequenas diferenças na densidade. Compostos específicos mostram diferentes coeficientes de difusão, que são as taxas constantes para estes transportes.

- **Convecção:** O fluxo convectivo ocorre quando existe um gradiente de pressão entre duas regiões; o gás flui das regiões de maior pressão para as de menor pressão dentro do aterro, e também flui do aterro para a atmosfera. Quando isso ocorre, o fluxo convectivo do gás domina por completo os outros dois mecanismos em sua habilidade de liberar gases para a atmosfera. A fonte de pressão pode ser a produção de vapores dos processos de biodegradação, reações químicas dentro do aterro, efeitos da compactação, ou geração de CH_4 nas regiões mais baixas do aterro que conduzem vapores em direção à superfície. Variações no nível d'água também podem criar pequenos gradientes de pressão que expulsam ou atraem material. Até mudanças na pressão atmosférica na superfície podem ter um impacto no fluxo convectivo de gás.

É possível que os fluxos convectivo e difusivo aconteçam em direções opostas, resultando em uma tendência de cancelamento. Entretanto, para a maioria dos casos de recuperação de gás, os fluxos difusivo e convectivo ocorrem na mesma direção. (U.S. Army Corps of Engineers, 1995).

4.3 - COBERTURA FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A camada de cobertura dos resíduos é o elo existente entre o lixo e o ambiente externo ou atmosférico. Por esta razão, esta camada apresenta grande capacidade de influência tanto na liberação de gases do aterro, como na entrada de ar atmosférico e águas pluviais na massa de lixo.

Os sistemas de cobertura utilizados nos aterros podem ser de diferentes tipos: camada homogênea de argila, de vários tipos/graduações de solo, argilosa com diferentes geossintéticos e mais recentemente aquelas formadas com materiais

alternativos, solos orgânicos, lodos, etc. No Brasil, a grande maioria dos aterros possui cobertura com camada homogênea de argila compactada. A vegetação é um elemento que deve estar sempre associado à superfície das camadas, independentemente do sistema adotado, para evitar problemas de erosão e contração do solo.

Existem razões fundamentais, científicas e técnicas, para o emprego de cobertura em aterros. Além da função de minimizar ou prevenir a entrada de água, reduzindo conseqüentemente a geração de chorume, a cobertura serve para reduzir a entrada de ar na massa de lixo e a liberação do biogás para a atmosfera.

Apesar dos vários tipos de cobertura existentes, da importância que possuem no comportamento geotécnico do aterro, e de serem bastante relevantes em termos ambientais, ainda há pouco conhecimento sobre as mesmas. As normas brasileiras da ABNT referentes a aterros de resíduos sólidos urbanos nem sequer mencionam valores para o coeficiente de permeabilidade do solo aos gases.

4.3.1 - ALGUNS TIPOS DE CAMADA DE COBERTURA

Como mencionado anteriormente, existem vários sistemas de cobertura utilizados atualmente. Segundo McCartney e Zornberg (2002), o projeto de cobertura final para sistemas de contenção de resíduos municipais e perigosos nos Estados Unidos é determinado pela Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) Subtítulos D e C, respectivamente. A fim de melhorar o desempenho e diminuir os custos de construção, os regulamentos da RCRA permitem sistemas de cobertura alternativos se análises comparativas e/ou demonstrações de campo puderem satisfatoriamente mostrar equivalência com os sistemas convencionais.

Hauser et al. (2001), diz que as camadas de cobertura devem atender às condições específicas do local, e que componentes suplementares podem ser necessários. Alguns dos tipos de cobertura de aterro utilizados atualmente estão descritos a seguir, mostrando sistemas convencionais e alternativos, de acordo com o Relatório Sumário da Innovative Technology (2000), preparado para o Departamento de Energia dos Estados Unidos (U. S. Department of Energy - DOE).

4.3.1.1 - Cobertura básica de solo

A cobertura de solo é projetada para atender os requisitos mínimos da RCRA para aterros controlados. Estes requisitos se aplicam aos aterros de resíduos sólidos municipais a serem fechados usando critérios de engenharia e são planejados com a intenção de possuir os seguintes padrões gerais de desempenho:

- A permeabilidade do solo de cobertura deve ser menor ou igual à permeabilidade da camada de fundo ou solo de base, porém não maior que 10^{-5} cm/s;
- A infiltração deve ser minimizada numa espessura mínima de 45cm de solo; e
- A erosão deve ser minimizada através do uso de uma espessura mínima de 15 cm de solo para o crescimento das plantas.

A Figura 4.2 ilustra o esquema da cobertura de solo.

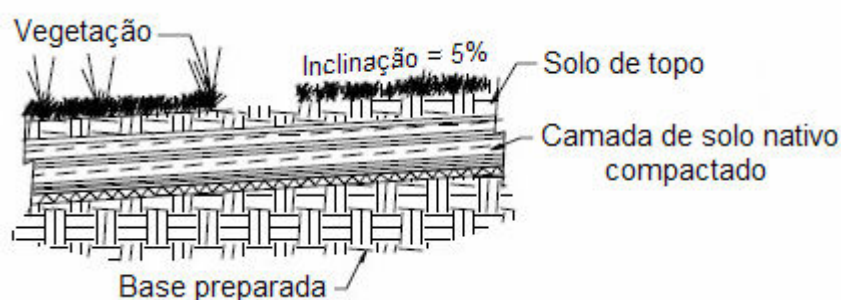


Figura 4.2 – Modelo esquemático da cobertura básica de solo.

4.3.1.2 - Cobertura de argila compactada

A cobertura de argila compactada é projetada e construída para atender os requisitos mínimos para o fechamento de aterros de resíduos mistos e perigosos. Uma camada de aterro de baixa permeabilidade deve ser construída para minimizar a migração de líquidos para dentro do resíduo e deve atender os seguintes padrões de desempenho:

- Minimizar a migração de líquidos;
- Promover a drenagem ao passo em que controla a erosão;
- Minimizar a necessidade de manutenção;
- Ter permeabilidade igual ou menor que a base de solo natural;

- Considerar efeitos de congelamento/descongelamento; e
- Se adaptar a recalques para garantir a manutenção da integridade da cobertura.

Para atender a estes padrões de desempenho, as diretrizes da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América – United States Environmental Protection Agency (USEPA) recomendam o seguinte modelo de cobertura, da camada de fundo à camada de topo:

- Uma geomembrana de fundo de baixa permeabilidade ou camada de solo construída de solo natural ou corrigido com permeabilidade máxima saturada de 1×10^{-7} cm/s, coberta por uma geomembrana;
- Uma camada drenante central de areia de no mínimo 30 cm de espessura, com permeabilidade mínima saturada de 1×10^{-2} cm/s, ou um material geossintético com as mesmas características; e
- Uma camada de solo com vegetação de no mínimo 60 cm de espessura e inclinada a um declive de 3 a 5% (Figura 4.3).

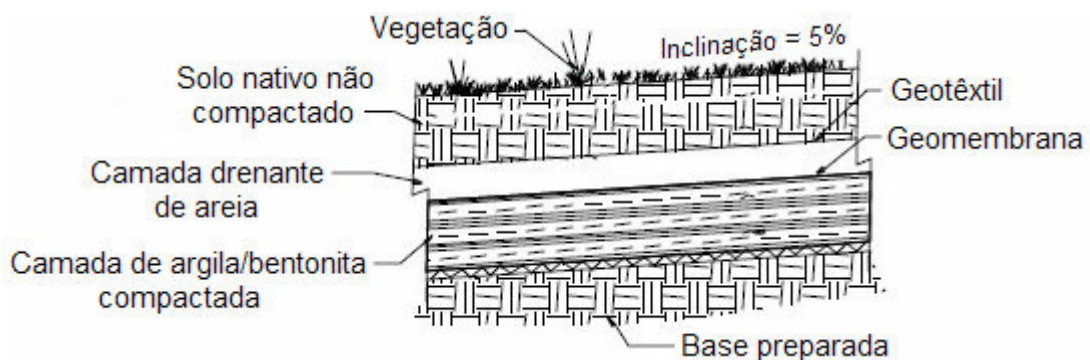


Figura 4.3 – Modelo esquemático da cobertura de argila compactada segundo a USEPA.

4.3.1.3 - Cobertura em geossintético e solo compactado

Esta camada é idêntica à camada de argila compactada, exceto que a camada de solo compactado de baixa permeabilidade é substituída por uma camada de geossintético (GCL – Geosynthetic Clay Liner). Esta camada tem 90 cm de espessura e é constituída de:

- Uma camada de fundo de geossintético (uma membrana de argila com geossintético coberta por uma geomembrana);
- Uma camada intermediária drenante de areia com 30 cm de espessura coberta por um tecido geotêxtil filtrante, e
- Uma camada superior de 30 cm de espessura de solo com vegetação.

A Figura 4.4 ilustra este tipo de cobertura.

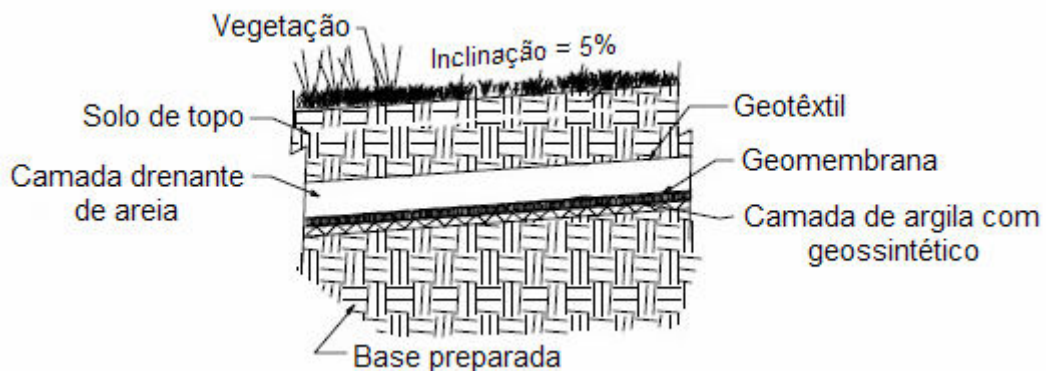


Figura 4.4 – Modelo esquemático da cobertura de argila com geossintético.

4.3.1.4 – Cobertura em barreira capilar

Este modelo de camada utiliza as diferenças nas distribuições dos tamanhos dos poros e as correspondentes diferenças nas forças capilares (sucção), sob condições não-saturadas, para reter a água na camada de solo superior (Figura 7). Esta condição persiste enquanto o contraste nas propriedades do solo não saturado, como indicado pelas curvas características de umidade do solo e permeabilidade não saturada, é bastante grande. Para ser eficiente, a camada de solo superior deve ter uma sucção significativamente maior do que a camada de solo subjacente para o mesmo teor de água. Consequentemente uma barreira capilar é criada quando um solo de grãos relativamente finos cobre um solo de granulometria grosseira. Para que qualquer fluxo considerável ocorra dentro da camada inferior (isto é, da camada drenante), as forças capilares na camada de solo fino superior devem se aproximar de zero, o que ocorre apenas sob condições saturadas.

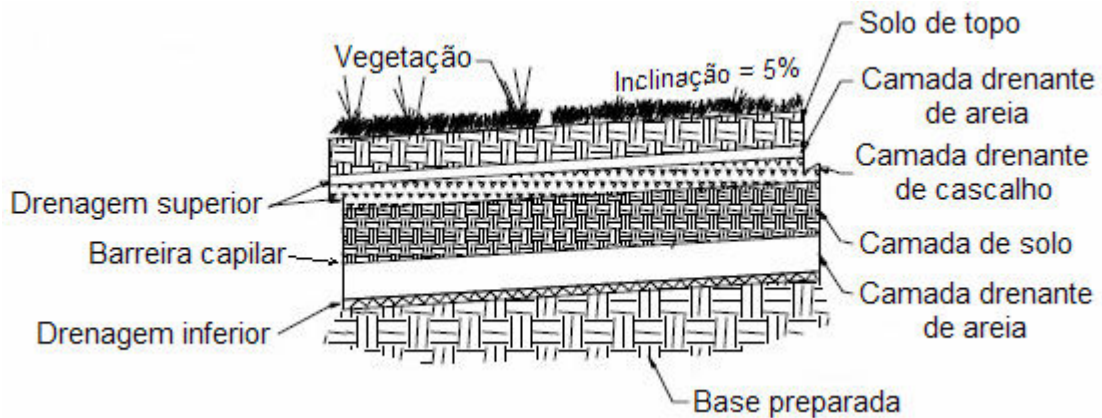


Figura 4.5 – Modelo esquemático da barreira capilar.

4.3.1.5 - Barreira anisotrópica

Esta camada limita a migração descendente de água, enquanto promove o movimento lateral pelas camadas drenantes. A camada é composta de camadas de diferentes forças capilares que foram acentuadas, por meio de variações nas propriedades do solo e técnicas de compactação, para estabelecer as propriedades anisotrópicas da camada (Figura 4.6).

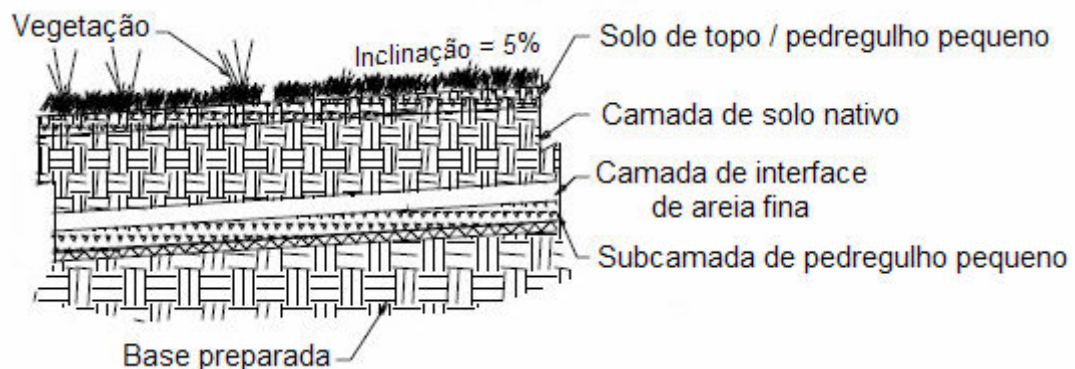


Figura 4.6 - Modelo esquemático da barreira anisotrópica.

4.3.1.6 - Cobertura evapotranspirativa

A camada evapotranspirativa consiste de uma única camada de solo vegetado construída para representar uma mistura ótima de texturas de solo, espessura de solo, e cobertura de vegetação. Consiste de uma camada de solo nativo compactado sob uma camada de solo com vegetação. O solo leva em conta o

armazenamento de água, que combinado com a vegetação, é projetado para otimizar a evapotranspiração (Figura 4.7).

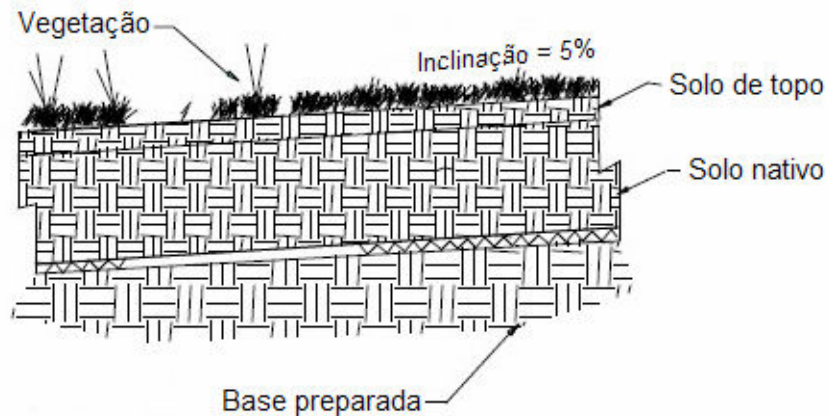


Figura 4.7 – Modelo esquemático da camada evapotranspirativa.

A evapotranspiração e o armazenamento de água são elementos significantes na performance deste sistema. A novidade deste método é o mecanismo pelo qual o controle de percolação é atingido: uma camada evapotranspirativa age não como uma barreira, mas como uma esponja ou um reservatório que armazena umidade durante os eventos de precipitação, e depois a libera de volta para a atmosfera sob forma de evapotranspiração (McCartney e Zornberg, 2002). É importante ressaltar que este método funciona somente em regiões de clima árido e semi-árido.

Um projeto nomeado Alternative Landfill Cover Demonstration (ALCD), Demonstração de Coberturas Alternativas de Aterro, foi desenvolvido nos Estados Unidos no período de Julho de 1995 a Julho de 2000 em Albuquerque, Novo México. Trata-se de uma demonstração de campo em larga escala para comparar e documentar o desempenho de coberturas alternativas de aterro quando comparadas às coberturas tradicionais (camadas de solo e de argila compactada) em regiões áridas e semi-áridas (Figura 4.8).



Figura 4.8 – Vista aérea dos lotes de cobertura experimentais (ALCD).

Cada tipo de cobertura cobriu uma área de 13 m de largura por 100 m de comprimento. Duas rampas de inclinação igual a 5% foram formadas ao longo da dimensão longitudinal, inclinações estas no sentido do meio da cobertura para as bordas. Uma das rampas foi monitorada sob condições ambientes, enquanto um sistema automático de sprinklers foi instalado na outra rampa para avaliar o comportamento das camadas. A construção de cada lote de cobertura de aterro foi realizada lado a lado, utilizando equipamentos e práticas de construção padrão.

As propriedades do solo que foram monitoradas durante a demonstração foram: umidade, temperatura, volume de runoff, erosão (perda de solo), percolação e fluxo interno de água, e vegetação. Foram também coletados dados meteorológicos (precipitação, temperatura do ar, direção e velocidade do vento, umidade relativa e radiação solar).

A percolação total para cada tipo de camada está mostrada na Figura 4.9.

Os resultados mostram que a camada de argila compactada obteve a menor quantidade de água retida. A barreira anisotrópica e a camada evapotranspirativa obtiveram resultados próximos ao da camada de argila compactada.

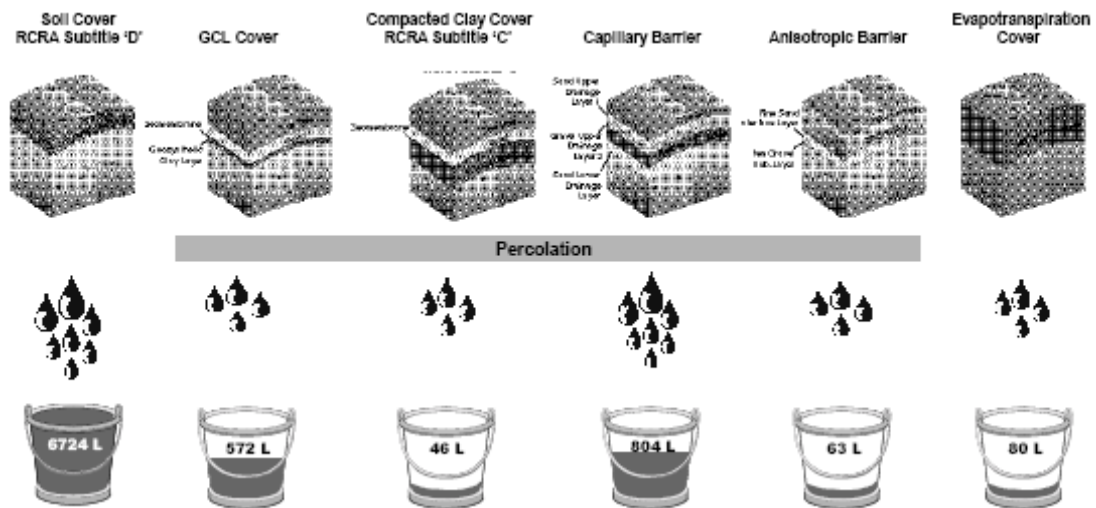


Figura 4.9 – Representação esquemática do balanço hídrico entre maio de 1997 e março de 1998 para as seis coberturas de aterro (ALCD).

Cada material ou sistema de cobertura tem seus problemas potenciais. Todos têm vantagens e desvantagens. Para cada aterro em particular, os materiais devem ser selecionados de modo que atendam da melhor forma as funções requeridas.

Sadek et al. (2006) afirma que coberturas de argila em aterros são vulneráveis onde predominam climas áridos a semi-áridos, nos quais a camada de argila tende a ressecar e rachar, resultando em infiltração drasticamente maior, isto é, menor eficiência da camada. Em seu estudo sobre o desempenho de uma cobertura de argila através de simulação numérica em elementos finitos, os resultados mostraram que os níveis de percolação através da camada comprometida ou rachada foram até duas vezes maiores do que aqueles obtidos para camadas intactas.

McCartney e Zornberg (2002) afirmam que o desempenho superior em climas áridos das coberturas evapotranspirativas em relação às camadas convencionais pode ser atribuído à menor permeabilidade saturada das coberturas de solo selecionadas. Vantagens adicionais das camadas evapotranspirativas sobre os sistemas típicos de barreiras de argila incluem sua não vulnerabilidade ao ressecamento e rachaduras durante e após a instalação, sua construção relativamente simples, e sua pequena necessidade de manutenção. Igualmente, como as coberturas evapotranspirativas podem usar uma variedade razoavelmente grande de solos, elas são geralmente construídas usando solos de áreas próximas.

4.4 - FLUXO DE GASES EM SOLOS

Um número de fenômenos envolve o transporte de gás em meios porosos parcialmente saturados, tais como solo, detritos de escavação em rocha, e resíduos. Em sistemas naturais, podem-se mencionar trocas gasosas devido à atividade metabólica dos microorganismos ao redor de raízes, denitrificação do solo, formação do metano e oxidação da matéria orgânica. O transporte de gás nos solos é de interesse em projetos que tratam da mobilidade de compostos orgânicos voláteis, e em processos de ventilação e tratamento aplicáveis a solos contaminados. A distribuição e movimento de gás tem sido também investigados por sua influência nas propriedades mecânicas de solos não saturados.

Os processos físicos associados com o transporte de gás incluem convecção e advecção devido aos gradientes totais de pressão, dissolução na fase aquosa, reações químicas e adsorptivas, e difusão molecular.

Em geral, o fluxo de gás em solos de granulometria fina altamente saturados é principalmente controlado pela difusão. Difusão é um processo de transporte genérico, encontrado em fluidos (líquidos e gases), pelo qual moléculas que podem se mover de maneira imprevisível são redistribuídas até que um equilíbrio é atingido quando a concentração se torna uniforme. O elemento difusivo se move da região de alta concentração para a região de baixa concentração (Aubertin et al., 2000).

4.4.1 - DIFERENÇAS ENTRE AS PROPRIEDADES DO GÁS E DA ÁGUA

De acordo com Scanlon et al. (2002), as propriedades do gás e da água diferem extremamente e podem ser comparadas como se segue:

- (1) a densidade do gás é muito maior que a densidade do líquido. A densidade do ar varia com a composição, mas geralmente varia de 1 a 1,5 kg/m³ enquanto que a densidade da água é próxima de 1000 kg/m³;
- (2) embora a água é geralmente considerada incompressível, a suposição de incompressibilidade não é sempre válida para o fluxo de gás. A densidade do gás depende da pressão do gás, que resulta em uma equação de fluxo não linear;
- (3) em superfícies sólidas, assume-se que a água tem velocidade zero junto às paredes sólidas enquanto que as velocidades dos gases são geralmente diferentes de zero;

- (4) devido a viscosidade dinâmica do ar ser aproximadamente 50 vezes menor que a da água, um fluxo de ar significativo pode ocorrer em gradientes de pressão muito menores. A viscosidade do gás aumenta com a temperatura, enquanto a viscosidade da água decresce com a temperatura;
- (5) as condutividades do ar são geralmente em ordem de magnitude menores que as condutividades hidráulicas no mesmo material por causa das diferenças de densidade e viscosidade entre os fluidos;
- (6) devido os coeficientes de difusão molecular serem cerca de quatro vezes maiores que os da água, os fluxos difusivos de gás são geralmente muito maiores que os da água.

4.4.2 - PERMEABILIDADE AO GÁS

A permeabilidade ao gás descreve a habilidade do gás em fluir através do solo. A Lei de Darcy é usada para descrever o transporte advectivo do gás, que acontece quando existem gradientes de pressão no solo (Scanlon et al., 2002).

A permeabilidade intrínseca do solo ao gás, que é aquela que independe do tipo de gás e de suas propriedades, calculada por Jucá e Maciel (1999) em seu estudo sobre permeabilidade do solo ao gás em um permeâmetro, tem as seguintes formas, que consistem em modificações da Lei de Darcy:

$$K_{ia} = \frac{q \times \mu \times \Delta x}{\Delta P} \quad (4.1)$$

$$K_a = \frac{2 \times q \times \mu \times \Delta x \times P_s}{(P_e^2 \times P_s^2)} \quad (4.2)$$

Onde:

K_{ia} = permeabilidade intrínseca ao gás considerando um fluido não compressível (m^2);

K_a = permeabilidade intrínseca ao gás considerando um fluido compressível (m^2);

q = velocidade de fluxo aparente (m/s);

ΔX = altura da amostra (m);

ΔP = gradiente de pressão da amostra (Pa);

P_e = pressão absoluta de entrada (Pa);

P_s = pressão absoluta de saída (Pa);

μ = viscosidade dinâmica do ar à temperatura ambiente (Pa.s).

Segundo Scanlan et al. (2002), a validade da Lei de Darcy pode ser avaliada plotando-se o fluxo de gás contra o gradiente de pressão. A relação deve ser linear com interseção na origem (zero). Jucá e Maciel (1999) verificaram através de ensaios laboratoriais em solos argilosos compactados que esta proporcionalidade é válida para gradientes de pressão de até 120 kPa, conforme ilustrado na Figura 4.10.

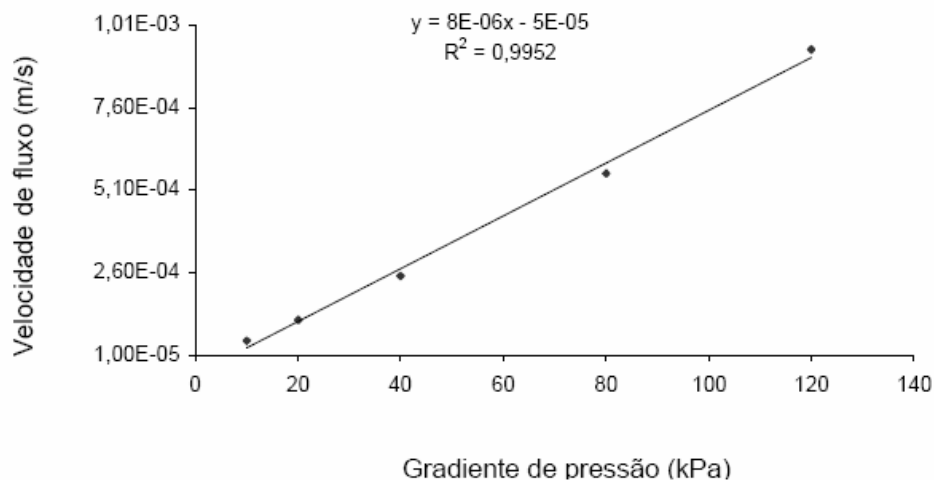


Figura 4.10 – Validação da Lei de Darcy para fluxo de gás (Jucá e Maciel, 1999).

4.4.3 - FLUXO DIFUSIVO DO GÁS

Segundo Pereira e Cruciani (2001), o movimento de gases por difusão é o principal mecanismo de aeração do solo. O fluxo difusivo de um gás através de uma superfície de área unitária, na unidade de tempo, em um sistema uniaxial, num meio homogêneo, é proporcional ao gradiente de concentração dos gases, que é a força motriz do fluxo.

A Primeira Lei de Fick expressa essa relação da seguinte forma:

$$j = -D_0 \frac{\partial C}{\partial x}$$

Em que:

j é a densidade de fluxo difusivo ($M L^{-2} T^{-1}$);

D_0 é o coeficiente de difusão do gás em um meio homogêneo ($L^2 T^{-1}$);

$\partial C/\partial x$ é o gradiente de concentração do gás na direção x ($M L^{-4}$).

O sinal negativo na equação indica que o fluxo ocorre no sentido da região de alta concentração para a de baixa concentração.

A razão entre o fluxo difusivo j e o gradiente $\partial C/\partial x$ fornece o coeficiente de difusão do gás num meio homogêneo, tal como o ar, por exemplo. A presença das partículas sólidas da matriz do solo e da água, ocupando os poros, faz com que o valor do coeficiente de difusão D_s de um gás no solo seja uma fração do valor do coeficiente de difusão desse mesmo gás no ar (D_0). O coeficiente D_s depende do tipo de gás que está se difundindo, da pressão, da temperatura, do espaço aéreo do solo e, com relação a este, da forma e do nível de interligação dos poros. A difusividade do solo é normalmente representada por meio do coeficiente relativo de difusão (D_s/D_0), em que os coeficientes D_s e D_0 referem-se ao mesmo gás e devem ser obtidos sob as mesmas condições de pressão e temperatura. Dessa forma, tem-se um parâmetro que não depende da pressão, da temperatura ou do tipo do gás que está se difundindo, mas apenas dos atributos do meio poroso.

4.5 – TÉCNICA FOTOTÉRMICA

Fototérmica como ciência, abrange um conjunto de técnicas que se baseiam no efeito fotoacústico, fenômeno que resulta da interação de radiação com a matéria, cuja característica básica envolve a detecção do calor produzido na amostra, decorrente da absorção de uma radiação modulada (Toledo, 2003).

Este fenômeno foi descoberto por Alexandre Graham Bell em suas experiências com o fotofone, por intermédio do qual podia transmitir a voz através de uma luz modulada, ao longo de uma distância de 213m. Ocorreu acidentalmente quando percebeu que um som audível podia ser produzido com a incidência de um feixe de luz solar, rapidamente interrompido, em uma substância sólida na forma de diafragma conectado a um tubo acústico.

No início dos anos 70, o efeito fotoacústico foi descoberto em particular, devido ao aparecimento do laser, e também com o desenvolvimento da eletrônica, como microfones e amplificadores (Paula, 2006).

Recentes desenvolvimentos de novos esquemas de detecção fototérmica têm tido um substancial impacto em várias áreas de aplicação, principalmente novos

materiais e meio ambiente. Amostras em forma de pó, líquidos opacos ou transparentes e géis são de especial interesse porque são difíceis de serem obtidos ou analisados através de espectroscopia convencional de transmissão. Assim, técnicas fototérmicas podem ser consideradas como meios instrumentais para investigação das propriedades físicas e caracterização dos materiais.

Em geral a ciência fototérmica abrange uma vasta extensão de técnicas e fenômenos, baseados na conversão da energia de excitação em calor (Lima, 2001).

De acordo com Dias (2003) os métodos fototérmicos permite que sejam estudados materiais nos estados sólido, líquido e gasoso e, além disso, a sua aplicação é bem diferenciada, podendo ser usada nas áreas de: agricultura, ciências ambientais, medicina, biologia, tecnologia de alimentos e materiais em geral.

4.6 – O EFEITO FOTOACÚSTICO

O efeito fotoacústico, primeiro da família de técnicas fototérmicas, consiste na geração de um sinal acústico num gás (geralmente o ar) dentro de uma célula fechada devido à absorção de radiação modulada (ou pulsada) por parte de uma amostra contida na célula. Ao absorver a radiação, a amostra tem seus níveis internos de energia (eletrônicos e vibracionais) excitados, que ao decaírem na forma de relaxação térmica causam um aquecimento periódico local. Esse aquecimento gera uma onda térmica que se propaga pela amostra até a interface amostra-gás. Como resultado, uma fina camada de gás se aquece e se expande de forma periódica, gerando a onda acústica no interior da célula que será detectada como um sinal elétrico pelo microfone (Figura 4.11).

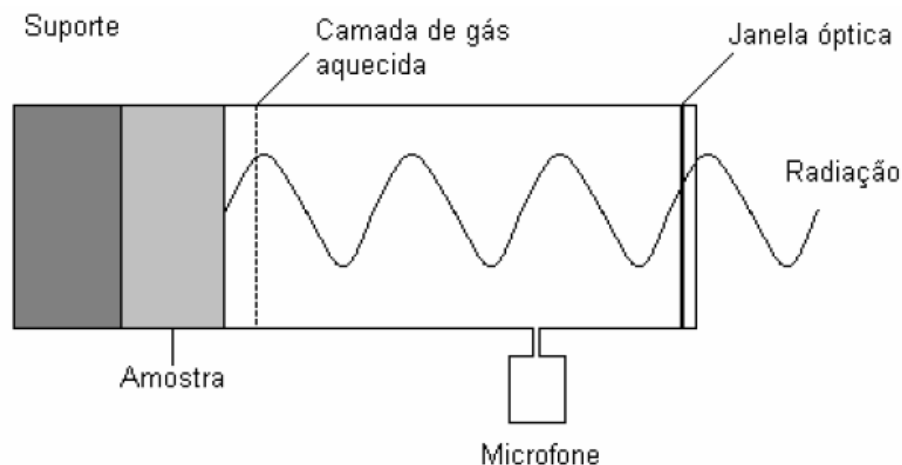


Figura 4.11 – Esquema de uma célula fotoacústica convencional.

O sinal fotoacústico resultante depende não somente da quantidade de calor gerado na amostra, (isto é, do coeficiente de absorção óptica e também da eficiência da conversão de luz em calor), mas também de como o calor se difunde através da troca com o gás na célula (Vargas e Miranda, 1988).

5 – METODOLOGIA EXPERIMENTAL

5.1 – INTRODUÇÃO

Neste capítulo será apresentada a metodologia adotada para a execução dos ensaios realizados nas etapas de investigação laboratorial desta pesquisa, cujo principal objetivo é a determinação da permeabilidade ao ar e a determinação dos coeficientes de difusão do solo aos gases O_2 , CO_2 e CH_4 . Os ensaios de permeabilidade à água e ao ar, determinação das curvas características, capilaridade e difusão foram realizados com amostras amolgadas moldadas em três diferentes condições de compactação e saturação do solo. As umidades de moldagem adotadas para a confecção dos corpos de prova foram: (-) 2% da ótima, ótima e (+) 2% da ótima. Os ensaios de caracterização (análise granulométrica, limites de Atterberg, peso específico dos grãos e compactação Proctor Normal) também são apresentados neste capítulo com o objetivo de obter uma melhor caracterização do solo utilizado como camada de cobertura do Aterro da CODIN e tornar possível a correlação com os resultados fornecidos pelos demais ensaios.

5.2 – Ensaio de caracterização do solo

5.2.1 – ANÁLISE GRANULOMÉTRICA, LIMITES DE ATTERBERG E PESO ESPECÍFICO DOS GRÃOS

Os parâmetros de caracterização física do solo foram determinados a partir de amostras de solo retiradas da área (jazida) que serve como fonte do material usado na camada de cobertura do aterro de resíduos sólidos, em um talude de aproximadamente 1 metro de altura, proveniente da própria escavação. Os ensaios, realizados no Laboratório de Solos do LECIV/UENF, seguiram as especificações prescritas pelas seguintes normas técnicas da ABNT:

NBR – 7181/88: Análise granulométrica

NBR – 6459/84: Limite de liquidez (LL)

NBR – 7180/88: Limite de plasticidade (LP)

NBR – 6508/84: Peso específico dos grãos

5.2.2 – COMPACTAÇÃO PROCTOR NORMAL (SI)

O ensaio de compactação realizado nesta pesquisa foi o Ensaio Proctor Normal de acordo com a metodologia recomendada pela NBR – 7182/88. O principal objetivo deste ensaio é a determinação dos parâmetros ótimos de compactação do solo. Desta forma foi possível determinar as condições de compactação das amostras utilizadas nos demais ensaios, assim como avaliar a influência da umidade de compactação e estrutura do solo compactado na percolação dos gases.

5.3 – PERMEABILIDADE À ÁGUA SOB CARGA VARIÁVEL

Um ensaio de permeabilidade com permeâmetro de parede rígida sob carga variável foi realizado para a determinação dos coeficientes de permeabilidade à água das amostras moldadas nas três diferentes umidades de compactação. As amostras de solo foram compactadas e ensaiadas em cilindros metálicos de dimensões aproximadas de 10 cm de diâmetro e 12 cm de altura.

5.4 – PERMEABILIDADE À ÁGUA SOB CARGA CONSTANTE

Um segundo ensaio de permeabilidade do solo à água, desta vez sob carga constante em um permeâmetro de parede flexível, foi realizado com o objetivo de se determinar a permeabilidade do solo quando submetido a um longo tempo de percolação, e verificar se a permeabilidade do solo varia com o tempo, conforme constatado em um estudo realizado anteriormente. As amostras ensaiadas foram moldadas sob energia de compactação Proctor Normal nas três diferentes umidades de compactação citadas anteriormente. Depois de realizada a compactação Proctor Normal, o cilindro de solo era desenformado, e neste era talhado um cilindro metálico menor, de dimensões aproximadas de 4,84 cm de diâmetro e 5 cm de altura, e que corresponde às dimensões das amostras ensaiadas. As amostras eram então desenformadas e levadas rapidamente para a câmara de ensaio a fim de iniciar as leituras de volume de água percolada ao longo do tempo. Desta forma, procedeu-se com a montagem do ensaio conforme o esquema mostrado na Figura 5.4. O gradiente adotado foi 5 ($i=5$). A Figura 5.5 mostra um detalhe da câmara de ensaio já pronta para ser ensaiada, e uma visão geral do sistema em funcionamento.

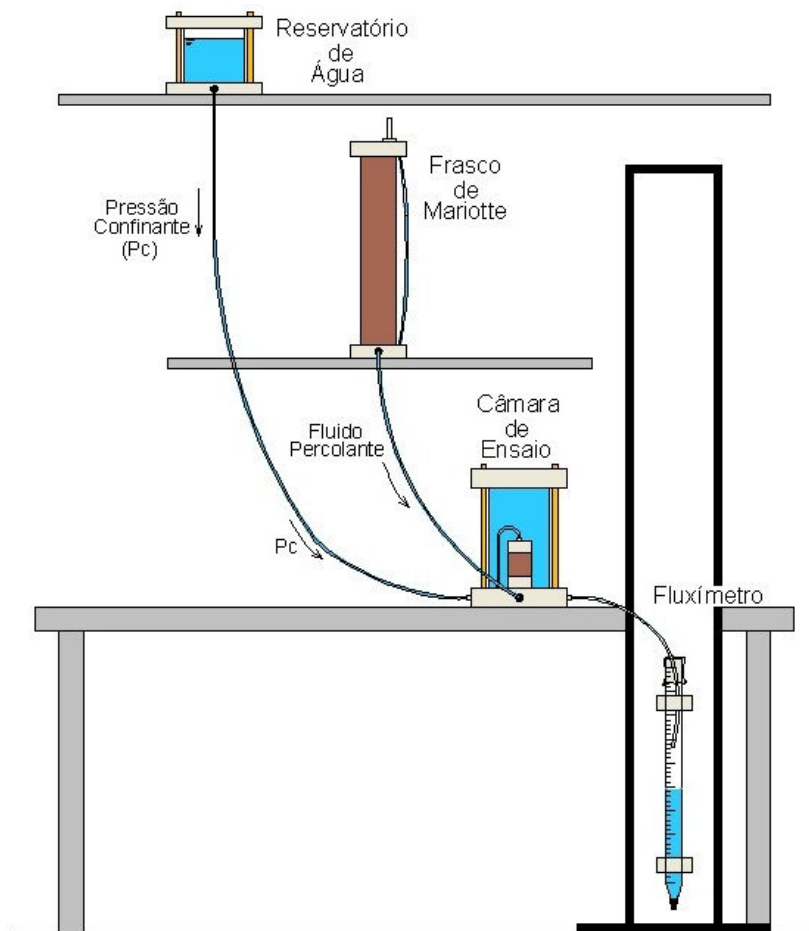


Figura 5.4 – Esquema de ensaio de permeabilidade à carga constante.

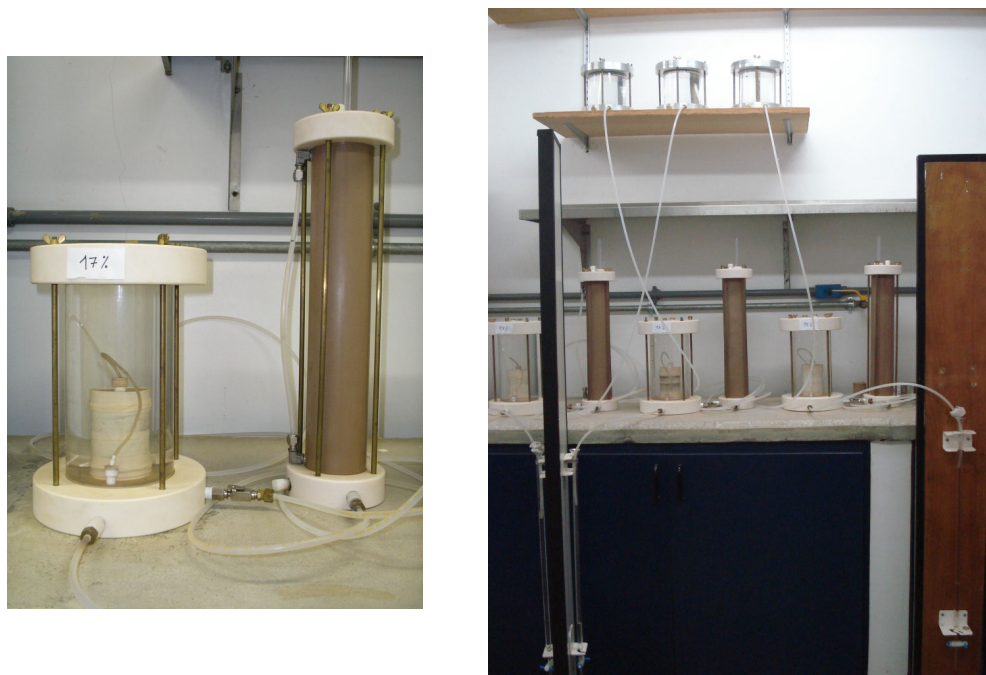


Figura 5.5 – Ilustração da câmara de ensaio e do sistema de determinação da permeabilidade à água sob carga constante.

5.5 – PERMEABILIDADE AO AR

5.5.1 – O AR ATMOSFÉRICO

O ar atmosférico é uma mistura de gases cujos componentes principais (ar seco, ao nível do mar) são: nitrogênio (78,08%), oxigênio (20,95%), argônio (0,93%), dióxido de carbono (0,03%) e o restante (0,01%) de outros gases.

Propriedades (nas condições normais de temperatura e pressão):

- Massa molar: 28,964 kg/kmol
- Densidade: 1,293 kg/m³
- Temperatura crítica: 132,45 K
- Pressão crítica: 3771 kPa
- Ponto de ebulição: 81,8 K

5.5.2 – EQUIPAMENTO

A metodologia de ensaio empregada nesta pesquisa foi baseada em modelos desenvolvidos por Ignatius (1997) e Maciel (2003). O esquema representativo do ensaio de permeabilidade ao ar é ilustrado na Figura 5.6.

As pressões de ar aplicadas provêm do sistema de ar comprimido canalizado do laboratório e são reguladas no quadro de comando para assim serem lançadas em todo o sistema. Através do quadro de comando é possível aplicar tanto pressão confinante, quanto pressão no fluido permeante. No caso da pressão confinante (P_c), a água foi utilizada como fluido de transferência para comprimir a amostra de solo. Por se tratar de um ensaio de permeabilidade ao ar, o fluido permeante utilizado neste procedimento laboratorial foi o ar atmosférico comprimido.

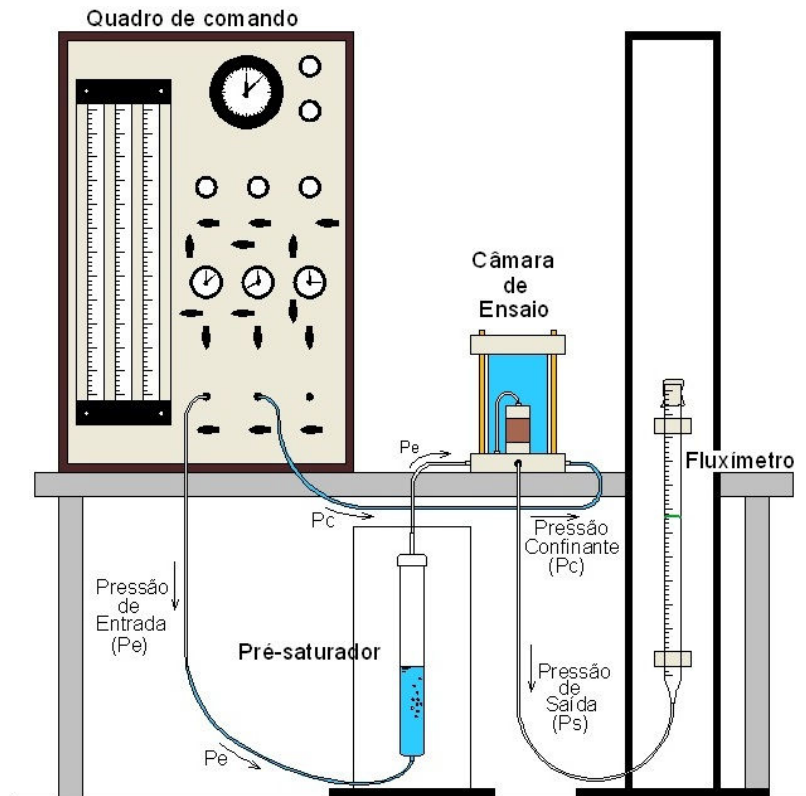


Figura 5.6 – Esquema do ensaio de permeabilidade ao ar.

Imediatamente após a aplicação da pressão confinante e regulagem da pressão de ar, e antes da passagem do ar pela amostra de solo, o fluxo de entrada é direcionado a um pré-saturador, que é parcialmente preenchido com água destilada e funciona aumentando a saturação do fluido percolante. O pré-saturador consiste de uma coluna de vidro com medidas aproximadas de 5cm de diâmetro e 40cm de altura, com saídas na base e no topo para conexão de tubos de silicone. A pré-saturação do fluido evita que haja uma remoção significativa da umidade do solo, na forma de vapor, durante sua percolação pela amostra.

Após a passagem do ar pela amostra, um fluxímetro mecânico do tipo bolhômetro é utilizado na saída do sistema para registro da vazão do ar através da passagem de bolhas por duas marcas indicadoras, cujo volume corresponde a 25ml. Este bolhômetro consiste de uma bureta graduada, e para a formação de bolhas é utilizado detergente líquido comum. É necessário também que as paredes internas do bolhômetro estejam previamente limpas e lubrificadas com detergente para evitar que as bolhas formadas estourem durante seu deslocamento no fluxímetro, interrompendo desta forma o ensaio. Um cronômetro digital é utilizado para medição do tempo de passagem das bolhas pelo volume fixo de 25ml.

A ligação entre os elementos de todo o sistema são formados por tubos de polipropileno ($\varnothing = 1/4''$). As conexões entre os tubos e estes elementos são do tipo encaixe rápido com o-rings. As exceções ficam por conta das adaptações, pré-saturador e fluxímetro, onde foi necessária a colocação de tubos de silicone devido à impossibilidade de conectá-los por meio de encaixes rápidos.

5.5.3 – PROCEDIMENTO DE ENSAIO

O procedimento de ensaio para determinação da permeabilidade do solo ao ar consistiu nas seguintes etapas:

a) Preparação dos corpos de prova

Conforme relatado anteriormente, foram realizados três ensaios, cada corpo de prova moldado sob energia de compactação Proctor Normal nas três diferentes umidades pré-determinadas: (-) 2% da ótima, ótima e (+) 2% da ótima. Depois de realizada a compactação Proctor Normal, o cilindro de solo era desenformado, e neste era talhado um cilindro metálico menor, de dimensões aproximadas de 4,84cm de diâmetro e 5cm de altura, e que corresponde às dimensões das amostras ensaiadas (amostras de mesmas dimensões das utilizadas na determinação da permeabilidade à água sob carga constante). As amostras eram então desenformadas e levadas rapidamente para a câmara de ensaio a fim de realizar a determinação da permeabilidade ao ar sob a mesma umidade de compactação.

b) Colocação dos corpos de prova na câmara de ensaio

As etapas de colocação das amostras na câmara de ensaio foram as seguintes: 1) colocação do corpo de prova entre pedras porosas e papel filtro na base da câmara; 2) colocação de membrana de borracha látex e o-rings no corpo de prova; 3) conexão dos tubos plásticos no cap superior e 4) fechamento da célula para preenchimento com água. A Figura 5.7 mostra um detalhe da câmara de ensaio já pronta para ser ensaiada, e uma visão geral do sistema em funcionamento.

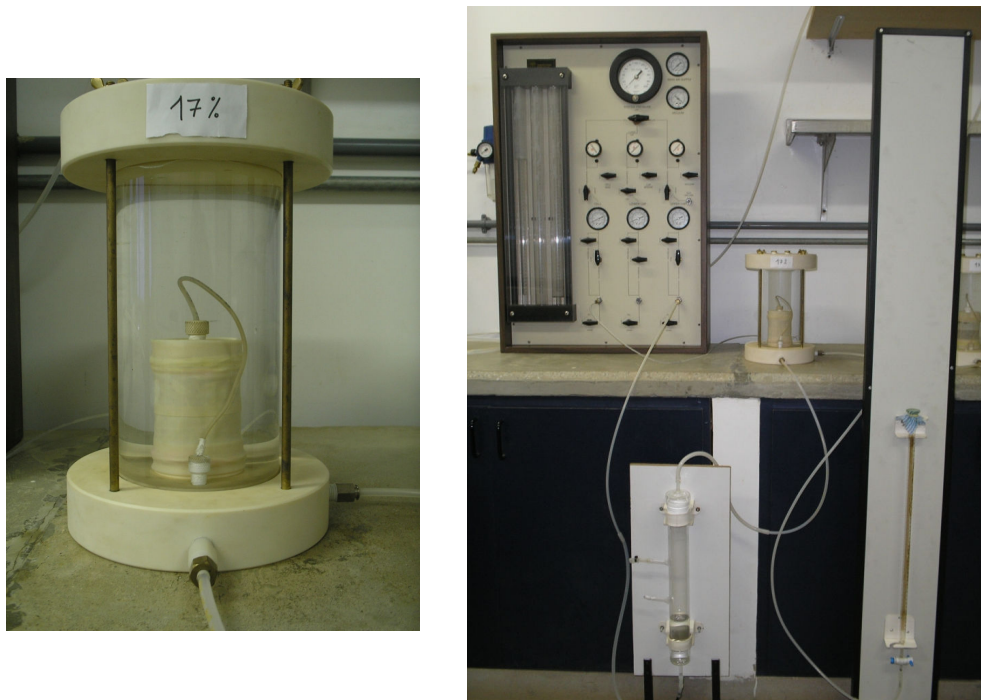


Figura 5.7 – Ilustração da câmara de ensaio e do sistema de determinação da permeabilidade ao ar.

c) Pressões aplicadas nos ensaios

Orientou-se o fluxo de ar no sentido vertical descendente, ou seja, P_e foi sempre aplicada no topo da amostra. A pressão na saída do sistema foi mantida livre a pressão atmosférica ($P_s = 101,33 \text{ kPa}$). As pressões confinantes (P_c) adotadas foram sempre $5,0 \text{ kPa}$ superiores à pressão de entrada aplicada em cada um dos três ensaios. Utilizou-se esta baixa pressão P_c apenas para garantir a adesão da membrana na amostra e evitar a expulsão de ar dos vazios do solo por compressão.

d) Procedimento de leitura no fluxímetro

As leituras no fluxímetro são realizadas quando existe uma condição de equilíbrio no fluxo de ar na amostra, onde o tempo de passagem de ar se torna constante. Após este período inicial para estabilização, realizam-se no mínimo doze leituras de fluxo através de um cronômetro digital e em seguida determina-se a média aritmética das mesmas. Este valor de fluxo é empregado posteriormente nos cálculos para obtenção do coeficiente de permeabilidade ao ar.

5.5.4 – FORMULAÇÕES MATEMÁTICAS

Os coeficientes de permeabilidade intrínsecos dos corpos de prova foram calculados por meio da Equação 5.1, a qual considera o efeito da compressibilidade do fluido:

$$K_a = \frac{2 \times \mu \times L \times P_s \times v}{(P_s^2 - P_e^2)} \quad (5.1)$$

Onde: K_a = permeabilidade intrínseca para fluidos compressíveis (m^2); v = velocidade de Darcy (m/s); μ = viscosidade dinâmica do ar = $1,837 \times 10^{-5}$ Pa.s ($t = 25^\circ C$); P_e = pressão de entrada na amostra (Pa); P_s = pressão de saída da amostra (Pa) e L = comprimento da amostra de solo (m).

Posteriormente, aplicava-se diretamente a Equação 5.2 com a permeabilidade intrínseca (K_a) pra encontrar o coeficiente de permeabilidade dos corpos de prova ao ar (κ):

$$\kappa = \frac{K_a \times \rho \times g}{\mu} \quad (5.2)$$

Onde: ρ = densidade do ar = $1,185 \text{ kg/m}^3$; g = aceleração da gravidade = $9,81 \text{ m/s}^2$ e μ = viscosidade dinâmica do ar = $1,837 \times 10^{-5} \text{ kg/m.s} = \text{Pa.s}$ ($t = 25^\circ C$).

5.6 – SUCÇÃO DO SOLO COMPACTADO

5.6.1 - INTRODUÇÃO

O conhecimento prévio da sucção e de sua variação com o teor de umidade devido à evaporação é de fundamental importância para realizar uma análise dos resíduos, quando submetidos ao ressecamento. Sucção de um solo é um dos parâmetros mais importantes para conhecimento de seu comportamento não saturado.

Basicamente, sucção dos solos é uma quantidade energética para avaliar a sua capacidade de reter água. Quando água livre migra para dentro de um solo, ela será retida ou adsorvida por ele. Para desprender esta água adsorvida, energia externa tem de ser aplicada, indo de encontro às forças de retenção do solo. A

energia aplicada por unidade de volume de água para desprendê-la é a sucção (Lee & Wray, 1995, apud Villar, 2002). Quanto mais secos os solos, maior é a sucção.

Curva característica de sucção é a expressão gráfica que relaciona a sucção com a variação do teor de umidade, este podendo ser expresso em termos de volume ou em peso.

Atualmente existe uma grande variedade de equipamentos comercialmente disponíveis para a medição de sucção de solo. Entre as técnicas existentes pode-se citar o método do papel filtro, método do dessecador, utilização de psicrômetros, tensiômetros e outros sensores disponíveis tanto para medições de laboratório como para campo. Neste trabalho o método adotado para medição da sucção do solo foi o do papel filtro. Esta técnica tem sido utilizada por inúmeros pesquisadores desde a década de 60 e é baseada na transferência de umidade por capilaridade (sucção matricial) ou na forma de vapor (sucção total) de um material de menor sucção (solo) para um de sucção mais levada (papel filtro) até que o equilíbrio seja atingido. Na opinião de Houston et. al. (1994), o método do papel filtro é bem confiável, de baixo custo e que pode ser repetido várias vezes devido à sua simplicidade, sendo portanto importante para qualquer rotina de investigação.

Os dois tipos de papel filtro mais frequentemente adotados são os das marcas Whatman's 42 e Schleicher & Schuell nº 589. Existem várias curvas de calibração disponíveis na literatura e não há um consenso sobre qual o mais adequado. O papel adotado nesta investigação foi o Schleicher & Schuell nº 589.

A calibração do papel Schleicher & Schuell nº 589 inicialmente seco resulta em uma relação bilinear entre a sucção e o teor de umidade do papel filtro, com uma relação de sensibilidade ocorrendo em um teor de umidade (w) em torno de 54%, segundo as relações obtidas de Marinho (1998):

$$\text{Para umidades do papel filtro } (w) > 54\%: \text{Sucção (kPa)} = 10^{(1,882 - 0,01202w)} \quad (5.3)$$

$$\text{Para umidades do papel filtro } (w) \leq 54\%: \text{Sucção (kPa)} = 10^{(5,056 - 0,0688w)} \quad (5.4)$$

Neste trabalho a curva da calibração adotada foi a sugerida pela ASTM D 5298-92, e está representada na Figura 5.8.

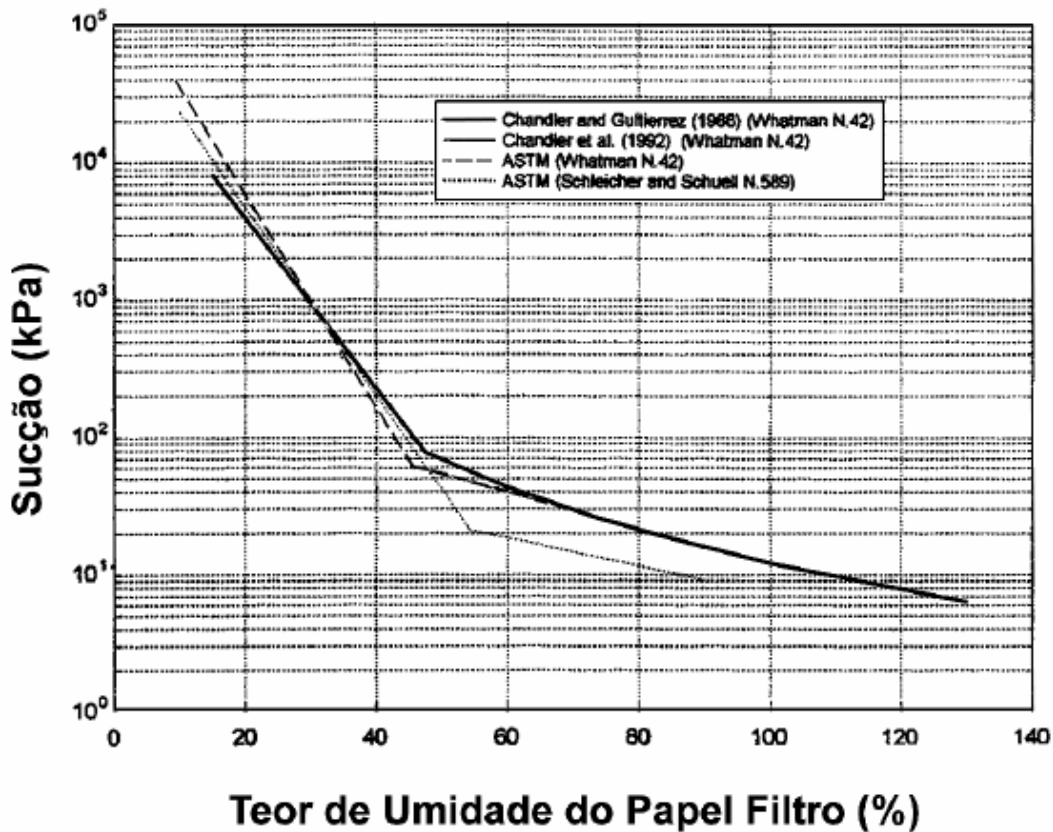


Figura 5.8 – Curva de calibração adotada para o papel Schleicher & Schuell nº 589 (apud Villar, 2002).

5.6.2 – PROCEDIMENTO DE ENSAIO

O procedimento do ensaio de sucção adotado nesta pesquisa seguiu as seguintes etapas:

1) Obtenção das amostras

As amostras de solo ensaiadas foram obtidas através da talhagem de anéis metálicos de aproximadamente 49mm de diâmetro, 26mm de altura e 19cm² de área em corpos de prova moldados no cilindro sob energia Proctor Normal na umidade desejada (-2% da ótima, ótima, +2% da ótima). Para cada um dos teores de umidade citados, era talhado um anel que era imediatamente isolado e posto na equalização. Ou seja, a umidade deste anel era a umidade de compactação. Os demais anéis passaram ou por um processo de umedecimento, ou por um processo de secagem, de forma que cada um dos anéis tivesse um teor de umidade diferente.

Os anéis destinados a ganhos de umidade foram colocados em uma bandeja com água, apoiados em pedra porosa e papel filtro, para absorverem água por capilaridade. Os anéis destinados a perda de umidade foram postos a secagem ao ar livre. Em ambos os casos as massas de solo úmido correspondentes aos teores de umidade desejados eram calculadas e controladas por meio de freqüentes pesagens durante os processos de umedecimento ou secagem.

2) Pesagem inicial, colocação do papel filtro e isolamento da amostra

Depois de atingidas as umidades desejadas, os corpos de prova foram pesados e colocados em contato com dois papéis filtro, um em cada extremidade da amostra, para a medição de sucção mátrica, e um papel filtro sem contato com a amostra para a medição de sucção total. Em seguida formava-se o conjunto amostra + papéis filtro + materiais isolantes, conforme mostrado na Figura 5.9, para início do processo de equalização. Os materiais utilizados nesta etapa encontram-se ilustrados na Figura 5.10.

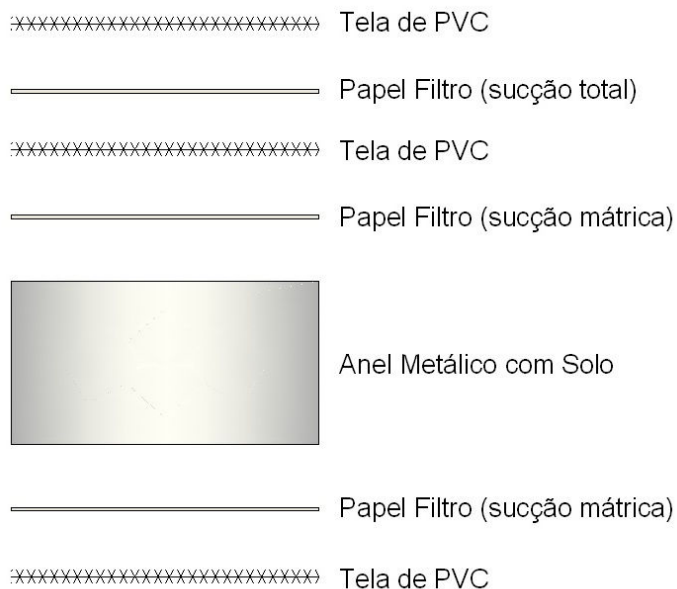


Figura 5.9 – Ordem do arranjo entre a amostra, papéis filtro e telas de PVC.

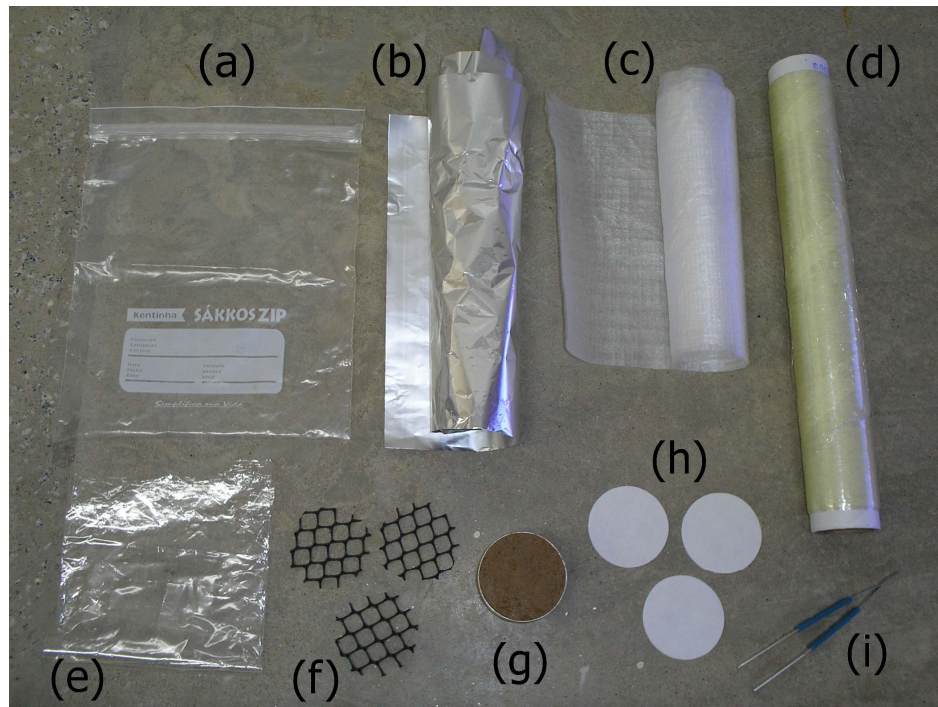


Figura 5.10 – Materiais utilizados no ensaio de sucção: (a) saco plástico com vedação hermética, (b) papel alumínio, (c) manta de isopor, (d) papel filme, (e) saco plástico, (f) telas de PVC, (g) amostra (anel + solo), (h) papéis filtro e (i) pinça metálica.

O isolamento de cada um dos anéis era realizado com a colocação dos materiais ilustrados na Figura 5.10 na seguinte ordem: papel filme, papel alumínio, manta de isopor, saco plástico, e por fim, saco plástico com vedação hermética. O conjunto formado era conduzido a uma caixa de isopor tampada para equalização. Dessa forma, garantiu-se que os anéis não estariam em contato com a umidade e luz do ambiente externo. A caixa de isopor com as amostras em equalização eram mantidas em uma sala com temperatura ambiente sempre constante em torno de 25°C.

3) Tempo de equilíbrio

O tempo de equilíbrio adotado para a retirada das amostras da equalização foi de 15 dias.

4) Retirada da equalização e pesagem inicial

Com o equilíbrio supostamente atingido, procede-se o ensaio com a retirada dos anéis da caixa de isopor e, em seguida, dos papéis com uma pinça metálica, seguida da imediata colocação em uma balança analítica de precisão 0,0001g para a determinação do peso úmido do papel. Todas as pesagens foram realizadas imediatamente após a abertura do conjunto amostra + papéis filtro + materiais isolantes para evitar a perda de umidade do papel por evaporação. A partir daí, começava-se a monitorar a perda de umidade do papel durante 5 minutos, com leituras durante o primeiro minuto de 10 em 10 segundos, e depois de 30 em 30 segundos, conforme metodologia adotada por Villar (2002). Com estes dados montava-se um gráfico de variação do peso contra a raiz do tempo e assim, era possível fazer uma extrapolação do tempo t igual a zero. Ou seja, era possível determinar a massa úmida do papel no instante exato da retirada da amostra da equalização.

Por fim, o solo era pesado na balança para a determinação da umidade do solo no equilíbrio.

5) Secagem e pesagem final

Concluída a pesagem inicial, os papéis filtro eram colocados em cápsulas e levados à estufa para secagem a uma temperatura média de 105°C por 24 horas. Após este intervalo, as cápsulas eram tampadas e levadas rapidamente para a pesagem dos papéis secos na balança, com monitoramento da massa do papel seguindo os mesmos intervalos de tempo citados no item 4. Neste caso a extrapolação do tempo t igual a zero refere-se à massa do papel totalmente seco. Com estes valores calculava-se posteriormente a umidade do papel no equilíbrio e a respectiva sucção do solo.

Um exemplo de curvas típicas de variação de umidade contra a raiz do tempo está representado na Figura 5.11, sendo que no item (a) está uma situação de perda de umidade ao se retirar o papel da equalização, e no item (b), a de ganho de umidade ao se retirar o papel da estufa. Pode-se notar a variação da massa do papel para ambos os casos, variação esta que, se não for corrigida, pode levar a grandes erros de interpretação.

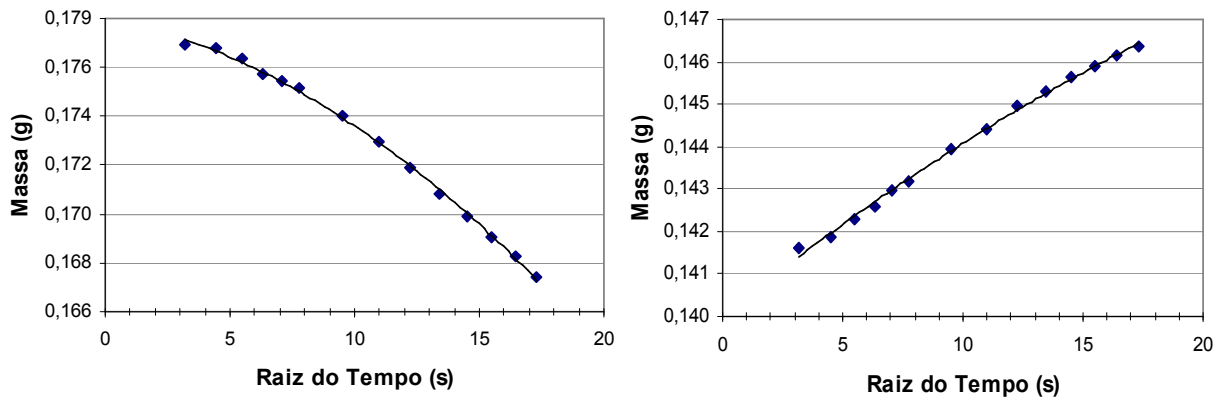


Figura 5.11 – Curvas típicas de variação de umidade contra raiz do tempo: (a) Após retirar da câmara de equalização (perda de umidade) e (b) Após retirar da estufa (ganho de umidade).

5.7 – Teste de Capilaridade

Um teste de capilaridade foi realizado com o objetivo de se avaliar a influência da umidade de compactação e da estrutura do solo na capacidade do mesmo de absorver água.

Três corpos de prova foram moldados nas umidades de (-) 2% da ótima, ótima e (+) 2% da ótima e deixados ao ar livre para secagem. Os corpos de prova previamente secos foram então colocados sobre pedras porosas com papel filtro em uma bandeja plástica nivelada contendo água destilada até metade da altura das pedras. Desta maneira tomou-se o tempo de ascensão total da água nas amostras que possuíam 5 cm de altura.

5.8 – DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE DIFUSÃO AOS GASES O_2 E CO_2

5.8.1 – OS GASES

Os gases utilizados no estudo foram o oxigênio, o metano e o dióxido de carbono. Algumas das propriedades desses gases são relatadas a seguir.

5.8.1.1 – Oxigênio

O oxigênio na sua forma molecular, O_2 , é um gás que em condições normais de temperatura e pressão se encontra no estado gasoso, além de ser incolor, insípido, inodoro, comburente, não combustível e pouco solúvel em água. O gás oxigênio é um dos principais componentes do ar atmosférico, representando aproximadamente 20% da composição da atmosfera terrestre.

Propriedades (nas condições normais de temperatura e pressão):

- Massa molecular: 32 um
- Estrutura cristalina: cúbica
- Ponto de fusão: 50,35 K
- Ponto de ebulição: 90,18 K
- Densidade: 1,429 kg/m³.

5.8.1.2 – Dióxido de carbono

O dióxido de carbono (CO_2), ou anidrido carbônico, ou gás carbônico é o segundo principal componente do gás produzido em aterros de resíduos sólidos. É um gás bastante pesquisado por ser um gás poluente, globalmente monitorado.

Propriedades (nas condições normais de temperatura e pressão):

- Massa molecular: 44 um
- Ponto de fusão: 216 K
- Ponto de ebulição: 195K
- Densidade: 1,98 kg/m³.

5.8.1.3 – Metano

O gás metano (CH_4) é o principal constituinte do gás natural e um dos principais componentes do gás produzido na decomposição da matéria orgânica dos aterros. A molécula deste gás é apolar. Quase todos os gases naturais o contêm, e quando adicionado ao ar se transforma em mistura de alto teor explosivo. É o mais simples dos hidrocarbonetos.

Propriedades (nas condições normais de temperatura e pressão):

- Massa molecular: 16 um

- Estrutura cristalina: tetraédrica
- Ponto de fusão: 96,6 K
- Ponto de ebulição: 111,55 K
- Densidade: 0,722 kg/m³.

5.8.2 – EQUIPAMENTO

O sistema de quantificação e detecção de gases consistiu em um analisador de gases na faixa do infravermelho que utiliza a técnica fototérmica, acima abordada, o URAS-14 (marca ABB), apresentado na Figura 5.12.



Figura 5.12 – Sistema URAS-14.

O analisador de gases URAS-14 consiste de um emissor de luz, no qual as emissões alcançam a célula da amostra através de um dispositivo (*chopper*) que faz com que a luz branca passe a ser modulada, além de conter uma célula dividida em 2 compartimentos: uma célula de medida, pela qual a amostra analisada flui e uma célula de referência preenchida com gás inerte, o nitrogênio (N₂). A luz emitida pela fonte, na faixa do infravermelho, é dividida por um divisor de feixe. Cada feixe atravessa simultaneamente a célula de medida (por onde passa a amostra de gás) e

a célula de referência. O detector do analisador consiste de duas câmaras seladas separadas por um diafragma ou membrana capacitiva. Ambas as câmaras são preenchidas com o gás puro (certificado) da espécie química sob investigação. Os feixes de luz que saem da amostra e da célula de referência alcançam independentemente as duas câmaras do detector, provocando uma pressão diferencial que é proporcional à absorção de luz pela amostra. A diferença de pressão é convertida pelo diafragma capacitivo em um sinal elétrico.

A Figura 5.13 apresenta o sistema de funcionamento do URAS-14.

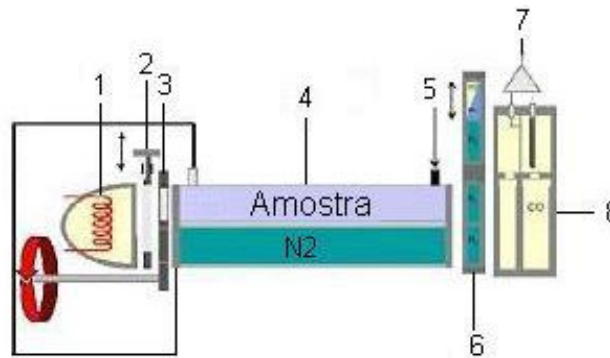


Figura 5.13 – Sistema de funcionamento do URAS-14.

Onde:

- 1 – Fonte Térmica (infravermelho)
- 2 – Janela óptica
- 3 – *Chopper*
- 4 – Câmara de gases (N₂ e amostra)
- 5 – Entrada do gás de amostra
- 6 – Janela óptica
- 7 – Amplificador
- 8 – Câmara de análise

Tanto o sinal de referência quanto o sinal que é convertido para a membrana são entradas de um amplificador comparador que fornece como saída, a diferença entre os sinais de entrada. Esta diferença de sinal representa a quantidade do gás especificada na câmara de análise em ppm ou %vol.

Uma segunda janela óptica serve para garantir que nenhum resíduo de radiação possa alcançar a câmara de análise que é dividida em duas partes saturadas com o gás certificado.

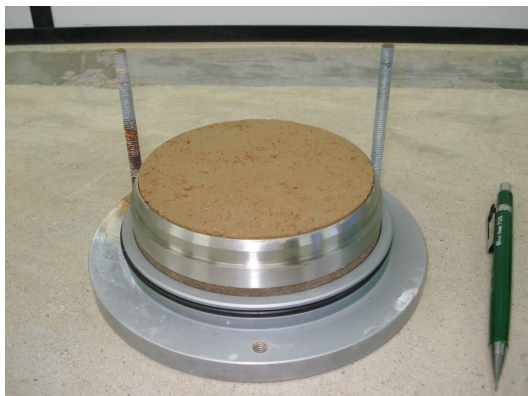
Os gases que podem ser medidos pelo URAS-14 são: monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), óxido de enxofre (SO₂) amônia (NH₃), óxido de nitrogênio (NO), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) que são detectados simultaneamente para um fluxo de gás a ser determinado no início da pesquisa.

Vale ressaltar que o URAS possui uma aplicação em escala industrial, ou seja, a sua capacidade de percepção está para grandes concentrações gasosas o que permite uma oscilação na sensibilidade de pequenas concentrações.

5.8.3 – PROCEDIMENTO DE ENSAIO

a) Preparação dos corpos de prova

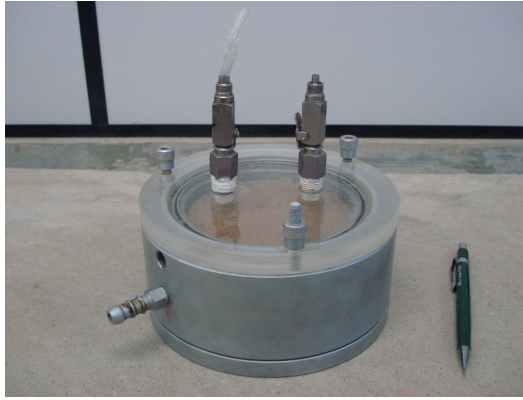
De acordo com os demais ensaios realizados no programa experimental, foram também moldadas três amostras sob energia de compactação Proctor Normal nas umidades de (-) 2% da ótima, ótima e (+) 2% da ótima. Após a moldagem, cada cilindro de solo resultante da compactação era desenformado, e nestes era talhado um anel metálico cujas com dimensões aproximadas de 10cm de diâmetro e 1,9cm de altura. Estas eram as dimensões das amostras submetidas ao ensaio de difusão. O anel que comporta a amostra de solo é o mesmo anel utilizado na célula de ensaio oedométrico, que foi adaptada para sua utilização com gases. A adaptação realizada foi a colocação de uma tampa de acrílico, vedada com o-ring, dotada de conectores para tubos de silicone. A Figura 5.13 ilustra, em seqüência, as etapas de colocação da amostra e montagem da célula para o ensaio de difusão. Etapa 1: posicionamento do anel com solo sobre pedra porosa colocada na base da célula de ensaio oedométrico; Etapas 2 e 3: Fechamento da célula.



Etapa 1



Etapa 2



Etapa 3

Figura 5.14 – Colocação da amostra de solo na célula adaptada para gases.

O gás entra pela parte inferior da célula encontrando-se com a pedra porosa, a qual serve como anteparo para, e promove a distribuição do gás antes de entrar em contato com a amostra. A saída do gás se dá pela parte superior da célula, ou seja, o fluxo de gás na amostra é vertical ascendente.

5.8.4 – FORMULAÇÃO MATEMÁTICA

De acordo com Dias (2003), o princípio da conservação da massa implica que o número de moléculas que entram em um volume de controle menos o número de moléculas que saem desse mesmo volume é igual à taxa de acumulação da espécie em questão. Assim:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial j}{\partial x} \quad (5.5)$$

Onde C é a concentração (moléculas por volume) e j é o fluxo de moléculas por unidade de área. Considerando o problema em três dimensões e empregando notação vetorial, temos:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \text{div}(j) = 0 \quad (5.6)$$

Fick (1855) propôs que o fluxo de moléculas é proporcional ao gradiente da concentração das mesmas:

$$j = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (5.7)$$

A equação acima é a Primeira Lei de Fick, que descreve o fluxo difusivo de um fluido sob condições permanentes, em que o sinal negativo indica que o

movimento ocorre da região de alta para a de baixa concentração. Este fluxo é proporcional ao gradiente de concentração. D é conhecido como coeficiente de difusão, grandeza física que expressa a maior ou menor facilidade do transporte de massa através do material.

Assim, substituindo (5.7) em (5.5) e considerando D constante, temos:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left(-D \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (5.8.a)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (5.8.b)$$

No caso mais geral em três dimensões, a equação (5.8) fica:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \cdot \nabla^2 j \quad (5.9)$$

Onde ∇^2 indica o operador Laplaciano. As equações (5.8) e (5.9) são conhecidas como equações da difusão ou Segunda Lei de Fick, que descreve a difusão como dependente do tempo, ou seja, não considera o fluxo em condições permanentes como na Primeira Lei.

Para avaliar a quantidade da substância que é transportada pelo processo difusivo é necessário conhecer a concentração (C) com que ela ocorre. A relação empírica mais simples entre o coeficiente de difusão e a concentração do fluido permeante assume uma dependência exponencial, dada pela fórmula abaixo:

$$D = e^{\alpha C} \quad (5.10)$$

Onde α é a difusividade térmica.

Nos estudos de difusão, o coeficiente de difusão pode ser calculado com a equação (5.11), que constitui uma modificação da Lei de Fick:

$$C = C_0 \left(1 - e^{-\frac{t}{\tau_D}} \right) \quad (5.11)$$

Onde C_0 é a concentração inicial, l é a espessura da amostra e $\tau_D = l^2/2D$ é o tempo característico da difusão. Substituindo-se o valor de τ_D na equação (5.11) temos:

$$C = C_0 \left(1 - e^{-\frac{2Dt}{l^2}} \right) \quad (5.12)$$

5.9 – ESPECTROSCOPIA DE FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA (EDX)

Para a determinação da composição química utilizou-se a técnica de Espectroscopia de Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia (EDX) analisada em um equipamento Shimadzu EDX-700 (Figura 5.14), sob a condição de ajuste de vácuo de dois canais.

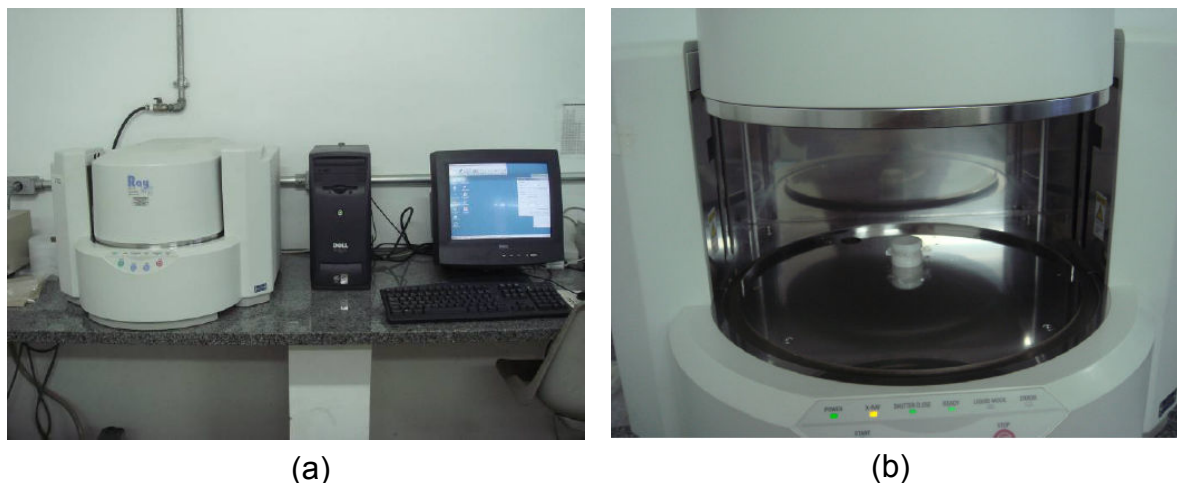


Figura 5.15 – Equipamento Shimadzu EDX-700 (a) e detalhe da amostra a ser analisada (b).

A fluorescência de raios-X por dispersão de energia (ED - XRF) é uma técnica instrumental e não destrutiva que permite determinar a concentração de elementos em uma amostra utilizando as intensidades dos raios X característicos emitidos. Esta técnica tem adquirido importante papel em análises químicas, devido a possibilidade de detecção simultânea de elementos numa ampla faixa de número atômico e de concentração, e de não necessitar de pré-tratamento químico, além de ter custo relativamente baixo e ser de fácil operação, principalmente quando se utiliza fonte radioativa na excitação.

Para a caracterização química foram pesados 10 g de solo seco ao ar, destorroado e passado na peneira de abertura 4 mm (# 4). Os resultados da caracterização química do solo estão apresentados no capítulo de Apresentação e Discussão dos Resultados.

6 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1 – INTRODUÇÃO

Neste capítulo estão apresentados os resultados e análises referentes a toda a etapa de ensaios laboratoriais, cujas metodologias foram apresentadas no capítulo anterior e consistem basicamente em: permeabilidade à água sob carga constante, permeabilidade ao ar, sucção do solo compactado e determinação dos coeficientes de difusão do solo aos gases O_2 e CO_2 . Os ensaios com o gás metano foram suspensos devido às curvas geradas, que impossibilitam obter um ajuste adequado para a utilização do programa utilizado.

6.2 – ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

6.2.1 – ANÁLISE GRANULOMÉTRICA, LIMITES DE ATTERBERG E PESO ESPECÍFICO DOS GRÃOS

Para verificação da tendência de agregação da fração fina do solo, foram executados dois tipos de ensaio de sedimentação: o primeiro com água destilada e adição dos defloculantes hexametáfosfato de sódio (45,7 g/litro de água destilada) e carbonato de sódio (7,9 g/litro de água destilada), e o outro só com água destilada. As frações granulométricas dos dois ensaios, de acordo com a faixa granulométrica da ABNT, são mostradas na Tabela 6.1. As curvas granulométricas obtidas para cada tipo de ensaio são apresentadas na Figura 6.1.

Tabela 6.1 – Frações granulométricas do solo segundo os dois tipos de ensaio de sedimentação.

Amostra	Pedregulho (%)			Areia (%)			Silte (%)	Argila (%)
	Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina		
Com defloculante	—	—	1,9	12,8	22,6	15,3	7,8	39,6
Sem defloculante	—	—	1,9	16,1	23,0	24,5	28,3	6,3

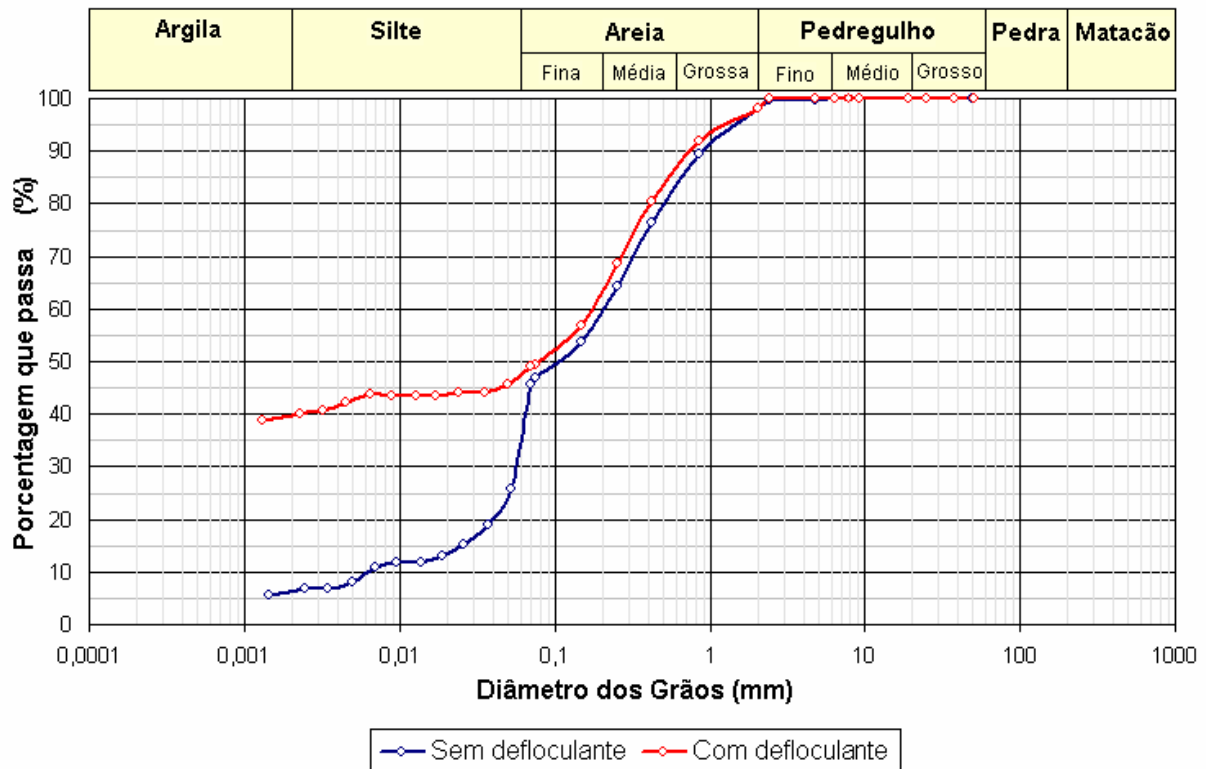


Figura 6.1 – Curvas granulométricas obtidas com ensaios de sedimentação com e sem o uso dos defloculantes.

O solo sedimentado com o uso dos defloculantes apresenta granulometria bem graduada e contínua, e classifica-se como uma areia argilosa (SC) segundo o Sistema Unificado de Classificação do Solo (USCS). Para o solo sedimentado sem o uso dos defloculantes obteve-se a classificação do solo como uma areia siltosa.

Comparando-se as curvas obtidas, pode-se perceber o efeito de histerese devido à tendência de agregação das partículas mais finas (menores que 0,075mm). Este fato pode ser ilustrado pela Figura 6.2, que mostra o solo nas duas soluções distintas durante o ensaio de sedimentação para um mesmo tempo decorrido. Na sedimentação sem defloculante, as partículas mais finas do solo permanecem aderidas aos grãos de maiores dimensões, tornando-os ainda maiores e mais pesados, e aumentando assim a taxa de deposição do material.

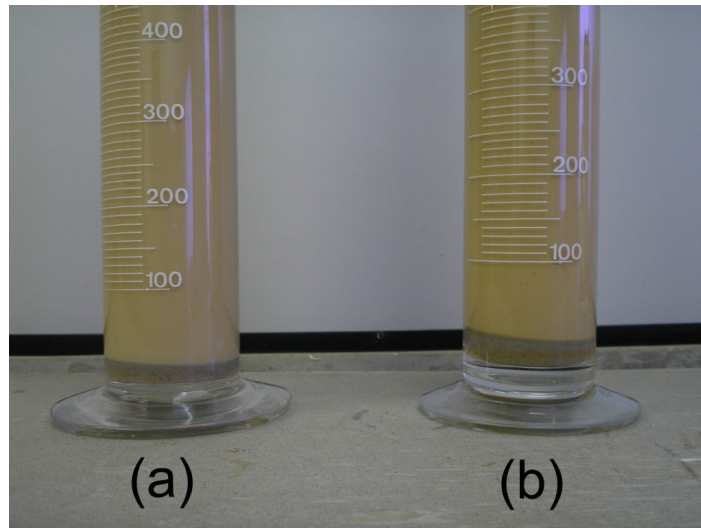


Figura 6.2 – Taxas de sedimentação das partículas (a) com defloculante e (b) sem defloculante para um mesmo tempo decorrido.

Os limites de Atterberg determinados para este solo são: $LL=32,4\%$ e $LP=16,6\%$. O índice de plasticidade (IP) foi de $15,8\%$ sendo, portanto, uma argila inorgânica de plasticidade média. A densidade real dos grãos determinada foi de $2,65 \text{ g/cm}^3$. Este valor indica que trata-se de uma areia quartzosa, já que a densidade real do quartzo situa-se em torno de $2,65 \text{ g/cm}^3$.

6.2.2 – Compactação Proctor Normal (SI)

A Figura 6.3 mostra a curva de compactação obtida para o solo estudado e as curvas correspondentes a diferentes graus de saturação do mesmo. O gráfico mostra uma densidade seca máxima de $1,79 \text{ g/cm}^3$ e umidade ótima de 15% . É importante lembrar que a disposição das partículas de argila antes da umidade ótima (ramo seco) é da forma aleatória, passando para a forma dispersa após atingir a umidade ótima (ramo úmido).

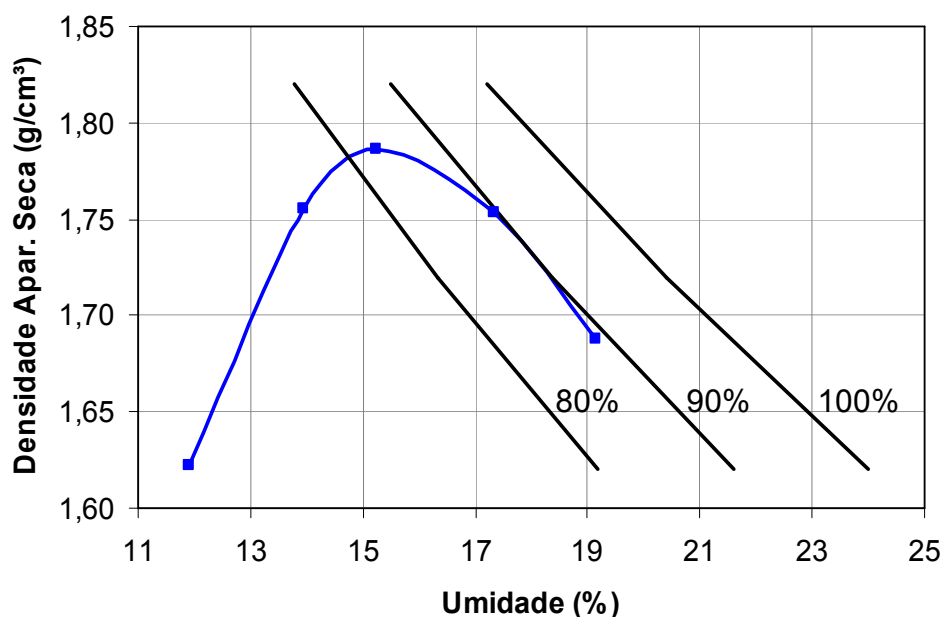


Figura 6.3 – Curva de compactação do solo usado como cobertura do aterro (SI)

Desta forma foi determinado que fossem estudadas três amostras em cada ensaio, moldadas nas umidades de 13% (ramo seco da curva), 15% (umidade ótima) e 17% (ramo úmido da curva).

6.3 – PERMEABILIDADE À ÁGUA SOB CARGA VARIÁVEL

A Tabela 6.2 apresenta os coeficientes de permeabilidade e a caracterização física das amostras ensaiadas. As amostras foram consideradas saturadas antes do início das leituras de volume percolado de água com o tempo.

Tabela 6.2 – Valores de permeabilidade à água e características físicas das amostras.

Amostra	h_{ensaio} (%)	k (m/s)	γ_h (kN/m³)	γ_s (kN/m³)	n	e	S (%)
(-2)% da ótima	13,43	$2,90 \times 10^{-9}$	19,3	17,0	0,36	0,56	64,1
Ótima	15,81	$5,66 \times 10^{-10}$	21,1	18,2	0,31	0,45	92,5
(+2)% da ótima	17,58	$1,42 \times 10^{-9}$	20,6	17,5	0,34	0,51	90,9

Onde: h_{ensaio} = umidade de ensaio, k = coeficiente de permeabilidade à água, γ_h = peso específico aparente úmido, γ_s = peso específico aparente seco, n = porosidade, e = índice de vazios, S = grau de saturação de moldagem.

O principal agente modificador da permeabilidade foi a diferença nos arranjos dos grãos do solo em cada condição de compactação, conferindo às camadas compactadas em torno da umidade ótima a menor permeabilidade à água. A determinação deste parâmetro é de fundamental importância, pois a umidade representa um alto potencial de favorecimento na geração de gases (El-Fadel et. al., 1997).

6.4 – PERMEABILIDADE À ÁGUA SOB CARGA CONSTANTE

A Figura 6.4 ilustra o decorrer do ensaio de permeabilidade à água sob carga constante para as três amostras de solo considerando o volume percolado acumulado ao longo do tempo. As características físicas dos corpos de prova utilizados nos ensaios estão descritos na Tabela 6.4.

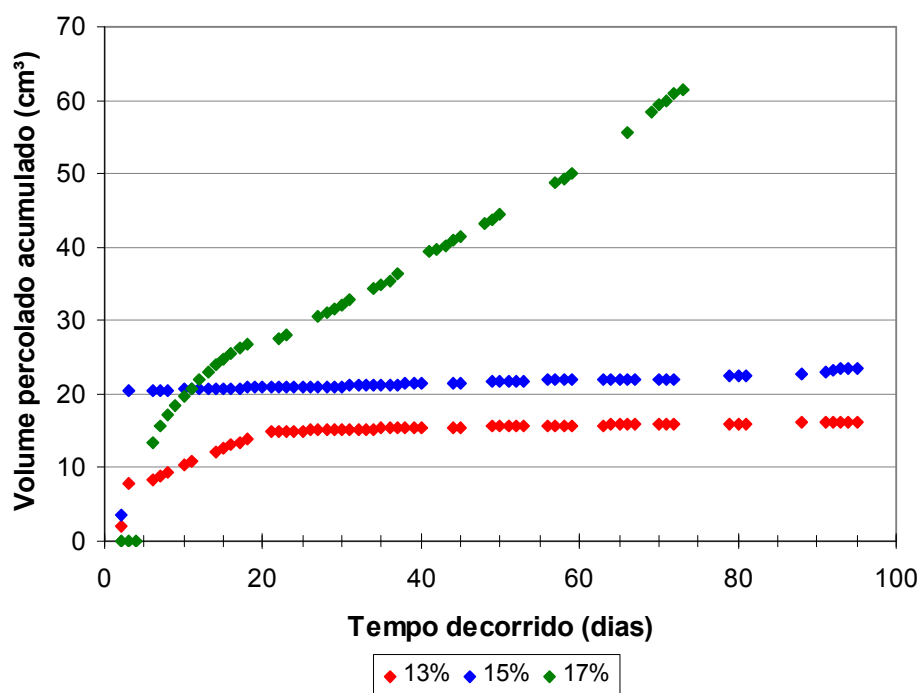


Figura 6.4 – Dados da permeabilidade à água sob carga constante.

Tabela 6.3 – Características físicas das amostras utilizadas nos ensaios de permeabilidade sob carga constante.

Amostra	h_{ensaio} (%)	γ_h (kN/m ³)	γ_s (kN/m ³)	n	e	S (%)
(-2)% da ótima	12,16	19,6	17,5	0,34	0,52	62,2
Ótima	14,75	21,5	18,7	0,29	0,42	93,9
(+2)% da ótima	17,32	20,8	17,7	0,33	0,50	92,3

Onde: h_{ensaio} = umidade de ensaio, k = coeficiente de permeabilidade à água, γ_h = peso específico aparente úmido, γ_s = peso específico aparente seco, n = porosidade, e = índice de vazios, S = grau de saturação de moldagem.

Em uma primeira análise do gráfico de permeabilidade pode-se notar a diferença de comportamento dos trechos das curvas que correspondem ao regime permanente. O volume total percolado pela amostra compactada a 17% de umidade é bastante superior aos percolados pelas amostras compactadas a 13 e 15% de umidade. Outra diferença de comportamento é notada nos trechos iniciais das curvas.

O cálculo dos coeficientes de permeabilidade foi realizado considerando-se os trechos das curvas que corresponderiam ao regime permanente para cada ensaio. Para a amostra moldada a 13% de umidade foram calculados dois coeficientes visto que a curva apresentou dois trechos de volume percolado constante com o tempo. Os valores calculados estão apresentados na Tabela 6.4 a seguir.

Tabela 6.4 – Coeficientes de permeabilidade calculados para o ensaio de permeabilidade à água sob carga constante.

Amostra		k (m/s)
13%	primeiro trecho	$5,86 \times 10^{-10}$
	segundo trecho	$2,38 \times 10^{-11}$
15%		$3,25 \times 10^{-11}$
17%		$7,69 \times 10^{-10}$

Os resultados mostram que os coeficientes de permeabilidade encontrados são coerentes com a umidade de compactação e estrutura do solo de cada uma das amostras, indicando menor permeabilidade ao corpo de prova moldado com 15% de umidade. A exceção fica por conta do trecho maior da curva da amostra de 13% de umidade, para a qual o valor do coeficiente de permeabilidade encontrado foi da mesma ordem do encontrado para a amostra compactada na umidade ótima. Esse valor configura claramente um resultado errado, indicando possível colmatção do sistema em torno do 20º dia.

Por outro lado, estes resultados não conferem com os encontrados no ensaio de permeabilidade à carga variável, mostrando-se, nas três amostras, valores de coeficiente de permeabilidade uma ordem abaixo dos valores encontrados no primeiro ensaio.

De acordo com Sousa et. al. (2003), o permeâmetro de carga constante não é eficiente quando utilizado em solos de baixa condutividade hidráulica. O autor afirma que devido à baixa permeabilidade dos solos argilosos e siltosos há pouca percolação de água pela amostra, dificultando a determinação do coeficiente de permeabilidade. Este fato foi confirmado nas amostras compactadas a 13 e 15% de umidade.

Uma das desvantagens deste tipo de permeâmetro é a inexistência de pressões na entrada e na saída do sistema, o que possibilita que bolhas de ar até então concentradas em alguma região do corpo de prova que não tenha sido saturada previamente, ao serem liberadas, provoquem variações de pressão e, conseqüentemente, de vazão, invalidando os resultados do ensaio.

Os resultados de permeabilidade à água sob carga variável se tornam mais confiáveis que os encontrados no ensaio sob carga constante, devido à falta de eficiência deste último para solos de granulometria fina.

6.5 – PERMEABILIDADE AO AR

A Tabela 6.5 apresenta as características de compactação das três amostras utilizadas neste estudo.

Tabela 6.5 – Características físicas das amostras.

Amostra	h_{ensaio} (%)	γ_h (kN/m ³)	γ_s (kN/m ³)	n	e	S (%)
(-2)% da ótima	13,81	19,9	17,5	0,34	0,52	71,0
Ótima	14,75	20,3	17,7	0,33	0,49	79,0
(+2)% da ótima	16,44	20,1	17,2	0,35	0,54	81,0

Onde: h_{ensaio} = umidade de ensaio, γ_h = peso específico aparente úmido, γ_s = peso específico aparente seco, n = porosidade, e = índice de vazios, S = grau de saturação.

A Tabela 6.6 mostra os valores de pressão aplicados nos ensaios. Vale ressaltar que para a amostra compactada com umidade acima da ótima foi necessária a aplicação de uma pressão de entrada P_e da ordem de quatro vezes superior às demais. A aplicação de pressão de entrada semelhante à das outras duas amostras não ocasionava fluxo devido à maior saturação do solo.

Tabela 6.6 – Valores de pressão aplicados no ensaio de permeabilidade ao ar.

Amostra	P_e (kPa)	P_c (kPa)	P_s (kPa)
(-2)% da ótima	3,0	8,0	101,33
Ótima	3,0	8,0	101,33
(+2)% da ótima	12,0	17,0	101,33

Onde: P_e = pressão de entrada, P_c = pressão confinante e P_s = pressão de saída.

A Tabela 6.7 mostra os resultados de permeabilidade ao ar em função da umidade de compactação de cada amostra ensaiada.

Tabela 6.7 – Valores de permeabilidade ao ar das amostras.

Amostra	h_{ensaio} (%)	K (m^2)	κ (m/s)
(-2)% da ótima	13,81	$1,93 \times 10^{-14}$	$1,22 \times 10^{-9}$
Ótima	14,75	$4,26 \times 10^{-14}$	$2,70 \times 10^{-9}$
(+2)% da ótima	16,44	$2,21 \times 10^{-14}$	$1,40 \times 10^{-9}$

Onde: h_{ensaio} = umidade de ensaio, K = permeabilidade intrínseca, κ = coeficiente de permeabilidade ao ar.

Os resultados obtidos, apesar de estarem coerentes com a faixa de variação encontrada na literatura, não eram esperados, pois não indicaram nenhuma influência das diferentes umidades e estruturas das amostras nos valores dos coeficientes de permeabilidade, os quais se mantiveram na mesma ordem de magnitude. Os resultados não conferem com os obtidos por Maciel (2003), em que a permeabilidade decrescia lentamente como aumento da umidade. O autor também encontrou em seu estudo valores de permeabilidade que se mantinham na mesma ordem de magnitude para diferentes valores de umidade no ramo seco da curva Proctor Normal, e ainda no ramo seco uma das amostras apresentou coeficiente de permeabilidade inferior ao encontrado para a amostra compactada na umidade ótima. A incoerência observada pode ser atribuída a uma faixa de erro experimental durante a execução do ensaio, e/ou à necessidade de se executar um número maior de amostras, com diferentes graus de saturação e diferentes gradientes de pressão, para uma melhor avaliação do comportamento da permeabilidade do solo ao ar.

As permeabilidades intrínsecas mostradas na Tabela 6.7 podem ser comparadas com os valores de diferentes tipos de solo reportados na literatura. Esta comparação indica que os resultados obtidos nesta pesquisa também estão coerentes com a faixa de variação deste parâmetro nas argilas. Fleureau e Taibi (1995) mostraram valores de permeabilidade de $1,5 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ para uma areia fina, enquanto Springer *et al.* (1998) reportaram valores de 10^{-13} a 10^{-12} m^2 para areia siltosa em diferentes condições de saturação. Andrade (2001) verificou permeabilidades da ordem de 10^{-13} a 10^{-15} m^2 para um solo argilo-arenoso do Aterro da Muribeca, em Recife/PE.

6.6 – SUCÇÃO DO SOLO COMPACTADO

As Figuras 6.5 a 6.7 apresentam as curvas características das amostras moldadas nas três diferentes umidades sob energia Proctor Normal em termos de sucção matricial e total e teor de umidade gravimétrico. Os resultados numéricos dos pontos apresentados nas curvas estão listados no ANEXO 1.

Uma das primeiras características que pode ser observada é que os valores de sucção mátrica e sucção total praticamente não diferem ao longo de toda a curva, para as três amostras.

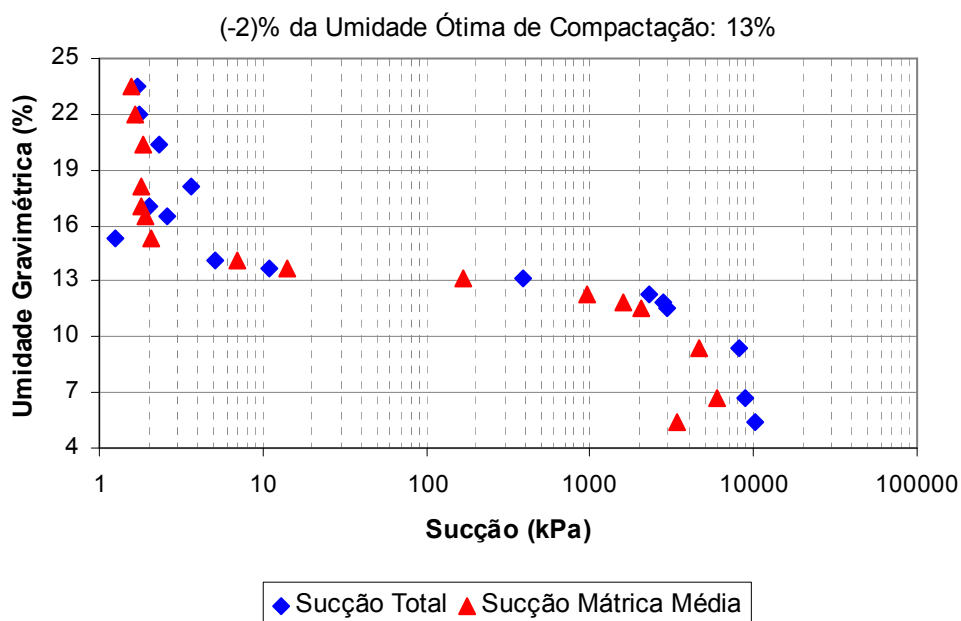


Figura 6.5 – Curvas características das amostras compactadas a 13% de umidade.

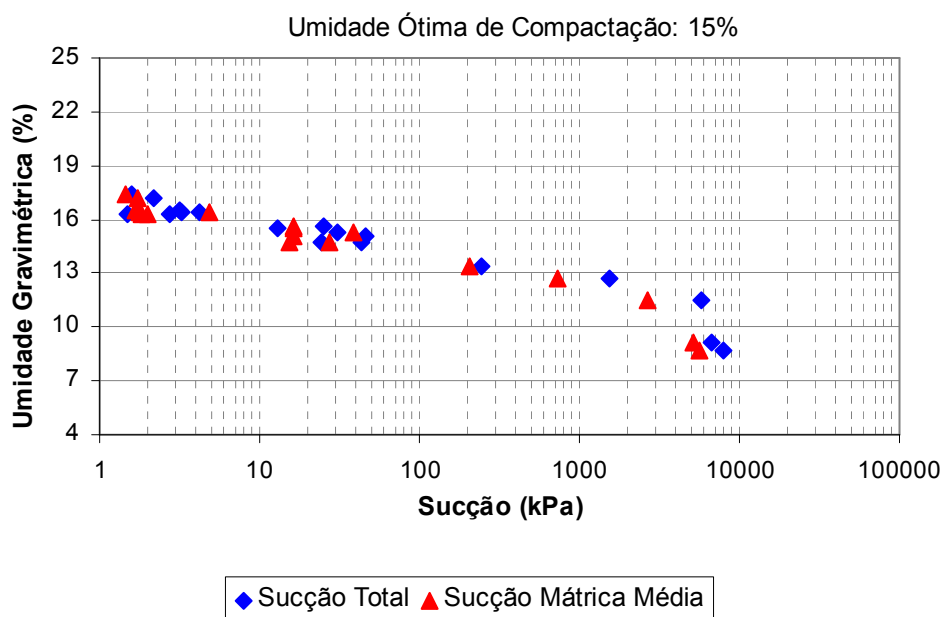


Figura 6.6 – Curvas características das amostras compactadas na umidade ótima.

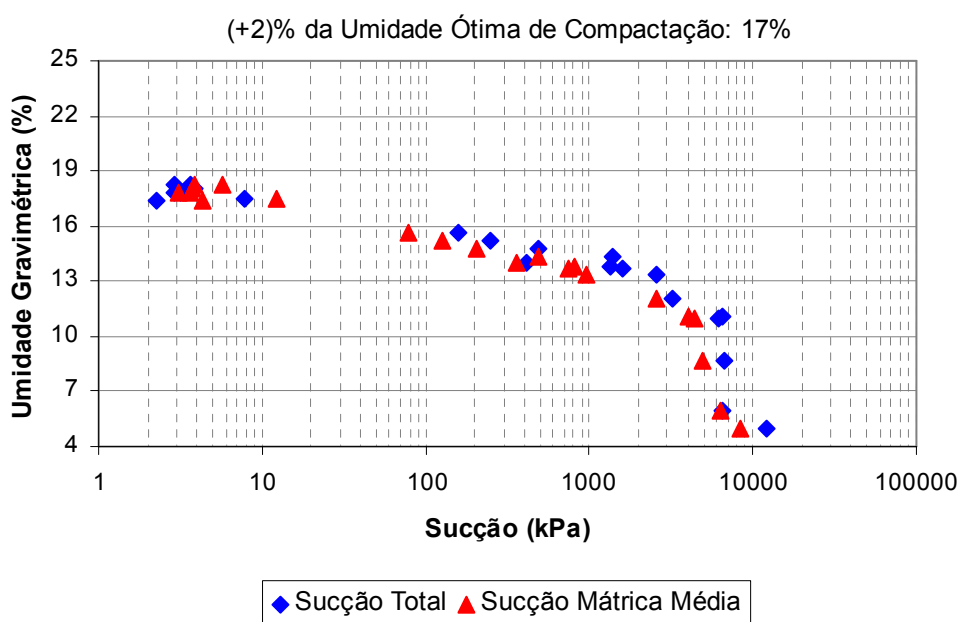


Figura 6.7 – Curvas características das amostras compactadas a 17% de umidade.

É interessante observar que à medida que a umidade de compactação do solo aumenta, existe uma maior dificuldade de perda de umidade para sucções da ordem de 2000 kPa. Até este valor de sucção, a amostra moldada a (-2)% da umidade ótima apresentou perda de umidade gravimétrica de cerca de 12%, enquanto que o solo compactado na ótima e à (+2)% desta umidade apresentaram pequenas variações em torno de 5,0 e 6,0% respectivamente.

Levando-se esta análise à camada de cobertura dos aterros, aquelas de compactação próxima da umidade ótima tendem a reter uma maior quantidade de água para sucções até 2000 kPa, dificultando assim a percolação dos gases. Por outro lado, as camadas compactadas no ramo seco da curva Proctor Normal começam a perder umidade desde o início da secagem do solo, favorecendo a passagem dos gases para a atmosfera.

Outra análise realizada diz respeito à validade dos valores de sucção mátrica encontrados para as amostras de maior umidade. Devido ao contato com a amostra, partículas de solo aderem ao papel filtro durante o período de equalização (Figura 6.8), fazendo com que a umidade do papel não seja calculada corretamente, já que a massa registrada na balança contabiliza também a massa de solo retido no papel.



Figura 6.8 – Diferentes teores de solo nos papéis filtro após equalização (sucção mátrica).

Desta forma foi feita uma correção das massas úmida e seca de cada papel ao sair da estufa para o tempo $t=0$. Procedeu-se da seguinte forma: foi considerado que todo papel utilizado nas medições de sucção total saía do período de equalização totalmente limpo, ou pelo menos, com uma quantidade desprezível de finos aderidos ao papel. Desta forma, tendo em mãos a massa de cada papel antes da equalização (massa do papel seco ao ar, somente com a umidade ambiente) e a massa seca após sair da estufa para o tempo $t=0$ após a equalização, era possível calcular a umidade natural de cada papel. Esta umidade natural variava de 7 a 11%, de acordo com o dia, e foi considerada a mesma para os papéis utilizados para a medição de

sucção mátrica, já que ambos foram retirados direto da caixa no mesmo dia e manipulados no mesmo momento dentro do mesmo ambiente.

Então, foi realizada a seguinte verificação: com a umidade natural de cada papel, calculava-se a massa seca dos papéis de medição de sucção mátrica de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{massa seca real} = \frac{\text{massa seca determinada no ensaio}}{1 - \text{umidade natural}} \quad (6.1)$$

Quando a massa seca calculada (real) era de valor menor ao valor da massa seca determinada pelo ensaio, então se supunha que a diferença entre as duas massas era correspondente à massa de solo retido no papel:

$$\text{massa solo retido} = \text{massa seca determinada no ensaio} - \text{massa seca calculada} \quad (6.2)$$

Dessa forma nem todos os papéis utilizados nos ensaios necessitaram de correção de massa e umidade. O correto valor da massa úmida do papel era também corrigido diminuindo-se o valor da massa encontrada no ensaio da massa de solo retido. Com os valores corretos da massa seca do papel e da massa úmida após a equalização, obtinha-se o valor real de umidade do papel filtro e, conseqüentemente, da sucção mátrica para cada amostra. As Figuras 6.9 a 6.11 mostram a comparação dos resultados obtidos através das curvas corrigidas e não-corrigidas de variação da sucção mátrica média com a umidade gravimétrica.

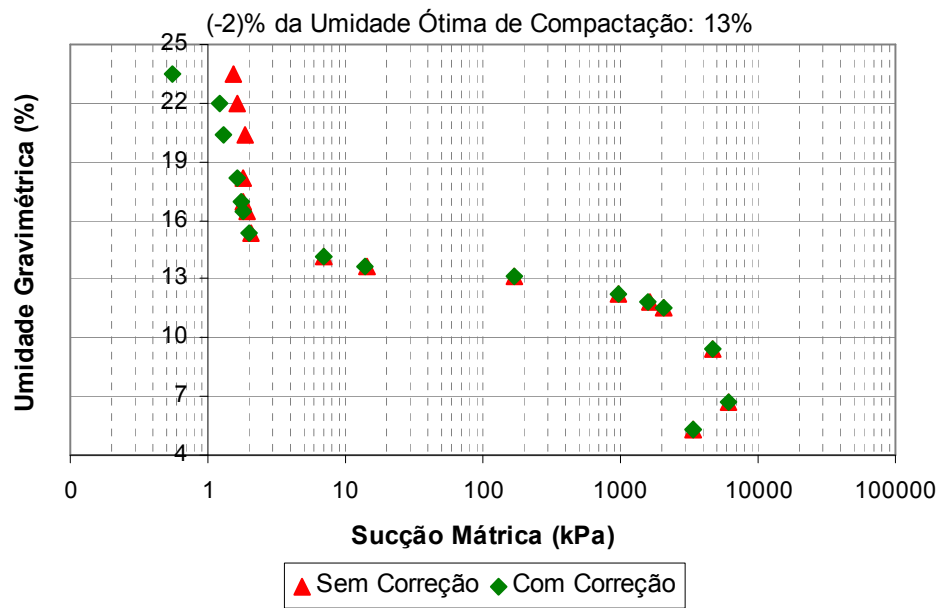


Figura 6.9 – Sucções mátricas com e sem correção: 13% de umidade de compactação.

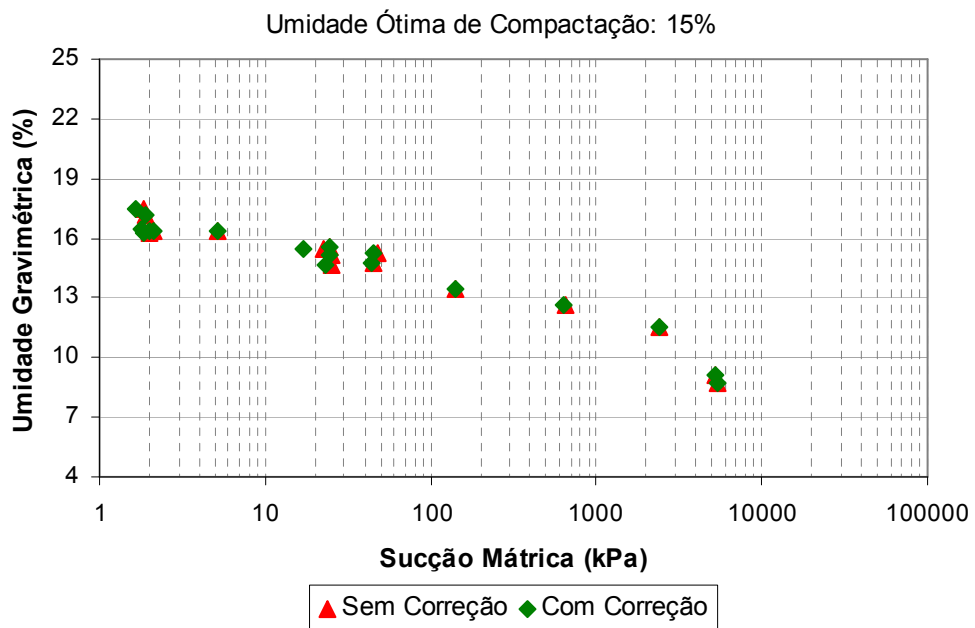


Figura 6.10 – Sucções mátricas com e sem correção: umidade ótima de compactação.

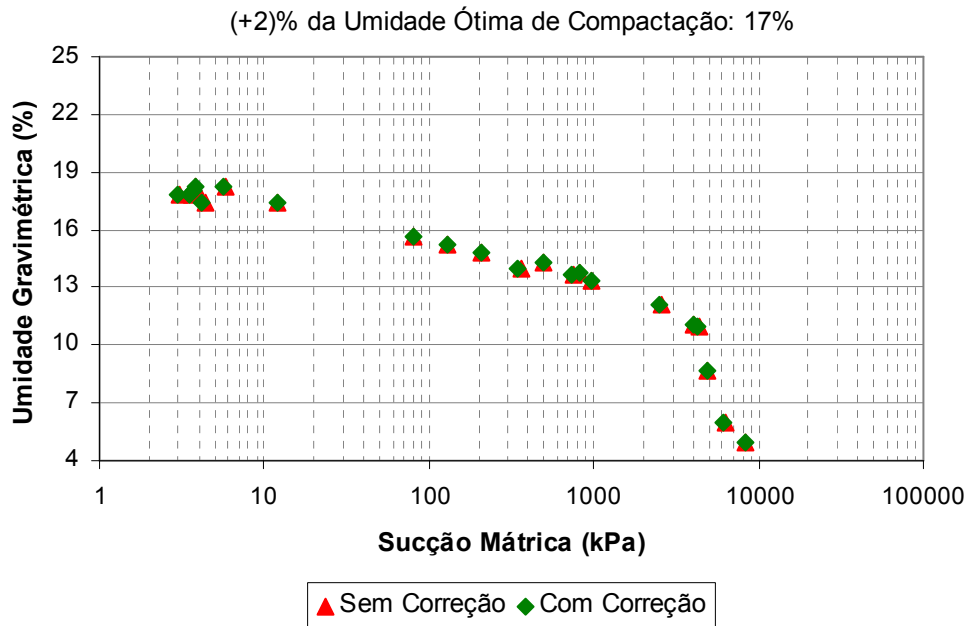


Figura 6.11 – Sucções mátricas com e sem correção: 17% de umidade de compactação.

Os resultados mostram que somente na amostra compactada a 13% de umidade, para umidades superiores a 18%, houve uma diferença entre os valores encontrados, indicando valores de sucção mátrica corrigida menores que àqueles encontrados no ensaio. Esta diferença ocorreu devido à estrutura mais “solta” das amostras compactadas no ramo seco da curva Proctor Normal, em que as partículas de solo se desprendiam com maior facilidade na presença de água. De uma forma geral, a massa de solo retido em todos os papéis era desprezível, provocando variações muito pequenas nos valores de sucção mátrica e não comprometendo os resultados para as amostras ensaiadas.

6.7 – TESTE DE CAPILARIDADE

A Figura 6.12 ilustra o decorrer do ensaio de capilaridade em diferentes intervalos de tempo.

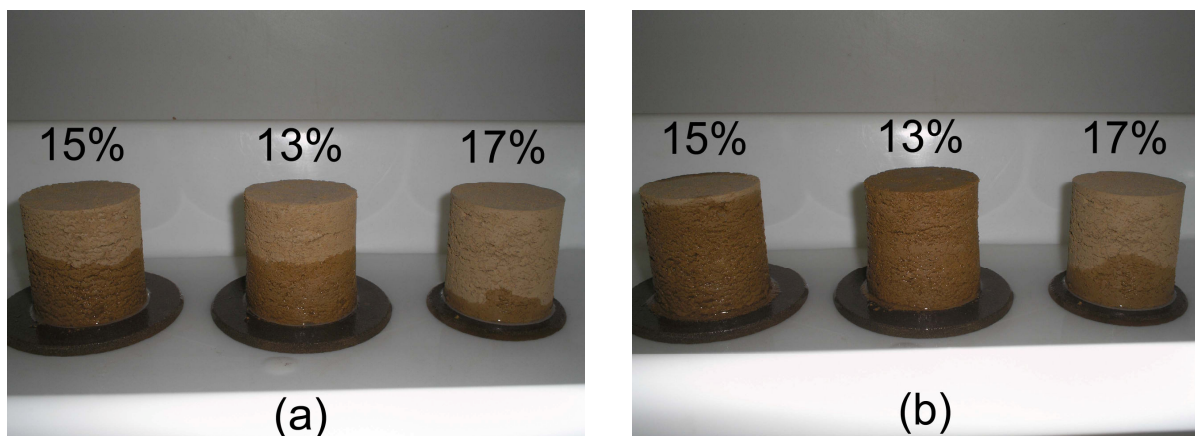


Figura 6.12 – Ascensão da água nos corpos de prova ao longo do tempo: (a) após 5 minutos e (b) após 36 minutos.

O resultado do ensaio indicou um intervalo de 36 minutos para a ascensão total da água na amostra de 13% de umidade com 5 cm de altura, indicando uma taxa de ascensão de 8,33 cm/h. As taxas determinadas para os corpos de prova moldados com umidades de 15% e 17% foram, respectivamente, 4,55 cm/h e 0,24 cm/h. A diferença nas taxas de ascensão capilar pode ser explicada pela diferença nas estruturas das amostras. À medida que a estrutura muda da forma floculada para a forma dispersa, as taxas decrescem devido à não continuidade dos tubos capilares. Conclui-se, então, que nas camadas de cobertura compactadas abaixo da umidade ótima, a quantidade de água inicialmente absorvida da superfície será superior àquelas executadas próximas à umidade ótima.

6.8 – DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE DIFUSÃO AOS GASES O_2 E CO_2

6.8.1 – FLUXO MONOFÁSICO

Neste item são apresentados os resultados dos ensaios de difusão, ou seja, as curvas e os coeficientes de difusão dos gases obtidos, além da análise dos resultados.

A Tabela 6.8 resume as características físicas das três amostras ensaiadas nesta etapa.

Tabela 6.8 – Características físicas das amostras utilizadas no ensaio de difusão.

Amostra	h_{ensaio} (%)	γ_h (kN/m ³)	γ_s (kN/m ³)	n	e	S (%)
(-2)% da ótima	12,70	19,4	17,2	0,35	0,55	63,0
Ótima	14,60	21,9	19,1	0,28	0,39	100,1*
(+2)% da ótima	16,17	20,6	17,8	0,33	0,49	86,9

*Comentários no texto.

Onde: h_{ensaio} = umidade de ensaio, γ_h = peso específico aparente úmido, γ_s = peso específico aparente seco, n = porosidade, e = índice de vazios, S = grau de saturação.

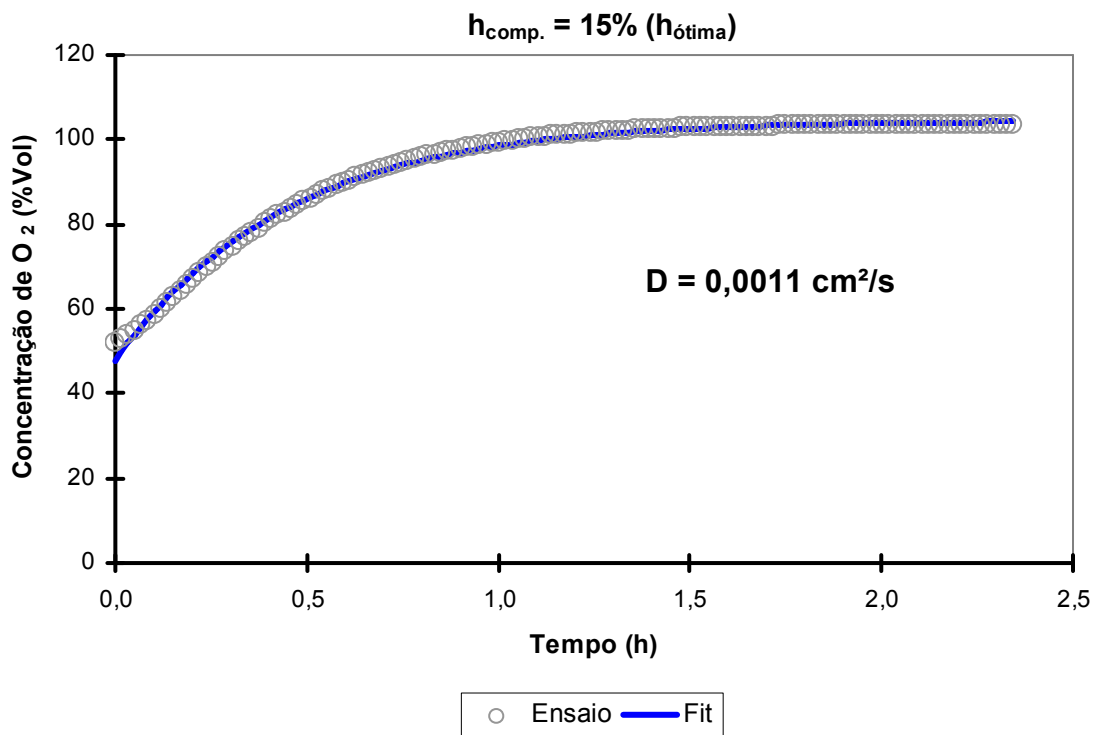
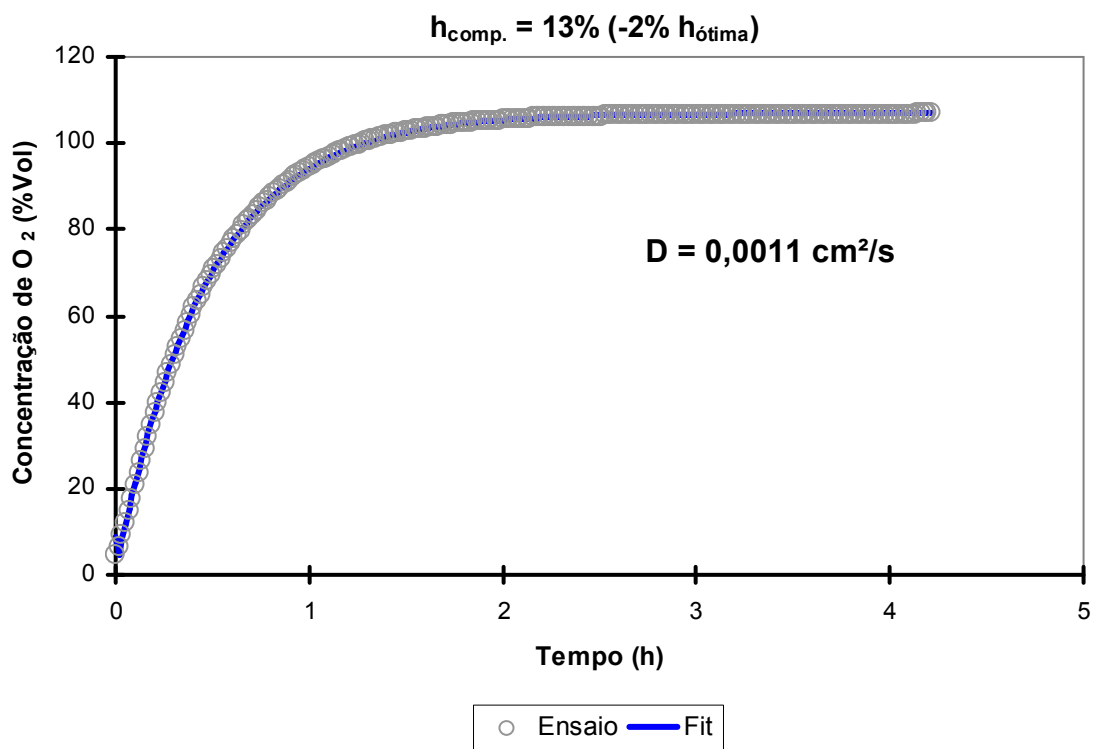
O valor de 100,1% de grau de saturação para a amostra compactada na umidade ótima é um erro experimental, já que o valor de saturação não excede 100%. Além disso, os 15% de umidade não são suficientes para saturar totalmente a amostra de solo. Esse erro experimental se deve à fatores como, por exemplo, distribuição não homogênea da água na massa de solo a ser compactada e evaporação da água do solo durante o processo de mistura ou de compactação.

Para o cálculo dos coeficientes de difusão foram consideradas as seguintes situações:

- Pressão: constante;
- Gradiente de pressão: nulo ($\Delta P=0$);
- Velocidade de fluxo advectivo nula ($v=0$);
- Temperatura: constante (aproximadamente 23°C).

As Figuras 6.13 e 6.14 a seguir apresentam as curvas de difusão do solo compactado nas diferentes umidades aos gases O₂ e CO₂, e seus respectivos coeficientes de difusão a estes gases. Vale lembrar que foi realizado mais de um ensaio com o mesmo gás para cada amostra a fim de checar a confiabilidade da técnica utilizada. Desta forma, é apresentada aqui uma curva de cada gás para cada amostra, e as demais curvas e coeficientes encontram-se no ANEXO 2. Os ensaios com o gás metano foram suspensos logo nos primeiros ensaios com a amostra de

13% de umidade devido às curvas geradas, que impossibilitam obter um ajuste adequado para a utilização do programa.



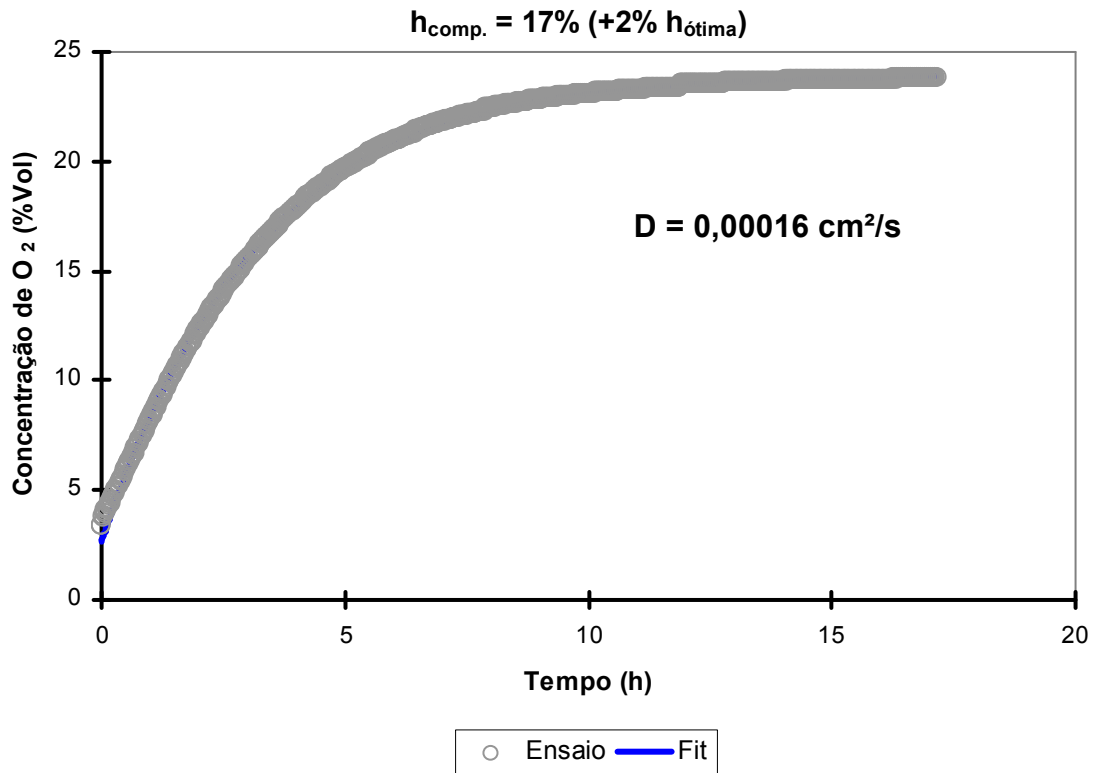
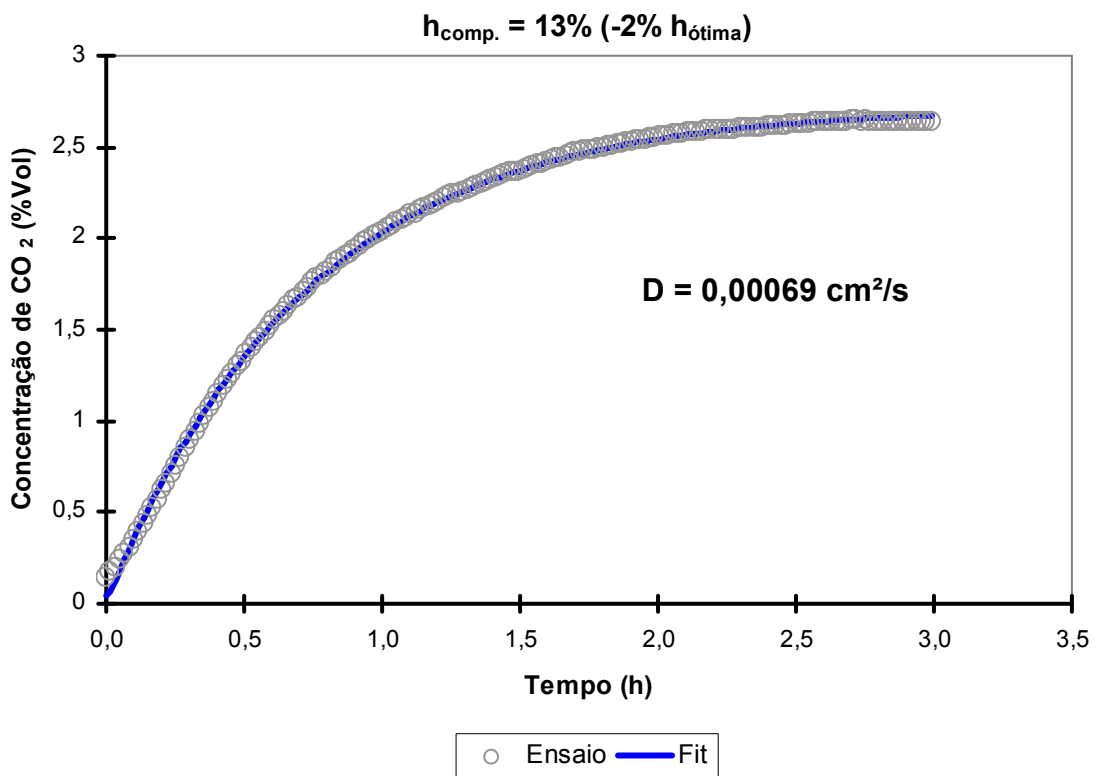


Figura 6.13 – Curvas concentração x tempo das três amostras de solo ao gás O_2 .



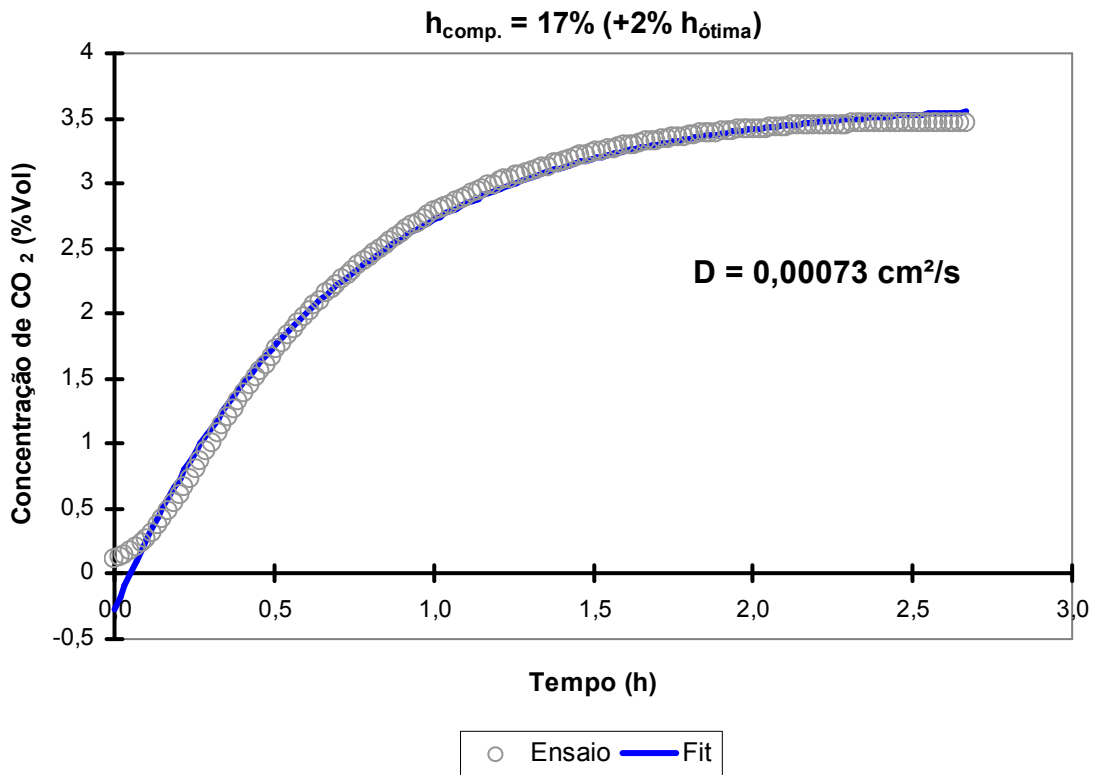
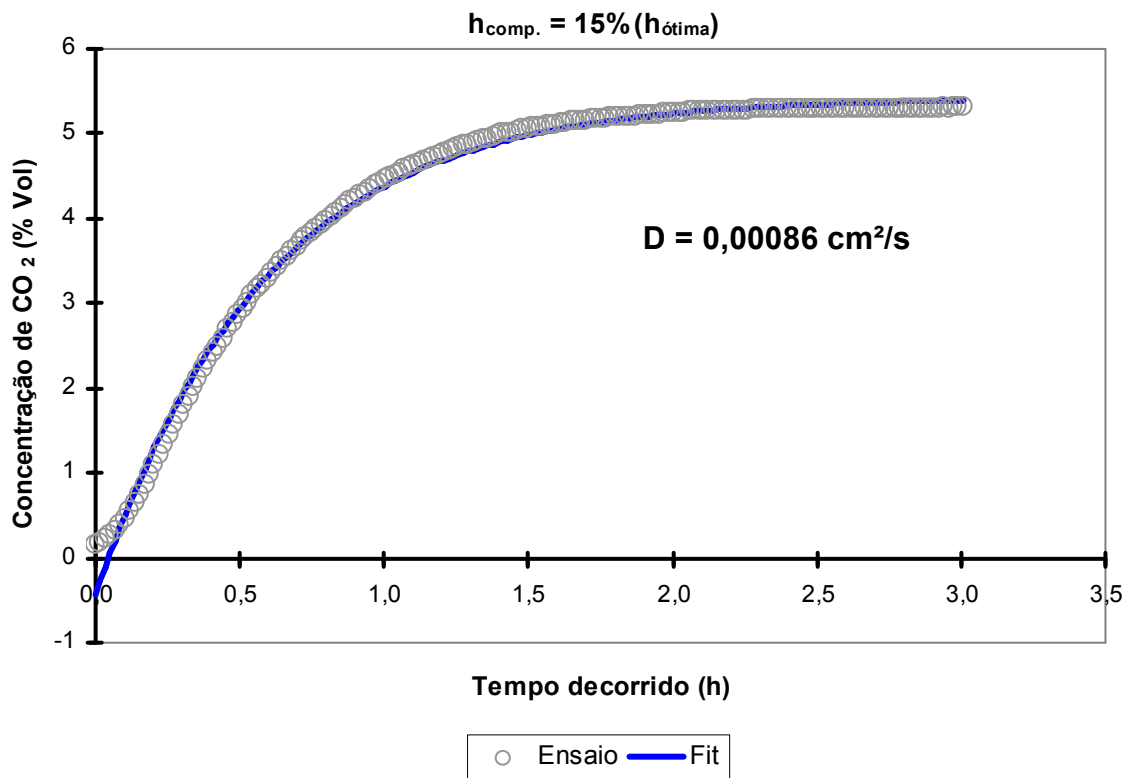


Figura 6.14 – Curvas concentração x tempo das três amostras de solo ao gás CO_2 .

As curvas de variação da concentração com o tempo apresentam comportamento qualitativo semelhante em todos os ensaios. Observa-se inicialmente uma variação máxima da concentração do gás com o tempo. Com o decorrer do tempo, a concentração aumenta a taxas cada vez menores até que ocorre a estabilização do crescimento da curva, indicando desta forma a máxima concentração de gás no interior do corpo de prova. Este tipo de comportamento se mostra coerente com os resultados verificados por diferentes pesquisadores (Ignatius (1999), Batterman (1996)), e ocorre devido à queda constante do gradiente de concentração do gás entre a base e o topo da amostra de solo.

Observam-se nas curvas que as concentrações iniciais dos gases são geralmente muito pequenas, sendo o gradiente de concentração de valor máximo. Com o decorrer do ensaio a concentração interna aumenta, o gradiente de concentração decresce e, conseqüentemente, o fluxo de gás é reduzido segundo previsto pela Lei de Fick. Os resultados dos coeficientes de difusão monofásica encontram-se resumidos na Tabela 6.9 a seguir.

Tabela 6.9 – Coeficientes de difusão das amostras ensaiadas.

Amostra	Coeficiente de difusão (cm ² /s)	
	O ₂	CO ₂
(-2)% da ótima	0,0011	0,00069
Ótima	0,0011	0,00086
(+2)% da ótima	0,00016	0,00073

Os resultados mostram que os solos compactados acima da umidade ótima apresentam maior dificuldade à passagem do gás O₂, expresso através do coeficiente de difusão, cujo valor é de uma ordem abaixo dos coeficientes encontrados para as amostras compactadas em umidades inferiores. Já o dióxido de carbono apresentou um resultado não esperado, em que os coeficientes se mantiveram em torno do mesmo valor, não evidenciando influência da umidade e estrutura o solo durante a difusão.

Os valores dos coeficientes de difusão estão coerentes aos encontrados por Paula (2006), que realizou ensaios com os gases O₂ e CO₂ para três amostras diferentes de areia utilizando a mesma técnica de medição. Os valores encontrados foram de

0,0477, 0,0420 e 0,0141 cm²/s para o O₂ e 0,1100, 0,0390 e 0,0180 cm²/s para o CO₂. Por se tratar de solos arenosos, que são solos mais permeáveis e com vazios maiores, os coeficientes de difusão são bem maiores que os solos de granulometria mais fina, como os utilizados nesta dissertação.

Não foi possível a obtenção dos coeficientes de difusão do gás CH₄ para as amostras estudadas. Alguns fatores que contribuíram para isso foram, primeiramente, a curva gerada, que impossibilita obter um ajuste adequado para a utilização do programa. A solução da Lei de Fick, que possibilita a determinação do coeficiente de difusão, é expressa por uma equação exponencial (equação 5.12).

Todas as curvas obtidas nos ensaios com os gases O₂ e CO₂ apresentaram tendência hiperbólica, exceto a curva do CH₄, que mostra uma tendência mais linear, conforme ilustrado na Figura 6.15. A conclusão a que se chega é que o processo difusivo do CH₄ não pode ser validado pela Lei de Fick, mesma conclusão encontrada nas análises de Paula (2006) para o mesmo gás.

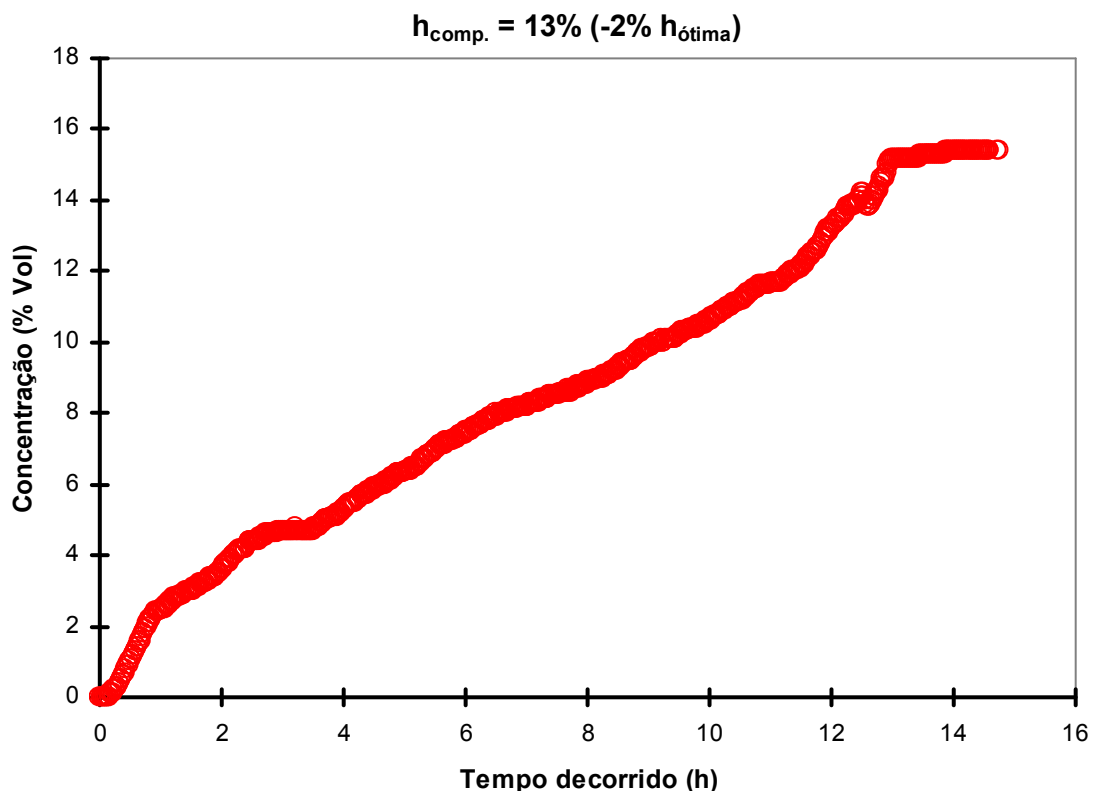


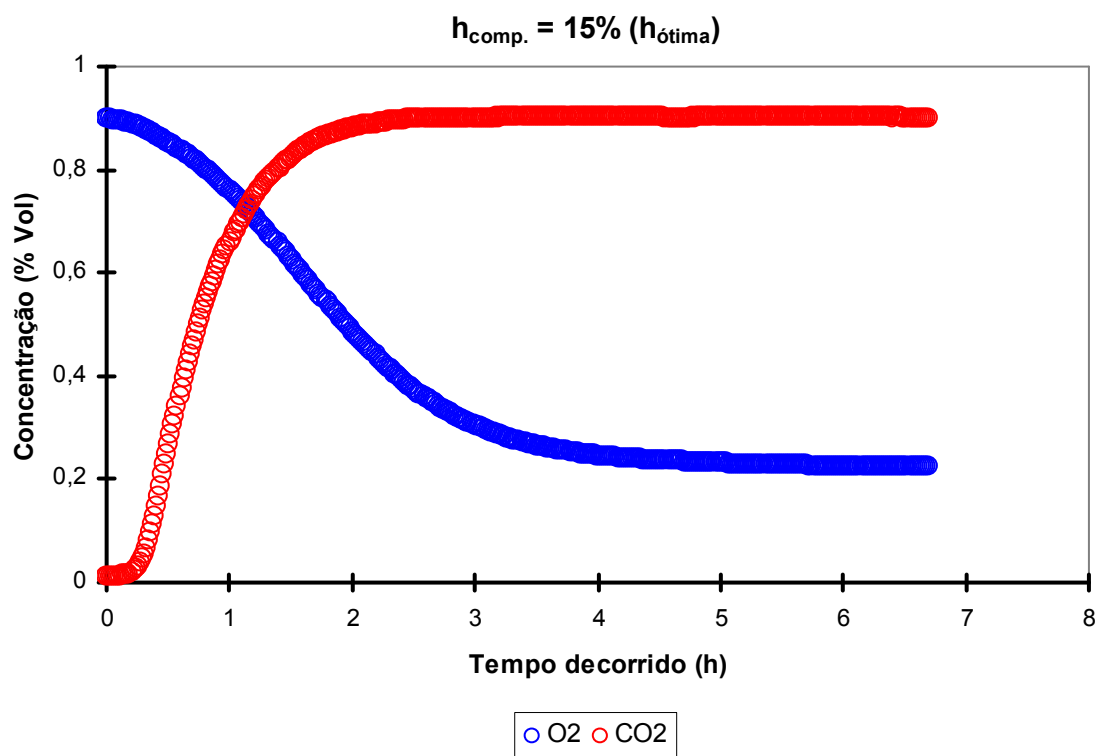
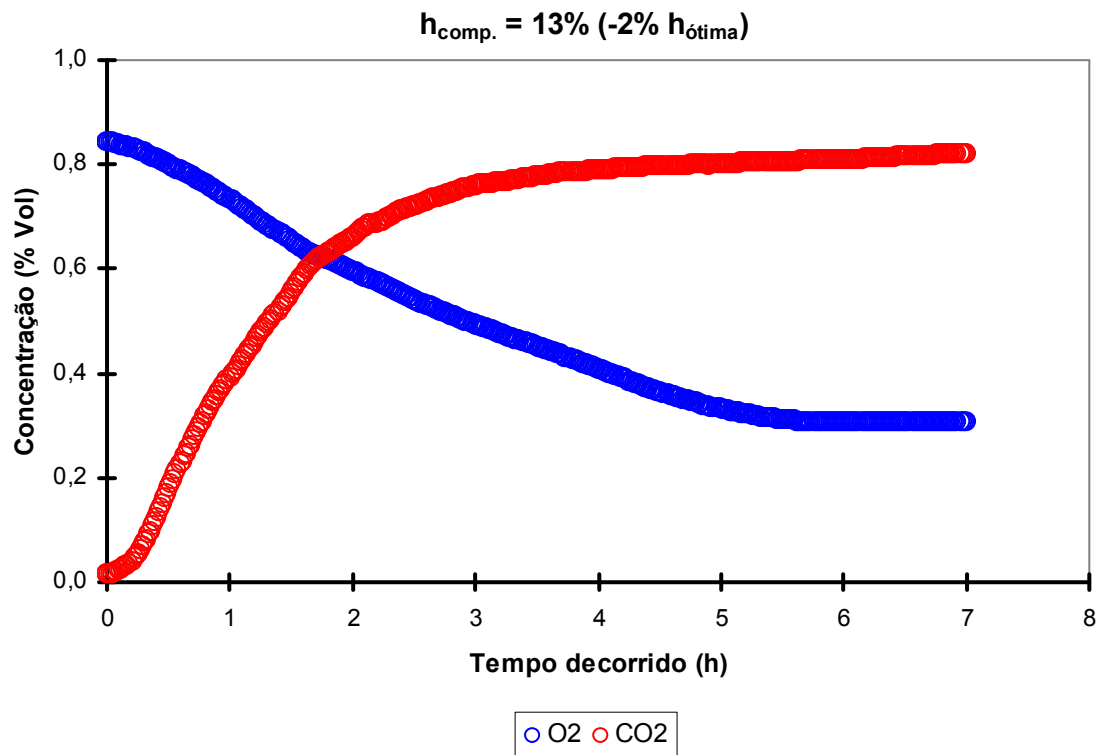
Figura 6.15 – Variação da concentração do gás metano com o tempo para a amostra de 13% de umidade.

Neogi (1996) apud Dias (2003) apresenta um tipo de difusão, chamado de difusão não-Fickiana ou anômala. O trabalho do autor afirma que este tipo de difusão gasosa ocorre em polímeros, para os quais as propriedades de isotropia, homogeneidade e equilíbrio termodinâmico local não são válidas, e sugere diferentes classes de regime de difusão não-Fickiana. Este pode ser um possível caminho para a determinação do coeficiente de difusão do solo ao gás metano, que é um monômero, e serve como sugestão para as pesquisas posteriores a serem realizadas com este gás.

6.8.2 – FLUXO BIFÁSICO

Outra análise feita refere-se aos ensaios realizados com dois gases, estabelecendo-se um fluxo bifásico. A Figura 6.16 apresenta os resultados destes ensaios, cujas curvas apresentam comportamentos parecidos.

Em todas as três amostras o solo foi saturado com O_2 e posteriormente percolado com CO_2 . Na Figura 6.16 identifica-se um comportamento no fluxo crescente de CO_2 em que a concentração desse gás aumenta a uma taxa maior do que o do gás O_2 . Ou seja, a concentração de CO_2 não aumenta à mesma proporção em que a concentração de O_2 diminui. Este comportamento pode ser observado para as três amostras de solo. Esta situação não é a que ocorre naturalmente no meio ambiente. A explicação para este comportamento se dá pelo fato de que o CO_2 , que começa a percolar no solo já saturado de O_2 , se movimenta devido a um fluxo imposto na amostra. Já o O_2 tem seu movimento por inércia, ou seja, é um movimento passivo, sendo apenas carregado pelo fluxo de CO_2 .



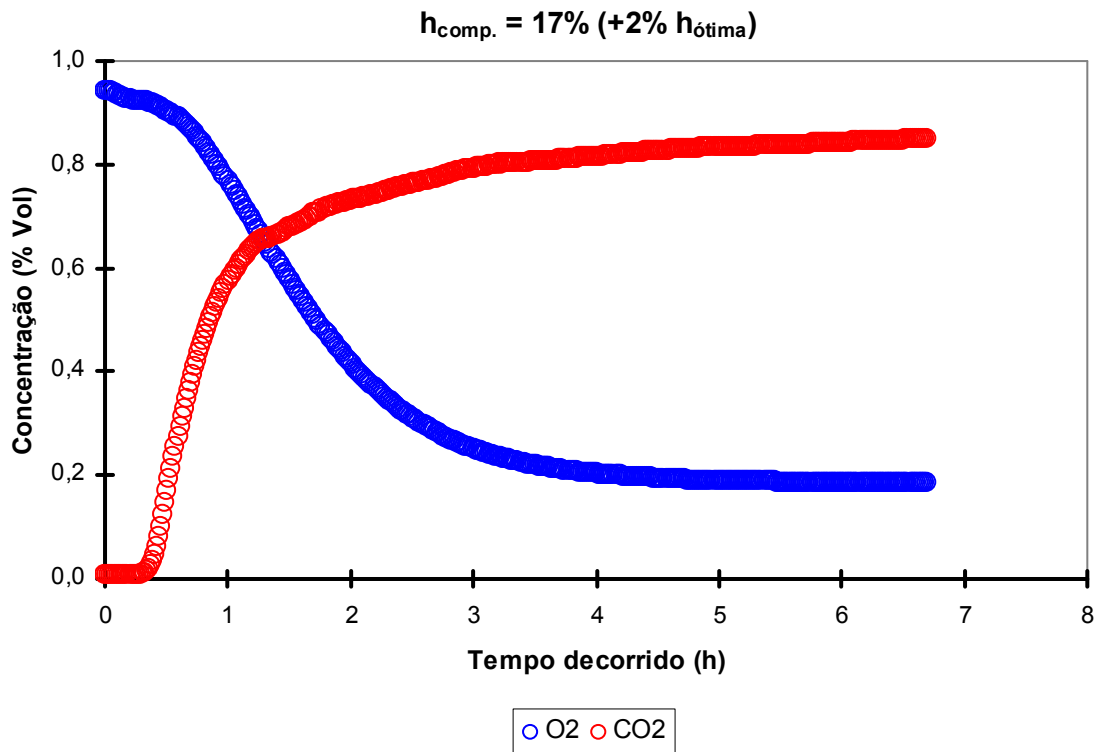


Figura 6.16 – Curvas concentração x tempo do fluxo bifásico para as três amostras.

De uma forma geral, a permeabilidade relativa aqui estudada trata do preenchimento de um volume de solo com um gás e posterior expulsão deste por outro gás que percola pelo mesmo meio. À medida que um gás sai da amostra dando lugar ao outro que entra, uma curva vai decrescendo até que a leitura da sua concentração alcance a concentração inicial do gás que está entrando. Ao mesmo tempo, a outra curva vai crescendo até chegar próximo da concentração inicial (saturação) do gás que saiu. Esta situação também pode ser observada nas três amostras estudadas.

Um dos pontos desfavoráveis neste tipo de ensaio foi a dificuldade em encontrar um meio de controlar a umidade das amostras. Uma possível solução é após a moldagem dos corpos de prova deixar secar todas as amostras até próximo da umidade residual de cada solo.

Não havendo este controle, a umidade de cada amostra variou ao decorrer dos ensaios, conforme mostrado na Tabela 6.10.

Tabela 6.10 – Variação da umidade das amostras com o tempo.

Amostra	h_{inicial} (%)	h_{final} (%)	Perda de umidade (%)
(-2)% da ótima	12,70	4,76	7,94
Ótima	14,60	13,61	0,99
(+2)% da ótima	16,17	13,12	3,05

Conforme mostram os valores da Tabela 6.10, a situação mais crítica foi a da amostra moldada a 12,70% de umidade devido à estrutura floculada do solo. Estas variações de umidade chamam a atenção para o desenvolvimento de um dispositivo que controle a umidade ao longo dos ensaios, de forma que se minimizem ao máximo as possíveis modificações na estrutura das amostras. Outra alternativa seria a moldagem de uma amostra para cada ensaio com gás, de forma que as perdas de umidade fossem pequenas. No trabalho pioneiro de Paula (2006), em se tratando da utilização da técnica fotoacústica para a determinação do coeficiente de difusão de gases em solo, esse problema não ocorreu, já que as amostras ensaiadas eram amostras secas.

6.9 - ESPECTROSCOPIA DE FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA (EDX)

Os resultados da caracterização química do solo tanto em termos de óxidos quanto em termos de metais são apresentados a seguir, na Tabela 6.11.

Tabela 6.11 – Caracterização química em termos de óxidos e metais.

Óxidos	(%) em peso	Elemento	(%) em peso
SiO ₂	51,157	Si	43,226
Al ₂ O ₃	39,318	Al	23,578
Fe ₂ O ₃	4,541	Fe	20,349
TiO ₂	2,683	Ti	8,027
SO ₃	1,950	S	2,558
CaO	0,187	Zr	0,722
ZrO ₂	0,097	Ca	0,587
V ₂ O ₅	0,067	K	0,555
		V	0,398

O solo é predominantemente formado por compostos de Si e Al. Vale ressaltar que este tipo de análise é importante para verificar possíveis alterações físico-químicas do solo quando exposto à percolação do biogás. Essas alterações dos minerais do solo com os gases podem retê-los na cobertura. Neste trabalho não foram realizadas medições de campo para comparação e avaliação da composição química do solo antes e depois da percolação do biogás; no entanto a caracterização foi realizada para fins de registro. É importante ressaltar que já se esperava um alto teor de sílica (SiO₂) e alumina (Al₂O₃) na caracterização química do solo, fato evidenciado pela distribuição granulométrica do material, que indicou 50,7% de areia, e pela densidade real dos grãos de 2,65 g/cm³.

7 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

7.1 – CONCLUSÕES

Neste capítulo serão apresentadas as conclusões e sugestões para futuras pesquisas obtidas a partir dos estudos realizados. Os ensaios realizados em laboratório permitiram obter as seguintes conclusões:

- A umidade de compactação influenciou distintamente na permeabilidade à água. Solos compactados fora da umidade ótima apresentaram maior permeabilidade, permitindo assim maior entrada de água para dentro da massa de resíduos.
- O ensaio de permeabilidade à água sob carga constante não se mostrou eficiente, seja devido ao solo estudado, seja devido ao equipamento utilizado. Este fato foi evidenciado pelos valores de permeabilidade encontrados, que não conferem com os obtidos pela permeabilidade sob carga variável. Este último se mostra mais confiável por ser mais eficiente em solos de granulometria fina. A permeabilidade também não variou com o tempo, exceto para a amostra compactada a 13% de umidade, não estando em total acordo com estudos realizados anteriormente com o mesmo solo.
- O equipamento utilizado no ensaio de permeabilidade do solo ao ar mostrou ser um equipamento simples, rápido e satisfatório para obtenção dos parâmetros de permeabilidade. Entretanto, é necessário realizar um número maior de amostras e de repetições de ensaio, em diferentes condições de saturação e adotando-se diferentes gradientes de pressão, para uma melhor avaliação da variação da permeabilidade do solo ao ar com a umidade e estrutura do solo.
- Os coeficientes de permeabilidade intrínseca (K) do solo analisado, na ordem de 10^{-14} m², foram coerentes com a faixa de variação reportada pela literatura para este parâmetro.
- A medição da sucção do solo utilizando-se o método do papel filtro permite concluir que quando compactado próximo da umidade ótima, o solo tende a reter uma maior quantidade de água para sucções de até 2000 kPa, dificultando assim a percolação dos gases. Por outro lado, as camadas

compactadas no ramo seco da curva Proctor Normal começam a perder umidade desde o início da secagem do solo, favorecendo a passagem dos gases para a atmosfera.

- Ainda baseado na sucção do solo, não se justifica a correção da umidade do papel filtro para as condições de ensaio utilizadas nesta pesquisa, visto que a massa de solo retido nos papéis era no geral muito pequena, provocando variações insignificantes no valor da sucção mátrica. Ou seja, as quantidades de solo retido nos papéis não comprometeram a interpretação dos resultados.
- A utilização da técnica fotoacústica, através do analisador URAS-14, foi satisfatória na medição da variação da concentração de todos os gases em função do tempo. O comportamento qualitativo das curvas de difusão previsto pela Lei de Fick é semelhante para os gases O_2 e CO_2 , mostrando-se em concordância com os verificados por diferentes pesquisadores.
- Os coeficientes de difusão obtidos para o oxigênio indicam maior dificuldade à passagem deste gás para amostras compactadas em umidades do ramo úmido da curva Proctor Normal. Já o CO_2 manteve seus coeficientes de difusão na mesma ordem de magnitude, não evidenciando influência da umidade e estrutura o solo durante os ensaios.
- O gás metano apresentou curvas de tendência linear aos ensaios de difusão, não sendo possível a validação de seu processo difusivo nas amostras de solo através da Lei de Fick, conforme já observado em estudos realizados com amostras de areia. Desta forma os coeficientes de difusão a este gás não foram determinados.
- As curvas obtidas pelos ensaios com fluxo bifásico configuram o comportamento previsto pela literatura, exceto pela rápida ascensão do CO_2 , ocasionado por um fluxo imposto em comparação com o O_2 , que se movimenta por inércia.

7.2 – SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

As seguintes sugestões para pesquisa devem ser consideradas para a continuidade e aprimoramento do trabalho aqui iniciado:

- Para o ensaio de permeabilidade do solo ao ar, moldar um número maior de amostras, em graus de saturação distintos, e ensaiar os corpos de prova com diferentes gradientes de pressão. Desta forma, obtendo-se um número maior de resultados de permeabilidade ao ar é possível observar a tendência da ordem de magnitude dos coeficientes de permeabilidade e descartar os valores de permeabilidade que não seguem a tendência da maioria dos valores encontrados. Variando-se os gradientes de pressão pode-se verificar a validade da Lei de Darcy para os ensaios, e a confiabilidade da determinação dos coeficientes de permeabilidade ao ar.
- Estudar o efeito da percolação dos gases CO₂ e CH₄ no solo por meio de ensaios realizados utilizando-se a mesma metodologia dos ensaios de permeabilidade ao ar atmosférico. Realizar o mesmo ensaio com uma mistura de gases semelhantes ao biogás.
- Caracterizar a área de estudo, por meio do traçado do layout do aterro, composição e quantidade de lixo recebido diariamente, entre outras características relevantes para o conhecimento e bom entendimento da situação atual do aterro.
- Determinar *in situ* o fluxo de gases existente na cobertura do Aterro da CODIN, através do monitoramento da concentração dos diversos gases constituintes do biogás.
- Sempre calibrar o aparelho URAS-14 antes da realização dos ensaios. Deste modo será possível assegurar que não há nenhum resíduo de gás no solo. A calibração deve ser realizada com o gás nitrogênio, que é inerte e ao mesmo tempo em que calibra o aparelho, limpa a amostra.
- Realizar um maior número de repetições do ensaio de difusão para cada amostra, de forma a aumentar a confiabilidade dos coeficientes obtidos para cada gás.
- Tentar quantificar melhor o fluxo do CH₄ para se obter o coeficiente de difusão deste gás.

- Trabalhar com concentrações de gás em escalas iguais, ou pelo menos proporcionais.
- Realizar ensaios de com uma mistura de gases semelhante à encontrada no biogás para a determinação do seu coeficiente de difusão.
- Para os ensaios com fluxo multifásico, desenvolver um modelo de cálculo para a determinação da difusão de um gás em relação ao outro.
- Após a moldagem dos corpos de prova, deixar as amostras secarem até próximo da umidade residual de cada solo, para então realizar os ensaios de difusão. Desta forma minimiza-se consideravelmente a variação de umidade com o decorrer dos ensaios e a inexatidão dos coeficientes de difusão obtidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alternative Landfill Cover – Innovative Technology Summary Report (2000); <http://ost.em.doe.gov> em 07/08/2006.

Andrade, M. C. J. (2001) Estudo experimental da permeabilidade à água e ao ar de um solo utilizado na camada de cobertura de um aterro de resíduos sólidos urbanos de Recife – PE. São Paulo – SP, Universidade de São Paulo – USP.

ATSDR – AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY.

Chapter 2 – Landfill Gas Basics. In: Landfill Gas Primer – An Overview for Environmental Health Professionals; <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/ch2.html> em 21/09/2006.

ATSDR – AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY.

Chapter 3 – Landfill Gas Safety and Health Issues. In: Landfill Gas Primer – An Overview for Environmental Health Professionals; <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/ch3.html> em 21/09/2006.

Aubertin, M., Aachib, M., Authier, K. (2000) Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18:215–233; <http://www.sciencedirect.com/> em 27/10/2006.

Batterman, S., Padmanabham, I., Milne, P. (1996) Effective gas-phase diffusion coefficients in soils at varying water content measured using a one-flow sorbent-based technique. *Environmental Science & Technology*, 30 (3):770-784.

Dias, L. H. P. V. (2003) Aplicação de técnicas fototérmicas ao estudo de propriedades físicas de polímeros biodegradáveis. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 101p.

EIA – ENVIRONMENTAL INVESTIGATION AGENCY. Growth of the landfill gas industry;

<http://www.eia.doe.gov/cneaf/solar.renewables/page/landfillgas/landfillgas.pdf> em 30/09/2006.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O. (1997) Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50:1-25.

Fleureau, J. M. e Taibi, S. (1995) Water-air permeabilities of unsaturated soils. *Proceedings of the First International Conference on Unsaturated Soils*. Paris, França, v.2, p. 479-484.

Filho, L.F.B. (2005) Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Rio de Janeiro – RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE/UFRJ, 222p.

Hauser, V.L., Weand, B.L., Gill, M.D. (2001) Natural covers for landfills and buried waste. *Journal of Environmental Engineering*, 127 (9):768-775.

Houston, S. L., Houston, W. N. e Wagner, A. M. (1994) Laboratory filter paper suction measurements, *Geotechnical Testing Journal*, 17 (2):185-194.

Ignatius, S. G. (1999) Fluxo unidimensional de gás através de um solo compactado – Determinação laboratorial dos parâmetros. Tese (Doutorado em Engenharia) – São Paulo – SP, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – EPUSP, 338p.

Jucá, J.F.T., Maciel, F.J. (1999). Permeabilidade ao gás de um solo compactado não saturado. *Anais do IV Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*, São José dos Campos, São Paulo, p. 384–391.

Lee, H.C. & Wray, W. K. (1995) Techniques to evaluate soil suction – A vital unsaturated soil water variable. In UNSAT'95, Proc... Paris, p.615-622. apud Villar, L. F. S. (2002) Estudo do adensamento e ressecamento de resíduos de mineração e processamento de bauxita. Tese de doutorado – Rio de Janeiro – RJ, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC-Rio, 511p.

LIMA, J. A. P. (2001) Contribuição ao Estudo das Propriedades Ópticas e Térmicas de Líquidos e Misturas Gasosas usando A Interferometria de Ondas Térmicas. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia), Campos dos Goytacazes, RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 113p.

Maciel, F. J. (2003) Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Recife - PE, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, 159p.

Marinho, F. A. M. (1998) Medição de Sucção com o Método do Papel Filtro. *Anais do X COBRAMSEF*, v. 2, p. 515-522.

McCartney, J.S., Zornberg, J.G. (2002) Design and performance criteria for evapotranspirative cover systems. *Proceedings of The Fourth International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG)*, v. 1, p. 195-200, Rio de Janeiro – Brasil.

Neogi, P. (1996) Diffusion in Polymers. *Plastic Engineering Series*, 32, Nova York, Marcel Dekker, 328p. apud Dias, L. H. P. V. (2003) Aplicação de técnicas fototérmicas ao estudo de propriedades físicas de polímeros biodegradáveis. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 101p.

Notas de aula de Mecânica dos solos. Disponível em: http://www.ufsm.br/engcivil/Material_Didatico/TRP1003_mecanica_dos_solos/unidad_e_6.pdf em 05/06/2008.

Paula, F.R.A., Tibana, S., De Almeida, F.T., Faria Júnior, R.T., Sthel, M.S., da Silva, M.G., Vargas, H., Araruna Júnior, J.T. (2006) Estudo das propriedades do fluxo de gases em meios porosos. *Proceedings of the Fifth International Congress on Environmental Geotechnics – 5º ICEG*. Cardiff, País de Gales.

PAULA, F. R. A (2006) Determinação do Coeficiente de Difusão através de um Fluxo Unidimensional em um Solo não Saturado. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Civil), Campos dos Goytacazes, RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 57p.

Pereira, A.A.A., Cruciani, D.E. (2001) Estimativa de variações no coeficiente relativo de difusão dos gases no solo com base na análise da curva de retenção de água. *Ciência Rural*, 32 (2):245–249.

Real, J.L.G. (2005) Riscos ambientais em aterros de resíduos sólidos com ênfase na emissão de gases. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Rio de Janeiro – RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro COPPE/UFRJ.

Sadek, S., Ghanimeh, S., El-Fadel, M. (2006) Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments. *Waste Management*, doi:10.1016/j.wasman.2006.06.008; <http://www.sciencedirect.com/> em: 30/10/2006.

Scanlon, B.R., Nicot, J.P.; Massmann, J.W. (2002). Chapter 8: Soil gas movement in unsaturated systems. In: *Soil Physics Companion*. CRC Press, p. 297–341.

Shan, Hsin-Yu; Yao, Jenn-Tien (2000) Measurement of air permeability of geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, (18):251–261; <http://www.sciencedirect.com/> em 27/10/2006.

Souza, J. B., Polivanov, H., Moraes, P. (2003) Condutividade hidráulica como subsídio na avaliação de área contaminada em indústria petroquímica. *2º Congresso Brasileiro de P & D em Petróleo & Gás*, Rio de Janeiro – Brasil. Disponível em: <http://www.portalabpg.org.br/PDPetro/2/6186.pdf> em 30/05/2008.

Springer, D. S., Loaiciga, H. A., Cullen, S. J. e Everett, L. G. (1998) Air permeability of porous materials under controlled laboratory conditions. *Ground Water*, Ground Water Publishing CO, Westerville, 36 (4).

Stachowitz, W.H. (2005) Carbon Trading with landfill gas (LFG) and carbon credits; JI and CDM projects. *Proceedings of the Tenth International Waste Management and Landfill Symposium – Sardinia 2005*. S. Margherita di Pula, Italy.

Tchobanoglous, G., O'LEARY, P.R. Chapter 14 - Landfilling. In: Handbook of Solid Waste Management; <http://www.digitalengineeringlibrary.com/> em 29/04/2006.

Toledo, R. (2003) Técnicas Fototérmicas e de Raios-x para o Monitoramento de Sólidos e Gases em Materiais Cerâmicos. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia dos Materiais), Campos dos Goytacazes, RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 315p.

U.S. Army Corps of Engineers (1995) *Landfill off-gas collection and treatment systems*, Technical letter nº 1110-1-160, Department of The Army, Washington DC, USA.

VARGAS, H. and Miranda, L.C.M. (1988). *Photoacoustic and Related Photothermal Techniques Physics Reports* (Review Section of Physics Letters). North Holland/Amsterdam 161 (2): 43-101.

Villar, L. F. S. (2002) Estudo do adensamento e ressecamento de resíduos de mineração e processamento de bauxita. Tese de doutorado – Rio de Janeiro – RJ, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC-Rio, 511p.

ANEXO 1 – CURVAS CARACTERÍSTICAS

Umidade de Compactação: -2% da Ótima (13%)				
Anel	Umidade Gravimétrica (%)	Umidade do Papel Filtro (%)	Sucção Total (kPa)	Sucção Mátrica Média (kPa)
2	13,162	T: 35,854 M: 41,068	388,369	170,028
6	23,459	T: 137,379 M: 140,527	1,701	1,559
14	22,031	T: 136,319 M: 138,753	1,752	1,638
21	18,161	T: 109,733 M: 135,543	3,656	1,790
23	20,332	T: 126,421 M: 133,995	2,304	1,868
25	16,452	T: 121,838 M: 132,982	2,615	1,921
33	17,003	T: 130,817 M: 134,921	2,040	1,821
36	11,583	T: 23,048 M: 25,282	2953,232	2072,996
24	6,735	T: 16,115 M: 18,500	8857,028	6070,158
27	9,419	T: 16,563 M: 20,114	8250,221	4700,638
33*	5,352	T: 15,181 M: 22,124	10269,450	3418,761
25(2)	15,337	T: 148,035 M: 130,432	1,267	2,062
23(2)	11,882	T: 23,324 M: 26,852	2826,889	1616,525
24(2)	12,263	T: 24,590 M: 30,186	2313,172	953,242
25(3)	13,694	T: 70,357 M: 60,767	10,872	14,177
27(2)	14,115	T: 97,414 M: 86,443	5,141	6,966

T: Papel filtro referente à sucção total

M: Papel filtro referente à sucção mátrica

Umidade de Compactação: Ótima (15%)				
Anel	Umidade Gravimétrica (%)	Umidade do Papel Filtro (%)	Sucção Total (kPa)	Sucção Mátrica Média (kPa)
2	17,459	T: 140,185 M: 134,750	1,574	1,829
6	16,264	T: 120,632 M: 131,955	2,704	1,977
14	17,150	T: 128,846 M: 133,330	2,154	1,903
21	16,382	T: 114,296 M: 96,791	3,222	5,231
23	16,348	T: 104,621 M: 129,209	4,212	2,133
24	15,293	T: 51,777 M: 49,033	31,170	48,143
25	15,111	T: 49,235 M: 53,069	46,626	25,401
27	14,769	T: 49,689 M: 49,383	43,391	45,546
33	15,577	T: 53,129 M: 53,366	25,161	24,234
33*	14,671	T: 53,394 M: 53,114	24,126	25,221
36	15,496	T: 63,895 M: 53,797	13,001	22,634
14(2)	16,491	T: 114,755 M: 130,961	3,182	2,032
21(2)	16,335	T: 141,728 M: 126,452	1,508	2,302
25(2)	12,685	T: 27,214 M: 32,634	1526,430	646,816
27(2)	11,499	T: 18,727 M: 24,295	5855,748	2423,840
33(2)	13,436	T: 38,776 M: 42,157	244,462	143,086
33*(2)	8,747	T: 16,878 M: 19,276	7848,625	5367,984
36(2)	9,087	T: 17,830 M: 19,477	6749,879	5199,749

T: Papel filtro referente à sucção total

M: Papel filtro referente à sucção mátrica

Umidade de Compactação: +2% da Ótima (17%)				
Anel	Umidade Gravimétrica (%)	Umidade do Papel Filtro (%)	Sucção Total (kPa)	Sucção Mátrica Média (kPa)
2	8,678	T: 17,913 M: 19,825	6661,708	4920,849
6	11,043	T: 18,001 M: 21,142	6569,483	3994,205
14	12,065	T: 22,511 M: 23,992	3215,461	2543,024
21	4,949	T: 14,194 M: 16,427	12007,506	8429,900
23	10,965	T: 18,378 M: 20,607	6188,617	4347,488
24	17,462	T: 81,960 M: 66,410	7,886	12,127
25	18,209	T: 109,613 M: 93,028	3,668	5,805
27	17,789	T: 118,342 M: 110,224	2,881	3,607
33	18,229	T: 118,067 M: 108,258	2,903	3,808
33*	17,398	T: 127,420 M: 103,273	2,241	4,372
36	17,849	T: 115,296 M: 116,094	3,134	3,066
24(2)	18,025	T: 107,636 M: 108,895	3,874	3,742
14(2)	5,970	T: 18,071 M: 18,239	6497,035	6326,402
21(2)	14,012	T: 35,433 M: 36,338	415,154	359,704
2(2)	13,695	T: 26,939 M: 31,742	1594,398	744,990
6(2)	13,316	T: 23,853 M: 30,183	2599,642	953,695
14(3)	14,285	T: 27,754 M: 34,406	1401,280	488,503
21(3)	13,787	T: 27,940 M: 31,169	1360,592	815,780
33(2)	14,814	T: 34,402 M: 39,867	488,813	205,660
33*(2)	15,255	T: 38,699 M: 42,857	247,462	128,067
36(2)	15,625	T: 41,492 M: 45,874	158,983	79,409

ANEXO 2 – CURVAS DE DIFUSÃO

