

NELSON LOPES CORRÊA SOBRINHO

**UMA ANÁLISE DO BALANÇO HÍDRICO DO ATERRO SANITÁRIO DE
PRESIDENTE PRUDENTE**

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Civil, para obtenção do
título de “Magister Scientiae”.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2000**

Dedico este trabalho a

meus pais e irmãos, e

em especial, à minha mãe Maria José.

AGRADECIMENTO

A Deus.

À minha família.

À Mônica de Abreu Azevedo, pela amizade e orientação na escolha desta nova perspectiva de atuação profissional.

À Universidade Federal de Viçosa – UFV, pela oportunidade de participar do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa no decorrer deste trabalho.

Ao professor Roberto Francisco de Azevedo, pela sua competência e capacidade profissional, conduzindo o processo de orientação com êxito.

Aos demais professores do Laboratório de Engenharia Civil, pelo auxílio na compreensão dos conteúdos que compõem a geotecnia, em especial aos professores Izabel Cristina Duarte de Azevedo e Eduardo Antônio Gomes Marques.

A todos os colegas de curso, porque juntos fizemos um trabalho de equipe, em especial, a Marco Antonio de Souza Gouvêa, Waldson José de Souza e Gilmar Aparecido Lopes.

A todos funcionários, professores e estudantes que atuam no setor de geotecnia da UFV, pelos trabalhos desenvolvidos com a devida responsabilidade e profissionalismo.

BIOGRAFIA

NELSON LOPES CORRÊA SOBRINHO, filho de Cézar Lopes Corrêa Filho e Maria José Fernandez Corrêa, nasceu em 16 de outubro de 1969, na Cidade de Juiz de Fora–MG.

Em janeiro de 1995, graduou-se em Administração de Empresas pela Faculdade Machado Sobrinho, em Juiz de Fora – MG.

Em agosto 1996, completou o curso de especialização em Gerência pela Qualidade Total pela Faculdade Machado Sobrinho, em Juiz de Fora – MG.

Em outubro de 1996, graduou-se em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Juiz de Fora, em Juiz de Fora – MG.

Em março de 1997, iniciou o Curso de Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração em Geotecnia Ambiental, na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa – MG.

ÍNDICE

RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Contexto geral.....	1
1.2. Objetivos	3
1.3. Estrutura da dissertação.....	4
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1. Introdução.....	5
2.2. Estimativa da quantidade de percolados	5
2.2.1. Balanço hídrico.....	6
2.2.1.1. Evapotranspiração.....	7
2.2.1.1.1. Equação de Thornthwaite.....	8
2.2.1.1.2. Método de Penman	9
2.2.1.1.3. Método Blaney-Cridle	10
2.2.1.1.4. Método de Penman Modificado	12
2.2.1.1.5. Método de Ritchie (1972).....	12
2.2.1.2. escoamento superficial (R)	14
2.2.1.2.1. Método racional	16
2.2.1.2.2. Método do número da curva.....	17
2.2.1.3. Volume de água absorvido pelo solo e lixo (ΔS).....	24
2.2.2. Estimativa de percolados através de métodos empíricos	30
2.2.2.1. Método suíço	30

2.2.2.2. Método do balanço hídrico.....	31
2.2.3. Estimativa de percolados através de modelos computacionais	34
2.3. Sistemas de impermeabilização de aterros sanitários	34
2.3.1. Sistema de impermeabilização de superfície	35
2.3.2. Sistema de impermeabilização da base e laterais	40
3. MODELOS COMPUTACIONAIS PARA AVALLIAÇÃO DO COMPORTA- MENTO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS	44
3.1. Modelo HELP.....	44
3.1.1. Caracterização do balanço hídrico	45
3.1.2. Dados do modelo HELP	48
3.1.2.1. Dados climatológicos	48
3.1.2.2. Dados das camadas	50
3.1.2.2.1. Camada de percolação vertical.....	52
3.1.2.2.2. Camada de drenagem lateral.....	54
3.1.2.2.3. Camada barreira de solo.....	55
3.1.2.2.4. Camada geomembrana.....	56
3.1.3. Parâmetros das camadas	56
3.1.4. Características da Geomembrana.....	57
3.1.5 - Característica do <i>Runoff</i>	63
3.2 – Modelo UNSAT-H	63
4. ESTUDO DE CASO	67
4.1. Considerações gerais	67
4.2. Localização e acesso	68
4.3. Descrição do Aterro.....	71
4.4. Caracterização Física.....	73
5. APLICAÇÃO DO MODELO HELP	82
5.1. Metodologia.....	82
5.2. Análises desenvolvidas	83
5.2.1. Análise I – Sistema de cobertura de solo compactado (SC).....	83
5.2.2. Análise II – Sistema de cobertura composta (SCC)	90
5.2.3 - Análise III – Influência da deteriorização da camada de cobertura	96
5.2.4. Análise IV – Influência da capacidade de campo do lixo	100
6 . RESUMO, CONCLUSÕES	106
6.1. Resumo.....	106

6.2. Conclusões.....	107
6.3. Recomendações	109
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

RESUMO

CORRÊA SOBRINHO, Nelson Lopes, M.S., Universidade Federal de Viçosa, janeiro de 2000. **Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente.** Orientador: Roberto Francisco Azevedo. Conselheiros: Izabel Christina D'Almeida Duarte de Azevedo e Eduardo Antonio Gomes Marques.

Na busca de solucionar a problemática do lixo urbano, nos últimos anos, o aterro sanitário vem sendo a forma de tratamento e disposição final mais comumente empregado na maioria das cidade brasileiras. Apesar de ser considerado uma forma de disposição segura, aterros sanitário apresentam algum risco de contaminação do solo e da água subterrânea. Os líquidos percolados dos resíduos, formados pelo chorume e pelas águas de chuva que infiltram no aterro, apresentam alto grau de poluição. Quando esse líquidos atingem os mananciais subterrâneos ou superficiais, podem alterar significativamente as características das águas, inviabilizando-as para consumo e impossibilitando a sobrevivência dos organismos aquáticos. Neste sentido, é necessário estimar a quantidade produzida desses percolados para que se possa projetar sistemas de drenagem e tratamento desses efluentes. A quantidade é determinada por vários métodos baseados em equações empíricas. Atualmente, métodos computacionais são utilizados, principalmente nos EUA, com destaque para o Modelo Help (Hidrologic Evaluation landfill Performance) desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA). Em função disto, o presente trabalho procurou analisar a aplicabilidade do Modelo HELP para estudar o comportamento hídrico de aterros sanitários no Brasil. Para isso, o projeto do aterro de Presidente Prudente, São Paulo, foi usado, considerando-se as características climáticas, geotécnicas e hidrológicas locais. Em relação a outros modelos computacionais, o trabalho mostrou que o Modelo Help teve desempenho satisfatório em função da menor quantidade de dados de entrada requeridos e da facilidade na obtenção dos resultados.

ABSTRACT

CORRÊA SOBRINHO, Nelson Lopes, M.S., Universidade Federal de Viçosa, january of 2000. **An analysis of water balance of the Landfill Presidente Prudente.** Adviser: Roberto Francisco Azevedo. Committee Members: Izabel Christina D'Almeida Duarte de Azevedo and Eduardo Antonio Gomes Marques.

In the last years, landfills have been used as the final disposal method most commonly used in Brazilian cities. Although considered as a safety solution, landfills present some risk of soil and groundwater contamination. Leachings from waste, formed by the leachate and the rain water that infiltrates in the landfill, present a high degree of pollution. When these leachings reach the aquifers, they may alter significantly the characteristics of the water, avoiding its use and life of aquatic organisms. Therefore, it is necessary to estimate the amount of leachate produced in order to design the drainage and treatment system of these effluents. There are several methods to determine this amount of leachate based on empirical equations. Nowadays, computational methods are utilized, mainly in the USA, with emphasis to the HELP (Hydrologic Evaluation Landfill Performance) model developed by the Environmental Protection Agency (EPA). Due to this, the present work analyses the applicability of the HELP model to study the performance of landfills in Brazil. To do so, the landfill project of Presidente Prudente, São Paulo, is used, considering the local climatic, geotechnical and hydrological conditions. Related to other computational models, the results show that the HELP model had a

satisfactory performance considering the small amount of data required and the facility to obtain the results.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contexto geral

Desde a antigüidade o homem procura um meio para a disposição de rejeitos. Povos da Mesopotâmia (2500 a.C.), os Nabateus, enterravam seus resíduos domésticos e agrícolas em trincheiras escavadas no solo que, depois de algum tempo, eram abertas e o produto resultante da decomposição da matéria orgânica era removido e utilizado como fertilizante orgânico na produção de cereais

Hoje, continua-se a enterrar os resíduos porém devido ao crescente volume de lixo gerado e a toxidade do seu conteúdo, existe cada vez maiores preocupações com as técnicas empregadas no tratamento do lixo.

No Brasil a situação é crítica. Cidades como Belo Horizonte, São Paulo apresentam contribuições médias “per capita” de lixo urbano de 850, 1020 g/habitante/dia, respectivamente. Segundo PEREIRA NETTO (1998) no Brasil são produzidos cerca de 150.000 toneladas/dia de lixo urbano e somente 65% deste total é coletado e, segundo pesquisas do IBGE, 75% desse lixo produzido é lançado em lixões, sem qualquer critério. O restante do lixo gerado que não é depositado nos lixões tem sido depositados em aterros que, com raríssimas exceções, poluem da mesma forma que aqueles.

Neste contexto, alternativas que visem minimizar a geração de resíduos, seja através de alterações tecnológicas de processos, troca de matérias primas ou alteração do produto por parte da indústria, como as forma

de tratamento (compostagem, reciclagem, incineração, etc.) reduzirão o volume de resíduo a ser disposto, mas não eliminam a necessidade de um local para receber os resíduos rejeitados.

Na busca de solucionar esta questão, os aterros sanitários nos últimos anos vem sendo a forma de tratamento e disposição final mais comumente empregada para os resíduos sólidos urbanos domiciliares gerados em boa parte das cidades brasileiras.

O aterro sanitário é definido, segundo ABNT, através do Projeto de Norma 1:63,01-001 de 10/1987 como:

“Forma de disposição final de resíduos urbanos no solo, através do confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais”.

Apesar de ser considerado uma forma de disposição segura que minimiza os impactos ambientais, o aterro sanitário apresenta algum risco de contaminação do solo e da água subterrânea. Os líquidos percolados, formados pelo chorume e pelas águas de chuva que infiltram no aterro, apresentam alto grau de poluição. Quando esses líquidos atingem os mananciais subterrâneos ou superficiais, podem alterar significativamente as características das águas, inviabilizando-as para consumo e impossibilitando a sobrevivência dos organismos aquáticos.

Neste sentido, a necessidade de se estabelecer um sistema de coleta e tratamento desses efluentes é fundamental para o bom desempenho de um aterro sanitário. Não obstante, a determinação da quantidade de percolados gerada nos aterros é primordial para o dimensionamento destes sistemas.

A produção dos líquidos percolados ocorre em duas fases distintas nos aterros sanitários. A primeira corresponde a fase de operação do aterro quando este recebe somente uma cobertura diária, denominada cobertura operacional, com material inerte, geralmente solo. Nesta fase a facilidade de infiltração das águas de chuvas é maior do que na segunda fase. Esta segunda corresponde a fase em que as atividades de operação do aterro são encerradas com o fechamento do mesmo através da implantação de uma cobertura final, geralmente formada por solo compactado de baixa permeabilidade. Esta

camada dificulta a infiltração das águas de chuvas, o que resulta numa menor quantidade de líquidos percolados do que na primeira fase.

A quantidade de líquido percolado em um aterro sanitário é determinada por vários métodos baseados em equações empíricas, destacando-se o Método Suíço e o Método do Balanço Hídrico. Atualmente, com a crescente preocupação com as questões ambientais surgiram métodos computacionais que procuram descrever com mais detalhes o comportamento hídrico dos aterros sanitários. Dentre os métodos computacionais mais utilizados encontram-se os modelos Help (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e o UNSAT-H (*Unsaturated Water and Heat Flow*) desenvolvido pelo laboratório *Pacific Northwest* dos EUA. O modelo Help é o mais empregado nos EUA devido a facilidade na entrada de dados e rapidez na obtenção dos resultados.

1.2. Objetivos

Em vista do exposto, o modelo Help é o objeto de estudo deste trabalho que procura analisar sua aplicabilidade sob as condições brasileiras no cálculo do comportamento hídrico de aterros sanitários, tendo como base o projeto do aterro sanitário de Presidente Prudente, São Paulo, considerando-se as características climáticas, geotécnicas e hidrológicas locais. Além disso, verifica-se a sensibilidade do modelo à variação de determinados parâmetros físicos do lixo disposto e do aterro sanitário em estudo.

A presente tese tem, portanto, como objetivos principais:

- Estudo dos principais aspectos envolvidos na geração, quantificação e minimização dos líquidos percolados nos aterros sanitários;
- Levantamento das principais características de modelos de balanço hídrico, em particular, o estudo do modelo HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*);
- Levantamento das principais características geológicas, geotécnicas e hidrológicas do aterro sanitário de Presidente Prudente - SP, considerado no estudo de caso; e
- Análise da aplicabilidade do modelo Help sob condições climáticas, geotécnicas e hidrológicas brasileiras através do comportamento hídrico do aterro sanitário

de Presidente Prudente, e a sua sensibilidade na variação de parâmetros físicos do lixo disposto e do aterro.

1.3. Estrutura da dissertação

De forma a alcançar os objetivos citados, dividi-se esta dissertação nos seguintes capítulos.

No capítulo 2 realiza-se uma revisão de literatura sobre a quantificação dos líquidos percolados nos aterros sanitários, na qual descrevem-se os principais métodos empíricos utilizados no levantamento desta quantidade. Além disso, faz-se um levantamento dos sistemas de impermeabilização de base e cobertura atualmente empregados no mundo.

No capítulo 3 descrevem-se os modelos computacionais para avaliação do comportamento hídrico de aterros sanitários, dedicando-se particular atenção ao modelo Help.

O capítulo 4 caracteriza-se pelo estudo de caso com base no projeto do aterro sanitário de Presidente Prudente, São Paulo. Neste são descritas as características geológicas, geotécnicas e hidrológicas da área de investigação.

No capítulo 5 são desenvolvidas as análises de verificação da aplicabilidade e sensibilidade do modelo Help.

E, finalmente, no capítulo 6, são apresentadas as conclusões inerentes à toda matéria tratada nos capítulos anteriormente descritos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Introdução

Neste capítulo tratar-se-a das questões relacionadas aos líquidos percolados em aterros sanitários, desde sua formação até o cálculo e métodos utilizados para determinação da quantidade de percolado gerada.

2.2. Estimativa da quantidade de percolados

A estimativa da quantidade de percolados é necessária na concepção de um projeto de aterro sanitário como uma medida de proteção ambiental. A vazão de percolados a ser drenada serve de base para o dimensionamento do sistema de drenagem e do tanque de armazenamento do percolado coletado. Além de auxiliar na escolha de um sistema de tratamento adequado ao volume de percolados e, também, determinar o tempo de estabilização do aterro após encerramento.

A quantidade de percolados é influenciada pelos seguintes fatores:

- água de chuva precipitada sobre o aterro;
- umidade natural do lixo;

- água de constituição de alguns materiais presentes no lixo, liberada a princípio pela compactação, e posteriormente pelo adensamento das camadas de lixo devido as tensões de peso próprio;
- líquidos gerados no processo biológico de decomposição de determinados elementos existentes no lixo;
- período de construção do aterro (geração de líquidos percolados é maior antes do encerramento do aterro com a colocação da cobertura final); e
- contribuição de nascentes.

Dentre estes fatores, a contribuição da água de chuva que incide sobre a área do aterro é responsável, basicamente, pela maior parte do volume de percolados gerado.

A presença ou não da cobertura de solo influencia significamente na quantidade de percolados que infiltra nos resíduos: a quantidade de percolados durante a vida útil, antes da colocação da cobertura final é alta, reduzindo-se consideravelmente após o encerramento do aterro e a colocação da cobertura final.

Desta forma, os componentes relacionados à estimativa de percolados antes e após a cobertura têm que ser discutidos de forma a propiciar uma análise que contribua efetivamente na determinação de critérios de dimensionamento de sistema de drenagem em projetos de aterro sanitário. A seguir estes componentes serão discutidos.

2.2.1. Balanço hídrico

A quantidade de líquidos percolados gerada nos aterros sanitários apresenta-se em duas fases distintas. A primeira corresponde ao período de execução do aterro. Neste período a quantidade é função da precipitação sobre a área do aterro e da compactação do lixo disposto. Há um pequeno volume de líquido decorrente da degradação biológica da matéria orgânica presente no lixo (chorume). Todavia, na prática supõe-se que o volume de chorume gerado devido a decomposição é insignificante. A segunda corresponde a fase após a

cobertura final, onde somente a água que infiltra através da cobertura é que percola pelo lixo e gera o percolato.

O balanço hídrico é calculado a partir do princípio da conservação de massa que pode ser definido pela seguinte expressão (Figura 1):

$$L_v' = P - ET - R - \Delta S \quad (1)$$

em que

P - precipitação;

ET - volume perdido por evapotranspiração;

R - volume perdido pelo escoamento superficial;

ΔS - volume de água absorvido pelo solo e resíduos, e

L_v' - volume de líquidos percolados.

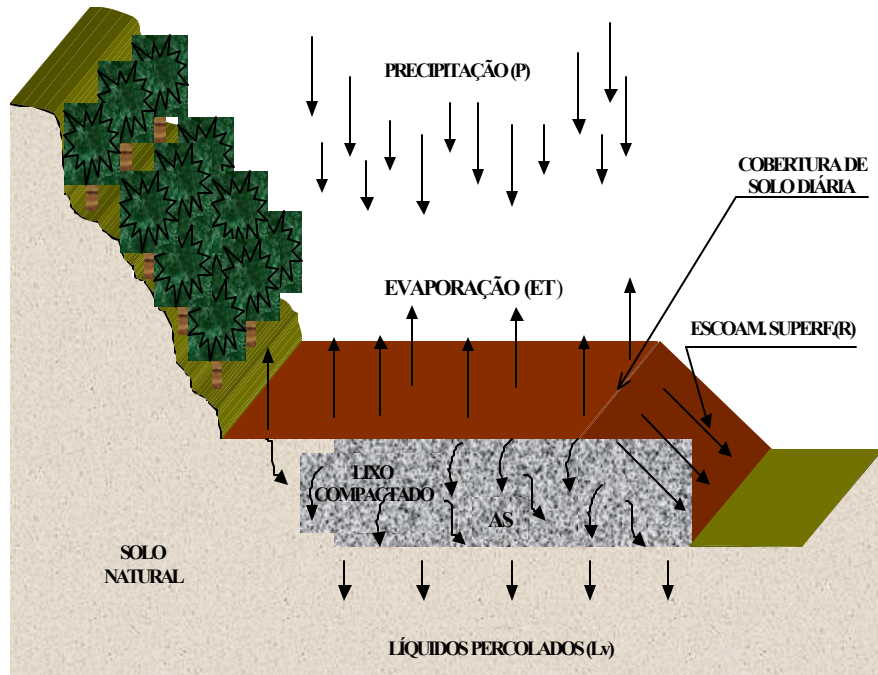


Figura 1 - Componentes do balanço hídrico no aterro sanitário.

Uma discussão de todas as variáveis, exceto a precipitação, é apresentada adiante.

2.2.1.1. Evapotranspiração

Segundo Burman et ali. (1983), citado por SORIANO (1991), a evapotranspiração pode ser definida como um processo combinado de transferência de água do solo para a atmosfera, incluindo a evaporação da água do solo e o processo de transpiração através dos tecidos vegetais, dependendo de grande número de fatores tais como, radiação solar, temperatura, umidade do solo e do ar, velocidade do vento e características do solo e das plantas.

VILA NOVA e REICHARDT (1989), citam Thornthwaite (1944) que introduziu o conceito de evapotranspiração potencial (ETp), ampliado por Penman (1958). Com a finalidade de padronizar o conceito, definiu ETp como sendo a perda de água de uma superfície completamente coberta com vegetação, na unidade do tempo, em fase de crescimento ativo, sem limitações de água no solo e com dimensões suficientemente grandes para que os transportes horizontais de vapor de água sejam desconsiderados. Se houver deficiência de água no solo, a evapotranspiração será forçosamente restringida, verificando-se então, a chamada evapotranspiração real (ETr), inferior à potencial.

Segundo SORIANO (1991), Doorenbos e Pruitt (1984) acrescentaram à definição de Penman (1958), que a superfície do solo deve estar completamente coberta com grama, com altura uniforme de 8 a 15 cm, e a denominaram como evapotranspiração potencial ou de referência (ETo). Assim, a ETo é tomada como um elemento meteorológico de referência para estudos comparativos de perda de água para vegetação, em diferentes situações e locais.

Várias equações são atualmente empregadas para estimar a taxa de evapotranspiração potencial. Alguns métodos são descritos a seguir:

2.2.1.1.1. Equação de Thornthwaite

Esta equação, originalmente proposta em 1944, usa uma relação exponencial entre a temperatura média mensal e a radiação solar média mensal. Este método mais tarde sofreu modificações para uma melhor estimativa da evapotranspiração (VILA NOVA e REICHARDT, 1989).

A equação básica é a seguinte:

$$ET_0 = 16.b.\left(\frac{10.Tm}{I}\right)^a \quad (2)$$

em que

ET_0 - evapotranspiração de referência, em gramado, mm/dia;

Tm - temperatura média mensal do ar, °C;

b - $N/12$ (fator de ajuste do comprimento do dia);

I - índice anual de calor, calculado como:

$$I = \sum_{i=1}^{12} (Tm / 5)^{1,514} \quad (3)$$

a uma função cúbica do índice anual de calor, calculado como:

$$a = 67,5x10^{-8}.I^3 - 77,1x10^{-6}.I^2 + 0,01791.I + 0,492 \quad (4)$$

N - fotoperíodo, função do mês e latitude do local, sendo $N = 0,133H$, (horas);

H - ângulo horário, função latitude e da declividade solar, sendo $H =$

$\arccos[-(tg\phi tg\delta)]$, onde:

ϕ - latitude do local, (graus); e

δ - declinação solar, (OMETTO – 1981, p. 17).

2.2.1.1.2. Método de Penman

O Método de Penman para estimativa da ET_0 , dentre outros modelos é o mais complexo, pois envolve basicamente os mecanismos aerodinâmicos de transferência de vapor com o balanço de energia. O balanço energético implica no conhecimento da energia líquida disponível na superfície e nos mecanismos aerodinâmicos, VILLA NOVA e REICHARDT (1989).

A equação de Penman expressa-se da seguinte maneira:

$$ET_o = \frac{\Delta(Q_n + G)}{(\Delta + \gamma)} + \frac{\gamma E_a}{(\Delta + \gamma)} \quad (5)$$

em que

ET_o - evapotranspiração de referência, em gramado, (mm/dia);

Q_n - saldo de radiação expresso em lâmina de água evaporada, (mm/dia);

G - fluxo de calor no solo, expresso em lâmina de água evaporada, (mm/dia);

γ - constante psicrométrica ou taxa de conversão de calor sensível em calor latente, normalmente considera igual a 0,6 mmHg⁰C;

Δ - tangente a curva de pressão parcial de saturação do vapor d'água, em função da temperatura do ar (mm/K⁰), determinada analiticamente pela expressão, VILLA NOVA e REICHARDT (1989):

$$\Delta = e_s \cdot (6886 / T_a^2 - 5,31 / T_a^2) \quad (6)$$

T_a - temperatura média do ar no período, ⁰K;

e_s - pressão parcial de saturação de vapor d'água e temperatura média do ar, mm/dia:

$$e_s = 4,58 \times 10^{(7,5 \cdot t / 237,5 \cdot t)} \quad (7)$$

t - temperatura do ar, ⁰C.

E_a - poder evaporante do ar, mm/dia, onde: $E_a = 0,35 \cdot (1 + u / 160) \cdot (e_s - e)$, sendo:

u - velocidade do vento a 02 m de altura, em Km/dia; e

$e_s - e$ - déficit de saturação do ar, mmHg.

2.2.1.1.3. Método Blaney-Criddle

A equação que representa este método foi utilizada de acordo com a proposta de PRUITT e DOORENBOS (1977), para áreas onde somente os dados de temperatura do ar são disponíveis, pois utiliza a temperatura média mensal associada ao comprimento do dia.

A fórmula geral é:

$$ET_0 = cp.(0,457.T + 8,13) \quad (8)$$

em que

T - temperatura compensada, °C;

P - porcentagem de horas de brilho solar diário em relação ao total anual, para um dado mês e latitude local; e

C - fator de correção, que depende da umidade relativa mínima, horas de brilho solar e estimativa da velocidade do vento, diário, o qual é apresentado para três níveis de umidade relativa, brilho solar e velocidade média do vento, DOORENBOS e PRUITT (1984).

Os valores de ET_0 , pelo método de Blaney-Criddle, seguindo a nova padronização para evapotranspiração de referência em função, da cultura hipotética, a equação base para determinação pode ser escrita da seguinte forma:

$$ET_0 = a + bf \quad (9)$$

em que

$$a = 0,0043x(UR_{\min} - n/N - 1,41) \quad (10)$$

$$\begin{aligned} b = & 0,908 - (0,00483 \cdot UR_{\min}) + (0,7949 \cdot n/N) + \\ & 0,0768 [\ln(Ud + 1)]^2 + - (0,0038 \cdot UR_{\min} \cdot n/N) + \\ & - (0,000443 \cdot UR_{\min} \cdot Ud) + \\ & + 0,281 [\ln(Ud + 1)].[\ln(n/N + 1)] + \\ & - 0,00975 [\ln(Ud + 1)].[\ln(UR + 1)]^2.[\ln(n/N + 1)] \end{aligned} \quad (11)$$

$$f = p.(0,46T + 8,13) \quad (12)$$

em que

UR_{\min} - umidade relativa mínima observada, %;

n - número de horas de insolação;

N - número máximo possível de horas de insolação valor tabelado; e

Ud - velocidade do vento, m/s.

2.2.1.1.4. Método de Penman Modificado

O método é a combinação de equações que associam os efeitos do balanço de energia e os termos de energia advectiva para estimar as perdas de água em superfícies cultivadas. O método de Penman é representado pela seguinte equação:

$$ET_o = \Delta / (\Delta + \gamma) (Rn + G) + \gamma / (\Delta + \gamma) (15.36) (w_1 + w_2 u_2) (e_s - e_a) \quad (13)$$

em que

ET_o - ET de referência (grama), cal.cm⁻².dia⁻¹;

Δ - declividade da curva de pressão de saturação de vapores versus temperatura (de/dt), determinada à temperatura média do ar, mb. °C⁻¹;

γ - constante psicrométrica, mb. °C⁻¹;

Rn - saldo de radiação solar à superfície, cal.cm⁻².dia⁻¹;

G - fluxo de calor no solo, cal.cm⁻².dia⁻¹;

W₁ e W₂ - parâmetros do termo advecção. Os valores para ET da grama são 1,00 e 0,0161, respectivamente;

u₂ - velocidade do vento tomada a 2m de altura, milhas.dia⁻¹;

e_s - pressão de saturação de vapores para temperatura média diária, mb; e

e_a - pressão real de vapor, mb.

2.2.1.1.5. Método de Ritchie (1972)

Este método calcula separadamente a evaporação direta da água do solo (Es) e a transpiração da planta (Ep) como segue:

$$ET = Es + Ep \quad (14)$$

No cálculo da Es, o método considera as fases de evaporação da água da superfície do solo:

- na primeira fase, a taxa de evapotranspiração é controlada pela energia que atinge a superfície e é de aproximadamente 90% da ETp. A duração

da primeira fase é influenciada pela taxa de evaporação, profundidade do solo e propriedades hidráulicas do solo;

- na segunda fase, a velocidade de evaporação é função linear da umidade média do perfil, logo que a umidade é reduzida; nesse caso, as condições do solo regem a evaporação;
- e finalmente a terceira fase, condições de baixa umidade, a evaporação depende das propriedades físicas do solo, que transmite a água até a superfície vagarosamente para o atendimento da demanda ET induzida pelas condições atmosféricas, sendo que a característica da camada do solo é a zona que determina a taxa de ET.

O cálculo de E_s , para a primeira fase um (E_{s1} , mm/dia) é feito por intermédio das equações 16 e 17, que são função da evaporação máxima (ET_{max} , mm/dia) e da cobertura do solo representada pelo índice de área de folhagem máxima (*Leaf Area Index*) – LAI (m^2/m^2):

$$E_{s1} = ET_{max}[1 - 0,43(LAI)], se LAI < 1 \quad (15)$$

$$E_{s1} = \left(\frac{ET_{max}}{1,1} \right) e^{-0,4LAI}, se LAI \geq 1 \quad (16)$$

O LAI é um parâmetro que busca quantificar e qualificar a vegetação existente para uma melhor aproximação das condições reais. Pode ser definido como a razão adimensional entre a área de folhagem da vegetação transpirante ativa e a área superficial nominal de terra sobre a qual a vegetação está disposta.

Para a segunda fase, E_s é calculado pela equação 18 para valores diários individuais (E_{s2} , mm/dia) ou pela equação 19 para valores acumulados (E_{s2a} , mm/dia), em que t é o tempo transcorrido desde a mudança de fase um para a fase dois e α_1 é o parâmetro que caracteriza a segunda fase da evaporação,

$$E_{s2} = \alpha_1 t^{-1/2} \quad (17)$$

$$Es_{2a} = \alpha_1 t^{1/2} \quad (18)$$

A transpiração da planta (E_p , mm/dia) é calculada em função da evaporação máxima (ET_{max}) e do estágio de desenvolvimento da cultura.

$$\begin{aligned} E_p &= ET_{max} [1 - e^{-LAI}] \text{ se } LAI \leq 3 \\ E_p &= ET_{max}, \text{ se } LAI > 3 \end{aligned} \quad (19)$$

A ET_{max} é calculada em função EEQ (evaporação de equilíbrio), utilizando-se o conceito desenvolvido por Priestley-Taylor e a metodologia proposta por Jones e Kiniry, em 1986, utilizando um fator de correção α , que depende da temperatura média do local (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994).

$$ET_{max} = \alpha . EEQ \quad (20)$$

$$\begin{aligned} \alpha &= 1, \text{ se } 5 < T_{max} \leq 35^\circ C \\ \alpha &= [1,1 + 0,05.(T_{max} - 35)] \text{ se } T_{max} > 35^\circ C \\ \alpha &= 0,01 e^{[0,18(T_{max} + 20)]} \text{ se } T_{max} \leq 5^\circ C \end{aligned} \quad (21)$$

onde,

$$EEQ = R_s(4,88 \times 10^{-3} - 4,37 \times 10^{-3})(T_d + 29) \quad (22)$$

em que

R_s - radiação solar MJ/m²dia; e
 T_d - temperatura média durante as horas de luz °C.

Ressalta-se que os métodos de Thornthwaite e Penman são os mais frequentemente usados para estimar a evapotranspiração em aterros sanitários.

2.2.1.2. Escoamento superficial (R)

O acúmulo de água sobre a superfície do terreno começa a ocorrer a partir do momento em que a intensidade da precipitação excede a velocidade de infiltração da água no solo. Quando isso ocorre, a água começa a ficar empoeada nas depressões. Quando a capacidade de retenção da superfície é superada, a água começa a escoar. Conhecidas como “águas livres”, estas águas começam a escoar com um sentido de escoamento dado pela linha de maior declive do terreno.

A soma da quantidade de água que é retida na cobertura vegetal com a armazenada nas depressões do solo é considerada, para efeitos de cômputo do escoamento superficial, como perdas iniciais (DE COURSEY, 1980). De acordo com WILKEN (1978), considerando-se o solo com as depressões superficiais já preenchidas, o tempo de duração do escoamento superficial é aproximadamente igual ao tempo de duração da chuva mais o tempo de concentração.

Portanto, o escoamento superficial em uma bacia de drenagem é influenciado, segundo CHOW (1964), DE COURSEY (1980) e IRYDA (1985), por dois tipos principais de parâmetros: os agroclimáticos e os fisiográficos. Os primeiros incluem: quantidade, intensidade e duração da precipitação, distribuição da precipitação em relação ao tempo e à área da bacia; interceptação causada pela cobertura vegetal; e valor da evapotranspiração potencial. Dentre os fatores fisiográficos, destacam-se, a extensão, forma e declividade média da bacia em estudo e as condições de superfície do terreno como, por exemplo, geologia, tipo de solo, permeabilidade, tipo de cultivo e rede de drenagem.

Existem atualmente muitos procedimentos para calcular o escoamento superficial. A aplicação de métodos empíricos na predição da resposta do escoamento superficial a uma certa precipitação somente pode ser considerada como primeira aproximação, que deve ser corrigida, posteriormente, com base na avaliação do sistema em operação. Desta forma, vários métodos foram sendo desenvolvidos e os que se destacam são o método racional e o método da curva número do Serviço de Conservação dos Solos do EUA (SCS). Estes métodos serão discutidos adiante.

2.2.1.2.1. Método racional

Conforme Bernado (1995), citado por MARTINS JR. (1997), a fórmula racional estima a vazão máxima de escoamento de determinada área sujeita a uma intensidade máxima de precipitação, correspondente a determinado tempo de concentração, a qual é obtida pela equação:

$$Q_r = C_e \cdot I_p \cdot A \quad (23)$$

em que

Q_r - vazão máxima de escoamento superficial, m³/s;

C_e - coeficiente de escoamento, adimensional;

I_p - intensidade de precipitação, mm/h; e

A - área da bacia de contribuição, ha.

O coeficiente de escoamento (C_e) fornecidos em quadros (Quadro 1), não leva em consideração as variações espaciais dos diferentes parâmetros que influem sobre o escoamento superficial. Portanto, assumir um valor de C constante em toda a bacia e no decorrer da duração da precipitação é um erro não desprezível (Bernado, 1995). Em vista disso, essa fórmula deve ser aplicada com muito cuidado, sem generalizações.

Quadro 1 – Coeficiente de escoamento superficial (C) na fórmula Racional

Vegetação e topografia	Valores de C		
	Arenoso	Argila e silte	Argiloso
Mata:			
Plana, 0 – 5% de inclinação	0,10	0,30	0,40
Ondulada, 5 – 10% de inclinação	0,25	0,35	0,50
Acidentada, 0 – 30% de inclinação	0,30	0,50	0,60
Pasto:			
Plana	0,10	0,30	0,40
Ondulada	0,16	0,36	0,55
Acidentada	0,22	0,42	0,60
Cultivada:			
Plana	0,30	0,50	0,60
Ondulada	0,40	0,60	0,70
Acidentada	0,52	0,72	0,82

FONTE: PRUSKI, 1990

MARTINS JR. (1997) cita Castro Filho e Biscaia (1981) que relatam que o método racional pode ser recomendado para uso em pequenas bacias, dentro das seguintes restrições:

- toda a área da bacia deverá contribuir para o escoamento, simultaneamente e em intervalos de tempo pequenos;
- as precipitações deverão ser de alta intensidade e curta duração; e
- a variação da velocidade de infiltração não deverá ser grande em pequenos intervalos de tempo.

2.2.1.2.2. Método do número da curva

O método do número da curva proposto pelo Serviço de Conservação dos Solos dos EUA (SCS) é utilizado para prever o escoamento superficial em pequenas bacias hidrográficas, em que dados relativos às características da bacia e registros diários de precipitação são disponíveis (Wells et. al., 1986 citado em U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994). A principal vantagem desse método é que ele requer poucos parâmetros de entrada, os quais são de fácil obtenção, podendo ser utilizado em bacias sem instrumentação.

O escoamento superficial é plotado em função da precipitação em um gráfico aritmético com mesma escala, gerando uma curva assintótica a uma reta com inclinação de 1:1 referente a precipitação máxima, como mostrado na Figura 2. A equação resultante desta relação, não levando em consideração o atraso entre a precipitação e o início do escoamento superficial, é:

$$Q = P' - S' \quad (24)$$

em que

Q = escoamento superficial total, em polegadas;

P' = escoamento superficial de potencial máximo (precipitação total depois de iniciado o escoamento superficial ou precipitação total quando a abstração inicial não ocorre), em polegadas; e

S' = retenção de potencial máximo depois de iniciado o escoamento superficial, em polegadas.

A equação empírica seguinte foi encontrada para descrever a relação entre precipitação, escoamento superficial e retenção (a diferença entre a chuva e escoamento superficial) em qualquer ponto da curva de escoamento superficial.

$$F / S = Q / P' \quad (25)$$

em que

$F = P' - Q$ - é a retenção total depois de iniciado o escoamento superficial, em polegadas.

Substituindo na equação 26,

$$(P' - Q) / S' = Q / P' \quad (26)$$

Se a abstração inicial (I_a), perdas iniciais pela infiltração da água no solo, é considerada, a curva de escoamento superficial considerada e a da direita, como mostrado na Figura 2, devido a quantia de precipitação que ocorre antes do escoamento superficial começar. Esta quantia de precipitação é referente à abstração inicial. Para ajustar a equação 27 para a abstração inicial, esta quantia é subtraída da precipitação.

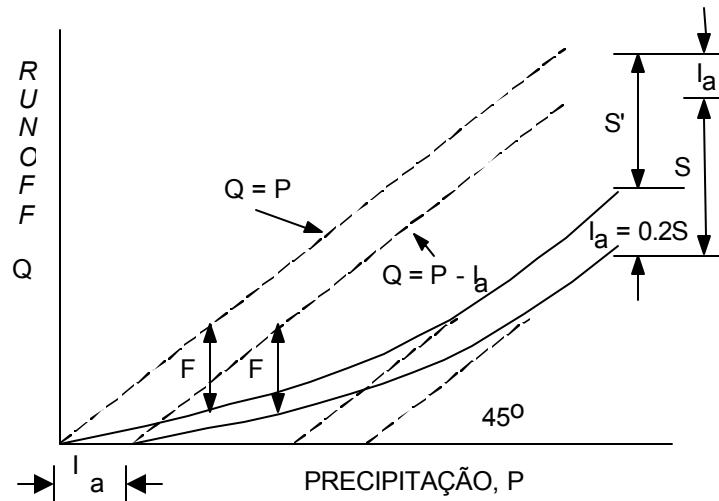


Figura 2 - Relação entre *runoff*, precipitação, e retenção.

$$P' = P - I_a \quad (27)$$

A equação 27 fica

$$(P - I_a - Q) / S' = Q / (P - I_a) \quad (28)$$

em que

P - precipitação total, em polegadas; e

I_a - abstração inicial, em polegadas.

A Figura 3 apresenta que os dois parâmetros de retenção, S e S', são iguais,

$$S = S' \quad (29)$$

Dados de chuva e escoamento superficial de um grande número de pequenas bacias experimentais indicam que, com uma aproximação razoável,

$$I_a = 0,2S \quad (30)$$

que representa, em média, perdas iniciais de 20% da capacidade máxima.

Substituindo as equações 30 e 31 na equação 29 e isolando Q, tem-se:

$$Q = (P - 0.2S)^2 / (P + 0.8S) \quad (31)$$

Executando a divisão polinomial na equação 32 e dividindo ambos os lados da equação por S,

$$Q/S = (P/S) - 1.2 - \{1.0 / [(P/S) + 0.8]\} \quad (32)$$

A equação 33 é normalizada como sendo a relação precipitação-escoamento superficial (*runoff*) para qualquer S e é plotada na Figura 3.

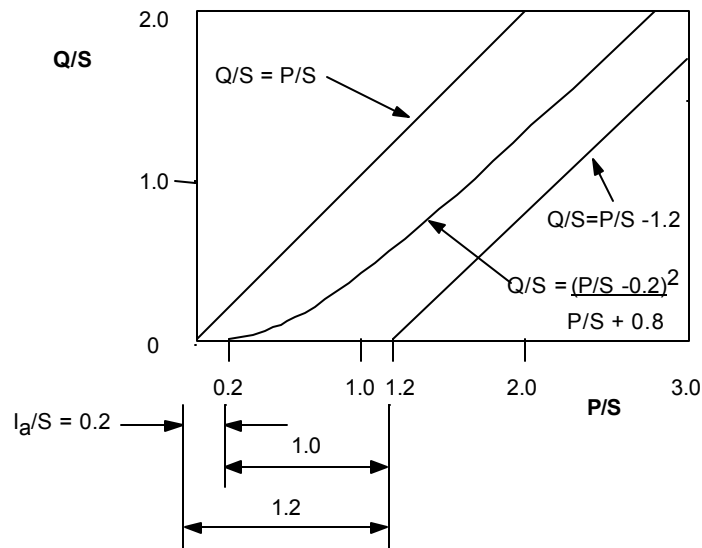


Figura 3 - Relação normalizada do SCS precipitação-runoff com o parâmetro de retenção S.

O parâmetro de retenção, S, é transformado em um número de curva de *runoff* denominado, CN. A relação entre CN e S é:

$$CN=1000/(S+10) \quad (33)$$

$$S=(1000/CN)-10 \quad (34)$$

Kraijenhoff Van de Ceur (1983), citado por PRUSKI (1990), salienta que o número da curva é obtido de quadros (Quadros 2, para bacia rurais, e Quadro 3, para bacias urbanas e suburbanas) apropriadas, como função da chuva antecedente, do uso da terra, da densidade de cobertura, do tipo de solo e das práticas de conservação do solo empregados. Os tipos de solos identificados nos referidas quadros são os seguintes:

- Solo A:** solos que produzem baixo escoamento superficial e alta infiltração. Solos arenosos profundos com pouco silte e argila;
- Solo B:** solos menos permeáveis do que o anterior, solos arenosos menos profundo do que o tipo A e com permeabilidade superior à média;
- Solo C:** solos que geram escoamento superficial acima da média e com capacidade de infiltração abaixo da média, contendo percentagem considerável de argila e pouco profundo; e
- Solo D:** solos contendo argilas expansivas e pouco profundos com muito baixa capacidade de infiltração, gerando a maior proporção de escoamento superficial.

Pathar et. al. (1989), citados por MATIAS JR. (1997), salientam que o método do número da curva não considera os efeitos da rugosidade superficial, e uma vez que na relação contínua entre a umidade do solo e o número da curva não é usada no método, pequenas variações na umidade do solo podem resultar em uma mudança súbita do número da curva, o que pode acarretar uma variação irreal no valor do escoamento superficial.

Quadro 2 - Valores do parâmetro CN para bacias rurais

Uso do solo	Superfície	A	B	C	D
Solo Lavrado	Com sulcos retilíneos	77	86	91	94
	Em fileiras retas	70	80	87	90
Plantações regulares	Em curvas de nível	67	77	83	87
	Terraceado em nível	64	76	84	88
	Em fileiras retas	64	76	84	88
Plantações de cereais	Em curvas de nível	62	74	82	85
	Terraceado em nível	60	71	79	82
	Em fileiras retas	62	75	82	87
Plantações de legumes ou cultivados	Em curvas de nível	60	72	81	84
	Terraceado em nível	57	70	78	89
	Pobres	68	79	86	89
	Normais	49	69	79	94
	Boas	39	61	74	80
Pastagens	Pobres, em curvas de nível	47	67	81	88
	Normais, em curvas de nível	25	59	75	83
	Boas, em curvas de nível	6	35	70	79
Campos permanentes	Normais	30	58	71	78
	Esparsas, de baixa transpiração	45	66	77	83
	Normais	36	60	73	79
	Densas, de alta transpiração	25	55	70	77
Chácaras Estradas de Terra	Normais	56	75	86	91
	Más	72	82	87	89
	De superfície dura	74	84	90	92
Florestas	Muito esparsas, baixa transpiração	56	75	86	91
	Esparsas	46	68	78	84
	Densas, alta transpiração	26	52	62	69
	Normais	36	60	70	76

Quadro 3 - Valores de CN para bacias urbanas e suburbanas

Utilização ou cobertura do solo		A	B	C	D
Zonas cultivadas:					
Sem conservação do solo		72	81	88	81
Com conservação do solo		62	71	78	81
Pastagens ou terrenos em más condições		68	79	86	89
Baldios boas condições		39	61	74	80
Prado em boas condições		30	58	71	78
Bosques ou zonas cobertura ruim		45	66	77	83
Florestais: boa cobertura		25	55	70	77
Espaços abertos, relvados, parques, campos de golf, cemitérios, boas condições:					
Com relva em mais de 75% da área		39	61	74	80
Com relva de 50 a 75% da área		49	69	79	84
Zonas comerciais e de escritórios		89	92	94	95
Zonas industriais		81	88	91	93
Zonas residenciais					
Lotes de (m ²)	% média impermeável				
<500	65	77	85	90	92
1000	38	61	75	83	87
1300	30	57	72	81	86
2000	25	54	70	80	85
4000	20	51	68	79	84
Parques de estacionamento, telhados, viadutos, etc		98	98	98	98
Arruamentos e estradas:					
Asfaltadas e com drenagem de águas pluviais		98	98	98	98
Paralelepípedos		76	85	89	91
Terra		72	82	87	89

2.2.1.3. Volume de água absorvido pelo solo e lixo (ΔS)

Nos aterros sanitários parte da água precipitada sobre o aterro é absorvida pelas plantas, o restante dessa água infiltra-se no aterro e será armazenada pelo solo e pelos resíduos. A capacidade de armazenamento de umidade dos solos e dos resíduos é expressada como:

$$\Delta S = \text{Capacidade de campo} - \text{ponto de murcha} \quad (35)$$

A umidade armazenada pelo solo depende do tipo do solo, do estado de compactação e de espessura da camada de cobertura do solo. O mesmo acontece com os resíduos sólidos dependendo do tipo, estado de compactação e espessura da camada do resíduo exposta no aterro.

Os parâmetros de retenção de água e relações da fase volumétrica para materiais porosos são ilustrados na Figura 4.

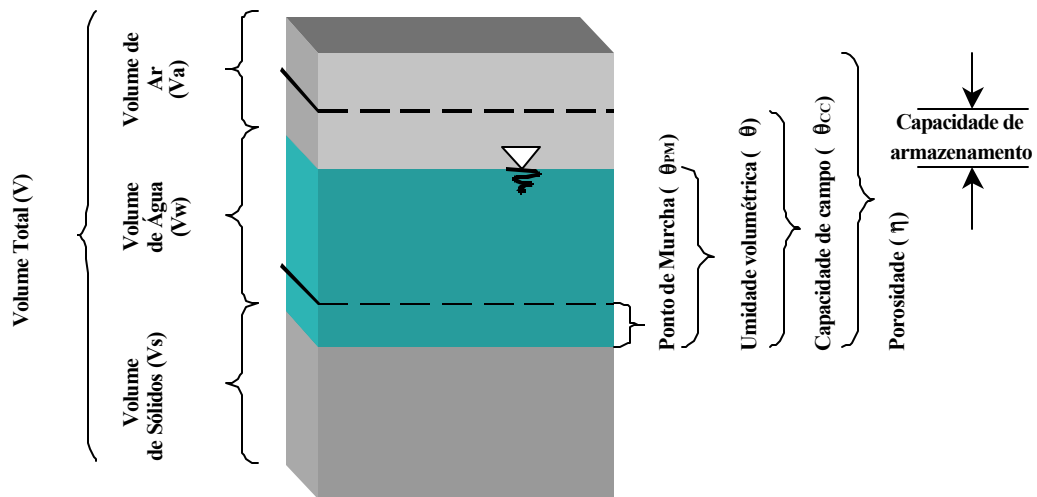


Figura 4 - Correlações da fase volumétrica e parâmetros de retenção de água em material poroso.

Além da capacidade de campo, outros parâmetros de retenção de água são o ponto de murcha e a porosidade definida como a relação entre o volume de vazios e o volume total, $n = V_v/V$. Sempre menor que 1,0 e maior ou igual a

capacidade de campo. A umidade natural volumétrica θ e a proporção entre o volume de líquido e o volume total ($\theta = V_w/V$), e geralmente varia entre a capacidade de campo e o ponto de murcha em materiais porosos. A porosidade corresponde a umidade volumétrica quando o material poroso está saturado.

A capacidade de campo é o máximo de água que o solo ou o lixo pode reter sem que ocorra percolação vertical. Quando o solo saturado começa a perder água por drenagem devido às forças gravitacionais, o perfil vai se tornando não saturado e a umidade diminui continuamente. Como a drenagem ocorre no sentido descendente (de cima para baixo), a distribuição da umidade do perfil de um solo homogêneo aumenta com a profundidade. Com o passar do tempo o perfil para de drenar e a água do solo entra em equilíbrio, condição na qual o potencial matricial (ψ_m) é igual ao potencial gravitacional (ψ_g). Um perfil de solo nesta condição é denominado de perfil em capacidade de campo (CC), portanto:

$$A_L(CC) = \int_0^L \theta_{cc} \cdot dZ \cong \bar{\theta}_{cc} \cdot L \quad (36)$$

em que

A_L - máxima quantidade de água que o solo pode reter em função de sua capacidade de campo, (mm);

θ_{CC} - umidade volumétrica do solo na capacidade de campo;

$\bar{\theta}_{cc}$ - média geral da umidade volumétrica do solo na capacidade de campo; e

L - espessura da camada.

O ponto de murcha é o limite inferior de umidade volumétrica na qual a reserva de água no solo se esgotou, ou seja, o solo contém uma quantidade de água mínima, a partir da qual a planta não consegue extrair mais água do solo. O armazenamento mínimo do solo será dado por:

$$A_L(PM) = \int_0^L \theta_{pm} \cdot dZ \cong \bar{\theta}_{pm} \cdot L \quad (37)$$

Assim,

$$AD = [A_L(CC) - A_L(PM)]$$

$$AD = (\bar{\theta}_{CC} \cdot L - \bar{\theta}_{PM} \cdot L)$$

$$\therefore AD = (\bar{\theta}_{CC} - \bar{\theta}_{PM})L \quad (38)$$

em que

AD - água disponível (para a planta) no solo em mm.

O quadro 4 dá uma idéia da capacidade de água disponível de alguns tipo de solo.

Quadro 4 - Umidade do solo

Tipo de Solo	Capacidade de Campo (cm/cm)	Ponto de Murcha (cm/cm)	Água Disponível (mm/m)
Solo Arenoso	0,200	0,050	150
Solo Siltoso	0,300	0,100	200
Solo Argiloso	0,375	0,125	250

FONTE: COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1985

REICHARDT (1990) ressalta que é comum determinar θ_{cc} e θ_{PM} em laboratório, com o equipamento utilizado para determinar a curva de retenção de água do solo. Verificou-se que na maioria dos solos e na maioria das situações, o solo encontra-se na capacidade de campo quando Ψ_m oscila em torno de $-1/3$ atm (-0,033 MPa) e no ponto de murcha quando Ψ_m oscila em torno de -15 atm (-1,5 MPa). Portanto, é comum determinar-se θ_{cc} e θ_{PM} em laboratório para as tensões de $-1/3$ atm (às vezes considerando $-1/10$ atm para solos arenosos) e de -15 atm, respectivamente.

O Quadro 5 apresenta valores de θ_{cc} e θ_{PM} para alguns solos do Estado de São Paulo.

Quadro 5 - Valores da capacidade de campo e do ponto de murcha para alguns solos do Estado de São Paulo

SOLO	Profundid. (cm)	θ_{cc} (cm ³ /cm ³)	θ_{PM} (cm ³ /cm ³)
Latossolo Vermelho Amarelo, fase arenosa Piracicaba, SP	0 – 30	0,238	0,151
	30 – 60	0,275	0,153
Latossolo Roxo Jaboticabal, SP	0 – 20	0,38	0,18
	20 – 40	0,36	0,20
	40 – 60	0,35	0,21
Latossolo Vermelho escuro, Orto Piracicaba, SP	0 – 15	0,235	0,153
	15 – 50	0,238	0,158
Latossolo Roxo distrófico, fase argilosa Lençóis Paulista, SP	0 – 30	0,288	0,193

FONTE: REICHARDT (1990)

A capacidade de absorção de água do lixo é, entre as propriedades do balanço hídrico, uma das mais difíceis de definir ou estimar. Isto verifica-se em consequência da dificuldade de realização de testes em laboratório com o lixo, devido a falta de normas técnicas em relação aos resultados experimentais, e a dependência da capacidade de retenção de água e do peso específico de cada componente constituinte do lixo.

Bligh et al. (1992) realizou um programa de teste em laboratório para investigar a capacidade de campo do lixo. Conforme cita ZORNBERG (1999), como parte deste programa experimental, o teste de laboratório constou da inundação de uma amostra de lixo, permitindo o escoamento por 24h, e finalmente comprimido-a com sobrecarga de pressões crescentes às quais a capacidade de campo estava sendo medida. Os valores de capacidade de campo gravimétrico, encontrados neste programa experimental, variou de 225%, para lixo novo com baixa pressão de confinamento, a 55% para lixo velho comprimido a um peso específico de aproximadamente de 10 KN/m³.

ZORNBERG (1999) também relata que resultados experimentais obtidos por Fungaroli e Steiner (1979) mostram que a capacidade de campo volumétrica aumenta com o peso específico do material do lixo (p. ex., com a redução dos vazios do lixo). Os resultados dos teste indicaram que, para o lixo triturado, a capacidade de campo aumenta. Para o lixo não triturado, a capacidade de campo e o peso específico são relacionados pela seguinte expressão:

$$\theta_{cc} = 21,7 \ln \gamma_l - 5,4 \quad (39)$$

em que

θ_{cc} - capacidade de campo volumétrica em (%); e

γ_l - peso específico total do lixo (Kgf/m^3).

O Quadro 6 apresenta valores de capacidade de campo e água disponível de diferentes aterros sanitários estudados por vários autores.

Quadro 6 - Capacidade de campo e água disponível para vários lixos municipais

REFERÊNCIA	Peso Específico Aparente (kN/m ³)	Peso Específico Seco (kN/m ³)	Teor de Umidade Inicial	Capacidade de Campo	Capacidade de armazenamento
Ham (1980)				0,333	
				0,333	
Hughes et al., (1971)	Não compactado			0,100	
	Compactado			0,350	
Fungaroli (1971)	3,84		0,039	0,286	0,247
	4,08		0,164	0,294	0,130
	4,10		0,192	0,325	0,133
			0,204	0,346	0,142
California Rovers e Farquhar (1973)	3,15		0,163	0,297	0,133
	3,39		0,160	0,302	0,142
			0,210	0,310	0,100
Stone (1974) Sonoma Co.	6,25	4,75		0,283 – 0,850	0,208
	6,22		0,167	0,375	0,208
			0,150	0,283	0,133
Walsh e Kinman (1982)	4,80	3,12	0,167	0,318	0,152
	4,74	3,09	0,165	0,404	0,238
	4,76	3,10	0,166	0,368	0,202
Wigh (1979)	3,91	3,03	0,083	0,367	0,284
	4,30	3,14	0,117	0,325	0,208
	5,96	4,06	0,192	0,375	0,183

Fonte: MCBEAN et al., 1995

2.2.2. Estimativa de percolados através de métodos empíricos

Alguns métodos são utilizados para determinar a quantidade de percolados em aterros sanitários, fundamentado em equações empíricas e modelos matemáticos, além das medidas diretas de infiltração, que procuram considerar as variáveis que envolvem todo o sistema de formação e geração do percolado.

Isto verifica-se devido as dificuldades encontradas para se avaliar os valores S , E , A_w e Δs na prática. Assim, dentre os métodos destacam-se o Método Suíço, pela sua simplicidade de cálculo e o Método do Balanço Hídrico, baseado numa metodologia mais sofisticada que analisa cada componente do balanço hídrico do aterro sanitário.

Estes métodos serão detalhados a seguir.

2.2.2.1. Método suíço

A relação entre precipitação pluviométrica e escoamento de líquidos percolados foi estudada por Hans Jurgen Eling, para vários aterros, como cita OLIVEIRA (1997). Os resultados desse estudo são apresentados no Quadro 7.

Quadro 7 - Percolação em aterros

Adensamento dos aterros	Precipitação anual mm	(%) do percolado
Fraco	571	31.3
	617	44.0
	632	32.3
	662	58.2
Forte	652	15.1
	692	17.7
	617	16 – 18
	501	16 – 22

FONTE: OLIVEIRA, 1994

Com base neste estudo foi estabelecida, na Suíça, uma sistemática empírica para determinação das descargas de percolados, denominado de Método Suíço.

O método considera como componentes principais a precipitação pluviométrica sobre o aterro e o grau de compactação dos resíduos expostos no aterro. O tipo de solo de cobertura, a declividade da superfície dessa camada e a variação pluviométrica durante o ano não são considerados.

A vazão de chorume para os casos mais simples pode ser calculado pela seguinte expressão empírica:

$$Q = (1/t).P.A.K \quad (40)$$

em que

Q - vazão média (l/s);

P - precipitação média anual (mm);

A - área do aterro (m²);

t - número de segundo em um ano; e

k - coeficiente dependente do grau de compactação do lixo.

O coeficiente k é obtido da seguinte maneira:

Quadro 8 - Coeficiente K

Peso específico dos resíduos	K
0,4 a 0,7 t/m ³	0,25 a 0,5
> 0,7 t/m ³	0,15 a 0,25

2.2.2.2. Método do balanço hídrico

O método do Balanço Hídrico pretende representar os fenômenos físicos da percolação em um maciço homogêneo constituído por um material poroso. A precipitação sobre o aterro, em parte é devolvida à atmosfera pela

evapotranspiração, uma parte esco superficialmente e o restante infiltra, podendo ficar retido na camada de cobertura ou produzir um fluxo de percolação quando for atingida a saturação desta camada.

O cálculo da estimativa de líquidos percolados por este método leva em consideração a variação sazonal durante o ano, o tipo de solo da cobertura e a inclinação, e a cobertura vegetal do aterro (gramíneas), além das seguintes hipóteses:

- as características hidráulicas do lixo e do solo de cobertura são isotrópicas e,
- a área do aterro é muito maior que a sua profundidade.

Para estimativa da quantidade de líquido percolado por este método, é feito computando-se mensalmente, durante o período de um ano, os valores seguintes dos parâmetros:

▪ **Precipitação (P)**

Utilizando-se, principalmente, valores médio mensais obtidos em boletins pluviométricos;

▪ **Evapotranspiração Potencial (ETp)**

Medida através de evaporímetros convencionais (Tanque Classe A) ou segundo expressões empíricas ou empíricas/teóricas (Ver item 2.2.1.1). Analogamente, devem ser empregados valores médios mensais para vários anos de observação.

▪ **Escoamento Superficial (ES)**

Os valores médios mensais de escoamento superficial são obtidos aplicando-se o coeficiente de escoamento superficial (C) às medidas mensais de precipitação:

$$ES = C.P \quad (41)$$

Os valores de C estão representados no Quadro 1.

- **Infiltração (I)**

Os valores médios da infiltração são calculados através da expressão:

$$I = P - ES \quad (42)$$

- **Armazenamento de água no solo (As)**

O valor inicial é a água disponível na capacidade de campo, para a camada de cobertura (As_c); obtido multiplicando-se a água disponível (AD) por metro de solo pela profundidade (L) da zona de raízes (igual a espessura da camada).

$$As_c = AD.L \quad (43)$$

O Quadro 5 mostra a água disponível para diferentes tipos de solo.

- **Evaporação Real (ER)**

Representa a quantidade real de perda de água durante dado mês.

Se:

$$I - ETp > 0 \Rightarrow ER = Etp$$

$$I - ETp < 0 \Rightarrow ER = Etp + [(I - Etp) - \Delta As] \text{ onde:}$$

$$\Delta As = As_n - As_{n-1} \quad (44)$$

sendo ΔAs a troca de armazenamento de água no solo. Representa a variação da quantidade de água armazenada no solo mês a mês. É a diferença entre a quantidade de água armazenada em um mês e a armazenada no mês anterior.

- **Percolação (PER)**

A percolação é calculada pela seguinte expressão:

$$PER = P - ES - \Delta A_s - ER(mm) \quad (45)$$

▪ **Vazão mensal (QM)**

Os valores mensais da vazão de líquido percolado são calculados a partir da expressão abaixo:

$$QM = \frac{PER \cdot A_{CONT}}{2.592.000} \quad (46)$$

em que

A_{cont} - área de contribuição da seção considerada.

2.2.3. Estimativa de percolados através de modelos computacionais

Modelos computacionais tem sido desenvolvidos com base no Método do Balanço Hídrico desde o início da década de 80, para estimar a quantidade de percolados em aterros sanitários.

Os principais modelos computacionais utilizados, atualmente, serão discutidos no capítulo 3.

2.3. Sistemas de impermeabilização de aterros sanitários

O percolado devido ao alto poder poluidor, quando atinge os mananciais de águas subterrâneas, pode alterar de modo significativo as suas características, tornando-as impróprias ao consumo ou à sobrevivência de organismos aquáticos.

Neste aspecto, um sistema de impermeabilização do aterro (base, lateral e cobertura) deve ser considerado no intuito de minimizar a infiltração das águas de chuva no aterro e no solo, permitindo o isolamento da massa de resíduos e possibilitando a drenagem de percolados e gases.

Portanto, as características geométricas e geotécnicas dos sistemas de impermeabilização constituintes do perfil de um aterro sanitário devem ser monitoradas através de uma análise de balanço hídrico. O resultado obtido do

comportamento hídrico desse perfil definirá se o sistema adotado é seguro e adequado às condições de proteção ambiental exigidas.

Dessa forma, a seguir serão discutidos alguns aspectos pertinentes às características geométricas, geotécnicas e técnicas de impermeabilização em aterros sanitários.

2.3.1. Sistema de impermeabilização de superfície

As principais finalidades do sistema de impermeabilização de superfície, denominados de cobertura final, podem ser listadas como apresenta Daniel e Koener, 1993 citado por MANASSERO et al., 1996:

- 1) aumentar a superfície do terreno e prover apropriada inclinação para facilitar o escoamento superficial e controle da drenagem das águas superficiais;
- 2) separar o resíduo da vegetação, da ação de animais e humanos;
- 3) minimizar a infiltração da água para o interior do aterro; e
- 4) controle do gás gerado dentro do aterro.

Nem todas as finalidade citadas podem ser simultaneamente satisfeitas por todos aterros sanitários construídos, pois dependem de vários fatores tais como:

- 1) localização do aterro;
- 2) condições climáticas;
- 3) período de atividade do aterro;
- 4) estratégia geral de gerenciamento do aterro; e
- 5) tipo de resíduo a ser disposto.

Além desses fatores, que deverão ser levados em consideração, o projeto de sistema de cobertura torna-se complicado, conforme menciona Daniel, 1995 citado por MANASSERO et al., 1996, por outros fatores que incluem:

- temperaturas extremas, inclusive a possibilidade de congelamento/descongelamento em profundidades significantes;
- ciclos de molhagem e secagem;
- penetração das raízes das plantas, escavação feita por animais, vermes, e insetos;

- recalque total ou diferencial causado pela compressão do resíduo subjacente ou da fundação do solo;
- movimento de veículos em estradas de acesso que atravessam a cobertura;
- deformações causadas por terremotos em áreas de atividades sísmicas;
- e
- mudança na umidade ao longo do tempo causada por movimento de água dentro ou fora do resíduo subjacente.

A maioria dos sistemas de cobertura, que se observa na Europa e nos Estados Unidos, são formados por múltiplas camadas como mostra a Figura 5. Os componentes do sistema de cobertura podem ser agrupados em cinco categorias: (1) camada de superfície, (2) camada de proteção, (3) camada drenante, (4) camada barreira, e (5) camada graduada (coleta de gás e de fundação da cobertura sobre o lixo).

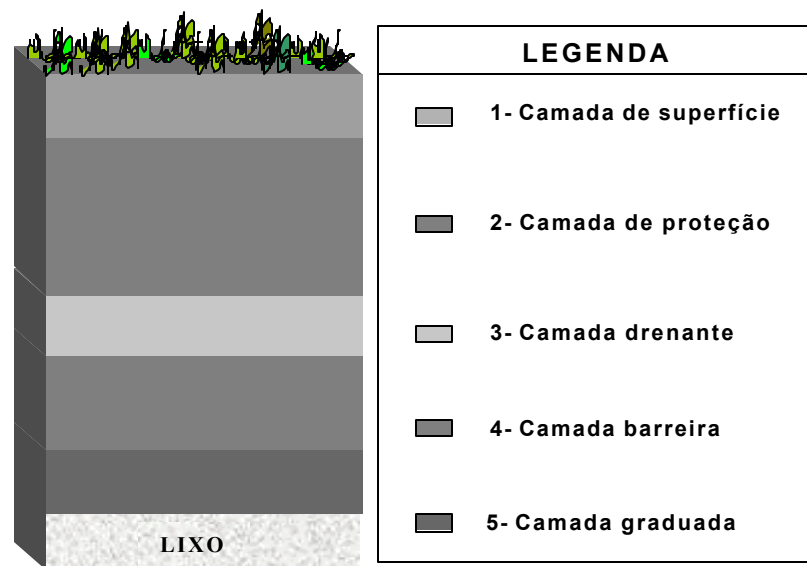


Figura 5 - Componentes de um sistema de cobertura.

Daniel, 1995 citado por MANASSERO et al., 1996, explica que nem todos os componentes são necessários para todas as coberturas finais. Uma camada de drenagem, por exemplo, não seria necessária, normalmente, para

um aterro localizado em uma região árida. Semelhantemente, uma camada de coleção de gás pode ser necessária a alguns aterros, mas não em outros. Também, algumas camadas podem ser combinadas, como a camada de superfície e a camada de proteção, em uma única camada de solo em cima da superfície do aterro.

O Quadro 9, apresenta as funções, os materiais e algumas recomendações gerais dos componentes de um sistema de cobertura.

Quadro 9 - Funções, materiais e recomendações gerais dos componentes possíveis de um sistema de cobertura

Camada	Função principal	Materiais típicos	Considerações Gerais
Camada de superfície	Promove crescimento vegetativo (na maioria das coberturas); promove evapotranspiração; previne erosão	Solo vegetal (locais úmidos); camada de geossintético para controle de erosão;	Camada de superfície para controle da água e/ou minimizar a erosão, é fundamental sua presença no sistema de cobertura
Camada protetora	Armazena água ; proteja camadas subjacentes da intrusão por plantas, animais, e humanos; proteja a camada barreira de ressecamento e congelamento/desgelo; mantém a estabilidade	camada de solo; uso de materiais de resíduos novos ou reciclados;	alguma forma de camada protetora sempre é necessária; podem ser combinadas a camada de superfície e a camada protetora em uma única camada de solo de cobertura
Camada drenante	drena a água infiltrada para minimizar o contato da camada barreira e dissipar forças de infiltração	Areia ou Pedregulho; geotêxteis; Geonet ou Geocompostos	camada drenante é opcional; necessária quando uma quantidade excessiva de água passa pela camada protetora ou forças de infiltração são excessivas
Camada barreira	minimizar infiltração da água que atinge o resíduo e favorece a saída do gás gerado pelo resíduo	argila compactada; geomembrana; camada de argila geossintética; material de resíduos	camada barreira normalmente é requerida; pode não ser necessária em locais extremamente áridos
Camada graduada	transmite o gás aos pontos de coleta para remoção e/ou co-geração	Areia ou Pedregulho; solo; geonet ou geotêxtil; material de resíduos usados ou reciclados	fundamental quando a quantidade de gás produzido pelo resíduo é excessiva

FONTE: MANASSERO et al., 1996

Recentemente, segundo MANASSERO et al. (1996), uma importante pesquisa realizada por várias instituições de proteção ambiental resultou na definição de diretrizes básicas para perfis de sistemas cobertura e base que levam em conta os diferentes fenômenos de transporte de poluentes por vários tipos de camadas. Além disso, as atividades desenvolvidas na pesquisa conduziram ao estabelecimento de princípios gerais para construção e controle de qualidade dos sistemas de cobertura e base em aterros sanitários. Parte do resultado dessa pesquisa é apresentado pela Figura 6, onde são definidos alguns sistemas de cobertura em aterros sanitários para diferentes países.

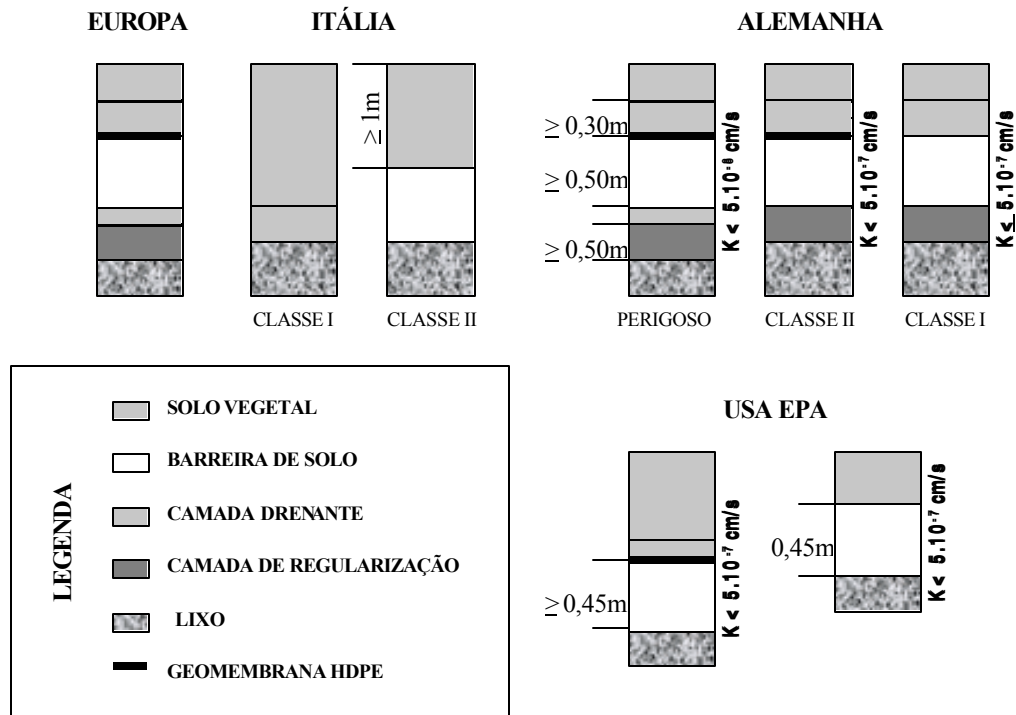


Figura 6 - Sistema de cobertura de aterros sanitários para diferentes normas e recomendações.

No caso brasileiro, segundo OJIMA e HAMADA (1994), o que tem sido utilizado na prática é uma cobertura constituída de camada de solo argiloso fortemente compactada, de espessura igual a 0,80m, cuja permeabilidade não deve ser superior a 10^{-6} cm/s e, para minimizar o aparecimentos de fendas

proveniente do ressecamento excessivo e recalques, é adicionada sobre a cobertura final, uma proteção constituída de uma camada de terra vegetal de 0,20m de espessura. Sobre esta camada de terra é executado o plantio de vegetação rasteira (p. ex., gramíneas) (Figura 7).

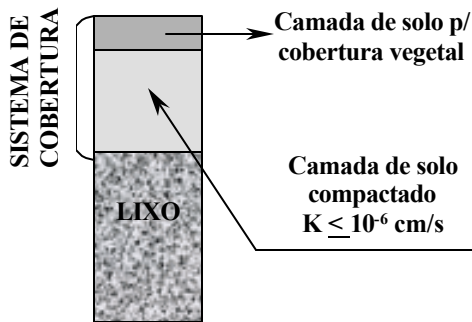


Figura 7 - Sistema de cobertura no Brasil

2 3.2. Sistema de impermeabilização da base e laterais

Os aterros sanitários localizados em áreas que não apresentam características naturais adequadas, tais como solos excessivamente permeáveis e lençol freático próximo à superfície, necessitam de sistema de impermeabilização da base e das laterais constituído de barreiras naturais ou artificiais de baixa permeabilidade.

O mesmo tratamento destinado aos sistemas de cobertura final adotados nos países industrializados, se verifica, também, para os sistemas de impermeabilização de base e laterais. Baseados nestes critérios técnicos Bouazza e Van Impe (1995) citados por MANASSERO et al. (1996), estabeleceram uma lista com diferentes normas e recomendações geométricas, e material para o sistema de impermeabilização da base e laterais em aterros sanitários de resíduos domésticos de vários países da Europa, além dos EUA (Ver Figura 8).

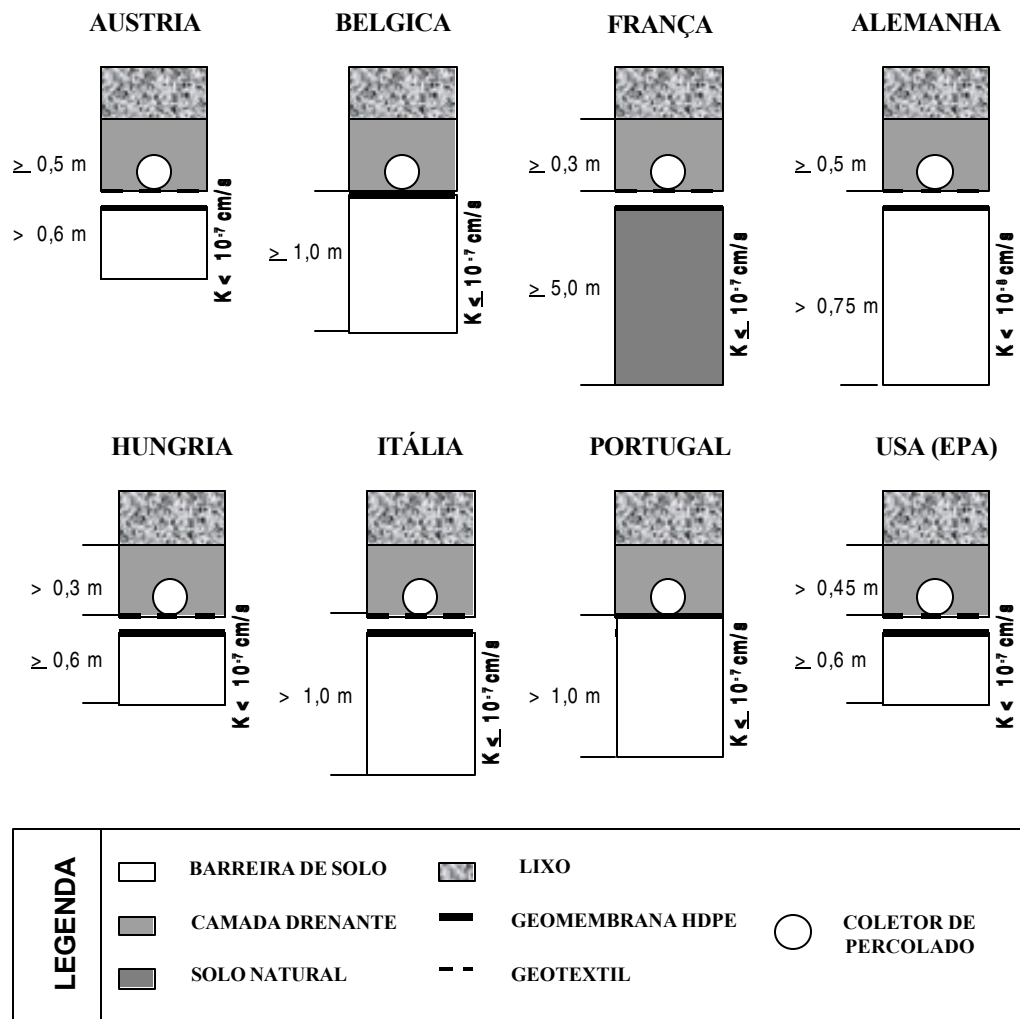


Figura 8 - Sistemas de impermeabilização da base de aterros sanitários em diferentes países.

Ressalta-se que a espessura da camada drenante variou de 30 a 50 cm e a barreira de 50 a 100 cm de acordo com os critérios técnicos adotados em cada país, mas verifica-se que a permeabilidade (K) adotada nas barreiras naturais é $\leq 10^{-7}$ cm/s em todos os países.

Uma outra importante pesquisa realizada por Bouazza e Van Impe (1995) citados por MANASSERO et al. (1996), nestes países, constatou-se que em projetos de aterros, alguns princípios são fundamentais, como os listados abaixo:

- a barreira de solo compactado é o componente básico do sistema de impermeabilização de base, por garantir um bom desempenho ao longo do tempo ($t > 50$ anos);
- os requisitos e características da camada de solo natural em ordem de importância são: (1) a condutividade hidráulica baixa; (2) compatibilidade com as características químicas dos líquidos percolados de resíduos domésticos; (3) alta capacidade de absorção e (4) baixo coeficiente de difusão;
- o sistema de impermeabilização pode gerar vantagens a curto e a longo prazo: (1) redução da condutividade hidráulica devido a atenuação de defeitos no local com controle de instalação da geomembrana e compactação da camada argilosa; e (2) aumentando o escoamento dentro da camada drenante na direção dos tubos coletores (p. ex., minimização do nível de líquidos percolados na camada);
- a eficiência da drenagem tem importância na redução do nível do percolados na barreira, conseqüentemente, também na migração por advecção; e
- detalhes de construção têm um importante papel na eficiência final dos sistemas de impermeabilização de base em termos de condutividade hidráulica.

No Brasil, quando da necessidade de um sistema de impermeabilização de base, podem ser utilizadas camadas de solos argilosos compactadas e membranas sintéticas (geomembranas). A camada de solo argiloso compactada, segundo a COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1995), tem que atender as seguintes condições:

- permeabilidade em torno de 10^{-7} cm/s;
- índice de consistência entre 0,5 a 1,00;
- resistência a compressão simples entre 0,5 a 4 Kgf/cm²;
- limite de liquidez $\geq 30\%$, e
- índice de plasticidade ≥ 15 unidades.

Quanto a geomembrana, seja qual for o tipo de material adotado, esta deverá, além de conferir estanqueidade, apresentar resistência mecânica e química à eventual agressividade dos líquidos percolados e gases gerados, e uma vida útil longa, suficiente para que ocorram todos os processos naturais de estabilidade dos resíduos.

Ressalta-se que a espessura total da camada de impermeabilização da base deve ter no mínimo de 1,00 m, para não prejudicar a sua resistência e estanqueidade.

3. MODELOS COMPUTACIONAIS PARA AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS

Entre os modelos computacionais mais utilizados, destacam-se, atualmente, o Modelo Help e o Unsat-H. Ambos serão descritos a seguir, o Help com mais detalhes por ser o modelo utilizado no presente trabalho.

3.1. Modelo HELP

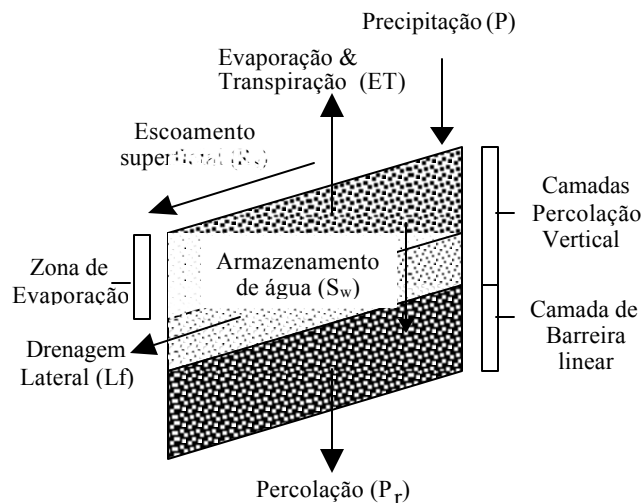
O modelo Help (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) foi, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency – EPA*), que executa simulações do movimento de água através de aterros sanitários e fornecer resultados tais como a quantidade de líquidos percolados produzido pelo aterro. O objetivo principal do programa é, portanto, auxiliar na análise e na comparação de alternativas de projetos, tendo como base o balanço hídrico.

Visando principalmente ao cálculo do balanço hídrico, o programa dispõe de diversos recursos para a entrada e processamento de informações. Os fatores levados em consideração nas técnicas de solução utilizados são: armazenamento superficial; derretimento de neve; fator de *runoff*; infiltração; evapotranspiração; crescimento vegetativo; armazenamento de umidade do solo; drenagem subsuperficial lateral; recirculação de líquido percolado;

drenagem vertical em meio não saturado e condutividade através do solo; e geomembranas.

3.1.1. Caracterização do balanço hídrico

O Modelo Help é baseado nos princípios hidrológicos do modelo de balanço hídrico. Numa seqüência de cálculos detalhada, analisa o comportamento dos vários componentes do balanço hídrico de um aterro, ou seja, escoamento superficial, evapotranspiração, percolação vertical e drenagem lateral, ilustrados na Figura 9.



Fonte: KHIRE et al.,1997

Figura 9 – Esquema da seção transversal de cobertura usado no balanço hídrico do modelo HELP.

A quantidade de percolado pela cobertura do aterro, P_r , é determinada pela subtração de todos os componentes que contribuem para a remoção da água do sistema de cobertura desde a precipitação como segue:

$$P_r = P - R_s - ET - L_f - \Delta S_w \quad (47)$$

em que

P - precipitação;
R_s - escoamento superficial (*runoff*);
 ΔS_w - variação do armazenamento de água no solo;
ET - evaporação + transpiração (evapotranspiração); e
L_f - drenagem lateral.

A precipitação no modelo HELP é separada em escoamento superficial (R) e infiltração, com base em uma aproximação empírica que usa uma modificação do SCS (Soil Conservation Service), método do número de curva *runoff*, considerando a condutividade hidráulica da camada superficial, condições de vegetação (descoberta, pobre, boa, etc) a inclinação e o comprimento da inclinação da cobertura.

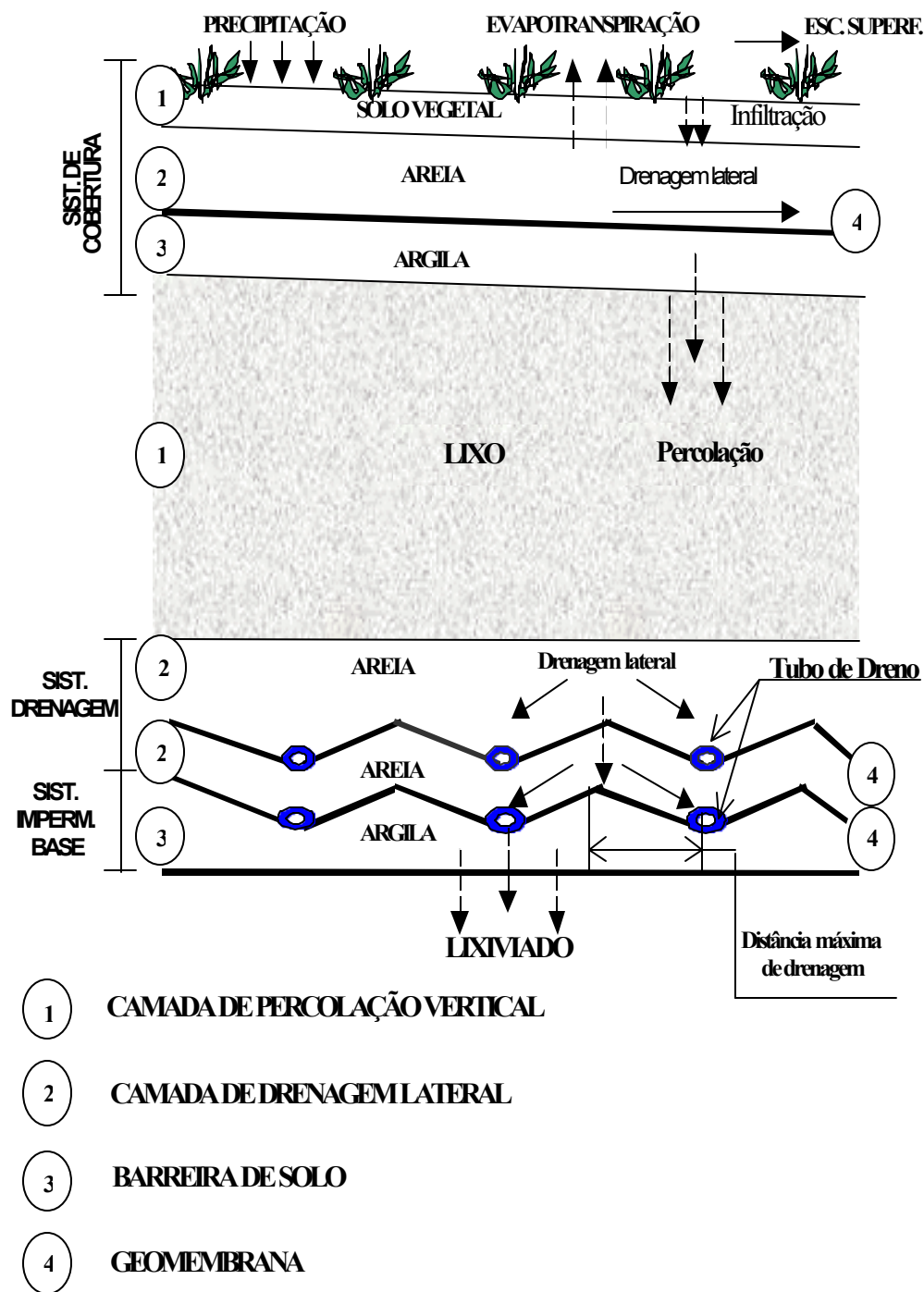
A água que infiltra permanece armazenada ou é submetida à evapotranspiração, drenagem lateral e percolação.

A água removida por evapotranspiração ocorre somente na zona de evaporação da cobertura, definida como a profundidade máxima que a água pode ser removida por esse processo. O HELP prevê valores padrão para a profundidade de evaporação, baseados na localização e condições de vegetação. A quantidade de água removida por evapotranspiração (ET) é calculada usando-se uma aproximação recomendada por RITCHIE (1972) como uma função da evapotranspiração potencial e da disponibilidade sobre a água de evapotranspiração na umidade do solo. A evapotranspiração potencial é calculada usando a forma modificada da equação do PENMAN (1963).

A drenagem lateral (L_f) é modelada pela equação de Boussinesq, empregando as suposições de Dupuit-Forcheimer (Ver Item 3.1.2).

Parte da água infiltrada é armazenada pelo solo e pelos resíduos. Esta variação de armazenamento de água (Δs_w) é caracterizada no modelo Help como a diferença da capacidade de campo (θ_{CC}) e o ponto de murcha (θ_{PM}) do material considerado (Ver Item 2.2.1.3).

O Help é destinado a examinar o fluxo de água através da seção transversal de aterros sanitários, semelhante à detalhada na Figura 10. O perfil é dividido em três sistemas (cobertura, drenagem e impermeabilização de base), além da camada de lixo.



Fonte: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994

Figura 10 – Perfil esquemático de aterro de resíduos perigosos nos EUA.

3.1.2. Dados do modelo HELP

3.1.2.1. Dados climatológicos

Os dados de clima requeridos pelo modelo HELP são classificados em quatro grupos: evapotranspiração; precipitação; temperatura e dados de radiação solar.

- **Evapotranspiração**

Dois métodos para fornecer os dados referentes à evapotranspiração são disponíveis no programa. O primeiro, utiliza as informações contidas em um banco de dados a partir de uma lista de 183 cidades disponíveis. O segundo, utiliza as informações fornecidas diretamente pelo usuário.

Na opção do banco de dados, as informações requeridas são a localização (cidade, estado e latitude) do aterro em estudo, profundidade da zona de evaporação e índice de folhagem máxima (LAI). Para a outra opção deve-se computar diretamente, além dos três parâmetros mencionados, as datas de início e fim da estação de crescimento, a média anual da velocidade do vento e as médias trimestrais da umidade relativa do ar.

Para estimar o valor da profundidade da zona de evaporação é necessário considerar o tipo de solo e de vegetação. O tipo de solo determina a profundidade que a água pode percolar por capilaridade enquanto que a vegetação – espécie, maturação e densidade da planta – determina a profundidade das raízes. Em solos sem vegetação, somente o efeito da capilaridade deve ser considerado enquanto que, quando existir vegetação, a profundidade da zona de evaporação é estimada em um valor um pouco maior que a profundidade das raízes. O Quadro 10 apresenta as faixas de valores a serem adotadas para alguns tipos de solos e graus de umidade.

Quadro 10 – Faixas de valores de profundidade da zona de evapotranspiração

Solo	Profundidade
Cascalho	1" a 4"
Areia	4" a 8"
Silte	8" a 18"
Argila	12" a 60"
Zona de Raiz segundo a Umidade	
Áreas úmidas	6" a 24"
Áreas secas	6" a 48"

Fonte: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994

A profundidade da zona de evaporação tem influência sobre o armazenamento de água em pontos próximos e, conseqüentemente, sobre o cálculo da evapotranspiração e do coeficiente de *runoff*.

Os valores máximos do LAI de acordo com a vegetação são fornecidos no Quadro 11.

Quadro 11 – Valores máximos de LAI

Características Da Vegetação	Máximo Índice De Área De Folhagem
Solo sem vegetação	0,0
Quantidade pobre de gramíneas	1,0
Quantidade regular de gramíneas	2,0
Quantidade boa de gramíneas	3,5
Quantidade excelente de gramíneas	5,0
Vegetação densa de árvores	5,0

Fonte: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994

Os dias do início e fim da estação de crescimento são determinados a partir da temperatura média diária e da espécie das plantas. Tipicamente, o início da estação de crescimento se dá quando a temperatura média do dia cresce acima de um valor padrão e o fim se dá quando a temperatura média do dia cai abaixo deste valor. Entretanto, as datas podem variar de acordo com a espécie.

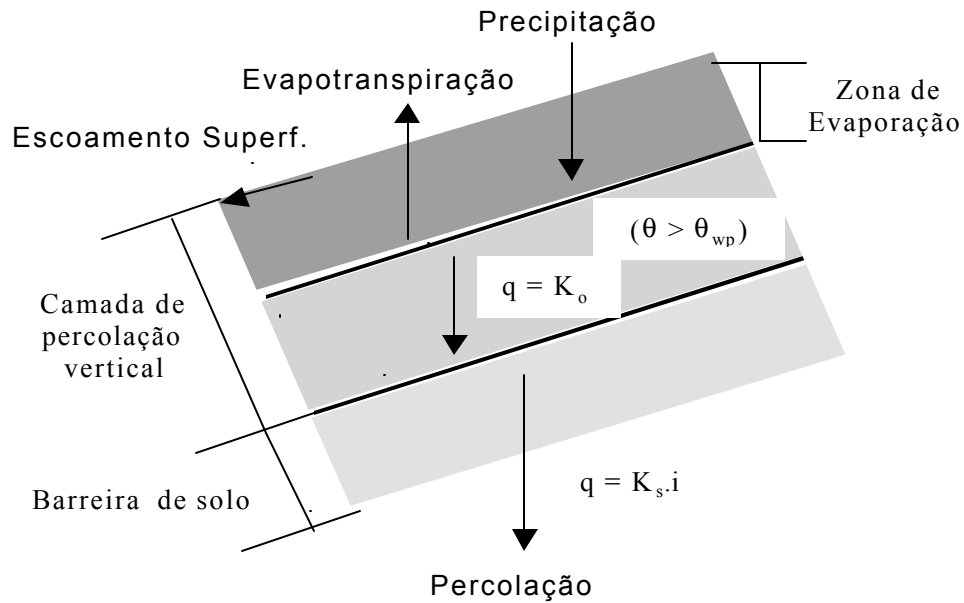
No clima tropical úmido as gramíneas são consideradas uma espécie de vegetação presente durante todo o ano, pois a variação de temperatura não influencia significativamente em seu crescimento vegetativo a ponto de eliminá-las em períodos do ano. Dessa forma, o dia 1º de janeiro corresponde ao dia 1 juliano (início da estação de crescimento) e o dia 31 de dezembro corresponde ao dia 365 juliano (fim de estação de crescimento).

- **Precipitação, temperatura e radiação solar**

Para a temperatura, o modelo exige pelo menos um ano de dados de temperatura média diária em °C ou °F. Para a precipitação, exige-se pelo menos um ano de dados de precipitação total diária em milímetros ou polegadas. Para a radiação solar, exige pelo menos um ano de radiação solar diária em MJ/m² ou *langleys*. O número máximo de anos de dados para qualquer parâmetro é de 100 anos.

3.1.2.2. Dados das camadas

SCHROEDER et al. (1994) apresenta o esquema do cálculo do balanço hídrico realizado pelo modelo HELP para verificar água dentro dos diferentes componentes do mesmo.



Fonte: KHIRE et al., 1997

Figura 11 – Representação esquemática dos componentes do balanço hídrico do modelo HELP.

O modelo HELP requer que cada camada da cobertura, como todas as demais camadas constituintes do aterro, seja especificada como uma camada de percolação vertical, camada de drenagem lateral, barreira de solo ou geomembrana dependendo da função e propriedades hidráulicas, como mostra o Quadro 12.

Quadro 12 – Quatro tipos de camadas consideradas no modelo Help

Tipo de camada	Características hidráulicas
Camada Percolação Vertical	O escoamento nesta camada é estritamente vertical (descendente devido à gravidade e ascendente devido à evapotranspiração). A condutividade hidráulica varia entre 10^{-5} e 10^{-8} m/s.
Camada Drenagem Lateral	Nesta camada é permitido a drenagem lateral para o sistema de coleta, p. ex., drenos subsuperficiais na cobertura. A condutividade hidráulica é geralmente $> 10^{-4}$ m/s e a camada subjacente é normalmente uma Barreira de solo.
Camada Barreira de Solo	As barreiras de solo apresentam baixas permeabilidades, normalmente são constituídas de argila compactada (CCL) ou argila geossintética (GCL). A camada Barreira de Solo geralmente tem uma condutividade hidráulica entre 10^{-8} a 10^{-9} m/s.
Camada Geomembrana	A geomembrana pode ser de vários tipos. Elas permitem uma percolação via vapor de difusão, imperfeições na manufatura (buracos) e defeitos de instalação. A condutividade hidráulica é superior a 10^{-9} m/s

Fonte: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994

3.1.2.2.1. Camada de percolação vertical

Normalmente, a camada de cobertura vegetal, a camada de coleta de gás e a camada de lixo são consideradas camadas de percolação vertical.

O escoamento de água na camada de percolação vertical é definido de acordo com a fórmula de Darcy:

$$f = Ki \quad (48)$$

em que

f - fluxo (volume de água escoada por unidade na área da seção transversal por unidade de tempo);

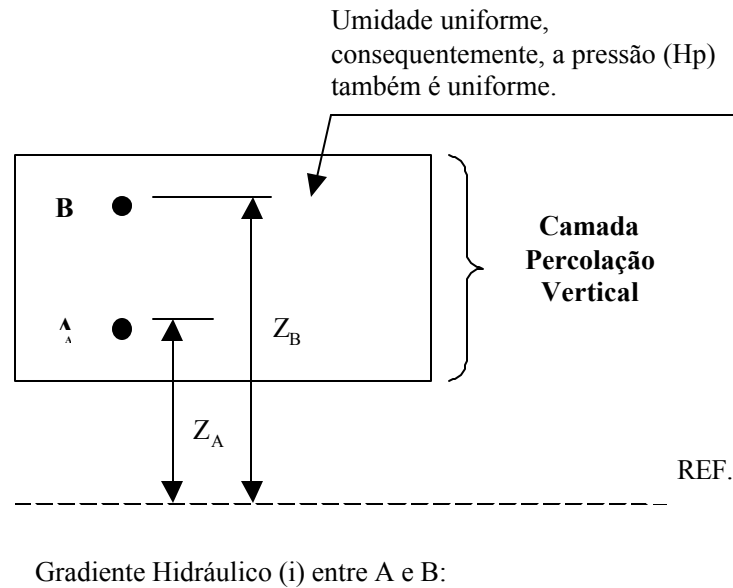
K - condutividade hidráulica (a qual varia com a umidade do solo); e

i - gradiente hidráulico (mudança de carga hidráulica por unidade de distância ao longo do caminho de escoamento d'água).

A carga hidráulica total (H) é igual à soma da pressão (Hp) mais carga de elevação (z):

$$H = Hp + z \quad (49)$$

O modelo Help considera uma pressão uniforme através da camada de percolação vertical, além de a drenagem ocorrer por gravidade sob um gradiente hidráulico unitário, conforme mostra a Figura 12.



$$i = \frac{\Delta H}{L} = \frac{[Z_B + (Hp)_B] - [Z_A + (Hp)_A]}{Z_B - Z_A} = \frac{Z_B - Z_A}{Z_B - Z_A} = 1$$

Figura 12 – Gradiente hidráulico unitário na camada de percolação vertical com umidade uniforme.

A condutividade hidráulica não saturada na camada é calculada com base na umidade média da camada e é definida como uma função linear da umidade do solo, como apresenta a equação, reportada por CAMPBELI (1974):

$$Ku = Ks \left[\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right]^{3-2/\lambda} \quad (50)$$

em que

Ku - condutividade hidráulica não saturada;

Ks - condutividade hidráulica saturada;

θ - umidade volumétrica do solo, (vol/vol);

θ_r - umidade residual do solo, (vol/vol) (p. ex., capacidade de campo);

θ_s - umidade do solo saturado, (vol/vol); e

λ - índice de distribuição de vazios (porosidade).

Quando a umidade é menor que a capacidade de campo, a taxa de escoamento é zero. Os parâmetros θ_r e λ são constantes na equação de Brooks-Corey, relacionando umidade do solo com pressão de capilaridade, Brooks e Corey (1964), citados por U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994.

3.1.2.2.2. Camada de drenagem lateral

A camada de drenagem lateral consiste de solos granulares ou materiais geossintéticos. A drenagem vertical é moderada da mesma maneira que na camada de percolação vertical. Entretanto, o escoamento lateral na zona saturada da base da camada é permitido.

O escoamento lateral na camada drenante é modelado pela equação de Boussinesq (a lei de Darcy combinada com a equação da continuidade), empregando as suposições de Dupuit-Forcheimer (D-F). As suposições de D-F são que o escoamento é paralelo à inclinação da camada e que num plano vertical, a velocidade, em qualquer profundidade da camada do meio poroso (solo), é igual à velocidade da água na superfície livre. Essas suposições são particularmente vantajosas para profundidades muito menores que o comprimento de drenagem e que apresentam altas condutividades hidráulicas. Isto ocorre, de fato, em superfícies piezométricas pouco inclinadas, onde os gradientes hidráulicos verticais são desprezíveis ou mesmo nulos. A equação de Bussinesq pode ser escrita como segue (ver Figura 13 para o esquema de definição):

$$f \frac{\partial h}{\partial t} = K_D \frac{\partial}{\partial l} \left[(h - l \sin \alpha) \frac{\partial h}{\partial l} \right] + R \quad (51)$$

em que

f - porosidade de drenagem (porosidade menos capacidade de campo),
adimensional;

h - elevação da superfície freática acima da base da camada até a extremidade do dreno, cm;

t - tempo, seg;
 K_D - condutividade hidráulica saturada da camada de dreno, cm/seg;
 l - distância ao longo de superfície da base da camada na direção de drenagem, cm;
 α - ângulo de inclinação da base da camada; e
 R - recarga líquida, cm/seg.

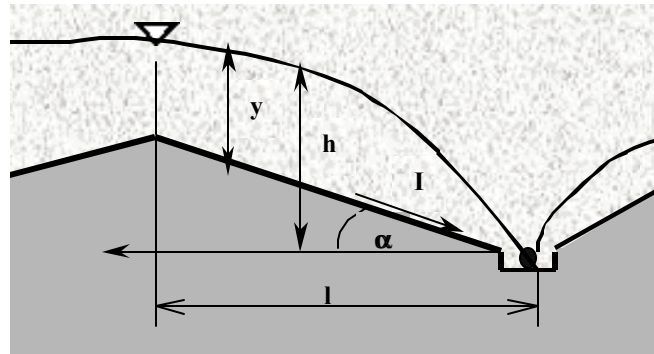


Figura 13 – Esquema da definição de drenagem lateral

Para esse tipo de camada, quatro parâmetros são requeridos:

- comprimento máximo de drenagem;
- declividade de drenagem na direção do fluxo devendo variar na faixa de 0 a 50%;
- porcentagem de percolato coletado que é recirculado para outra camada; e
- camada que está recebendo o percolato recirculado pelo dreno, podendo ser tanto uma camada de drenagem lateral como uma de percolação vertical.

3.1.2.2.3. Camada barreira de solo

As camadas de argila compactadas (CCLs) e de argila geosintéticas (GCLs) são freqüentemente utilizadas como camadas de barreira hidráulica. Nelas o modelo Help calcula a percolação usando a fórmula de Darcy (Equação 52). O solo é considerado saturado e a taxa de percolato dependerá da existência de uma carga hidráulica positiva sobre a barreira ($h_w > 0$ na Equação 52),

$$q = k(\Delta H/l)A = k[(h_w + D)/D]A \quad (52)$$

Essa equação considera que a carga de pressão na base da camada é zero (desconsiderando a existência de sucção na interface argila/camada subjacente). No limite, como a profundidade do líquido (h_w) aproxima-se de zero, o termo $(h_w + D)/D$, que é o gradiente hidráulico, aproxima-se do valor unitário. A drenagem devido à gravidade no solo na umidade constante ocorre sob gradiente hidráulico unitário.

3.1.2.2.4. Camada geomembrana

As geomembranas estão sendo largamente utilizadas em obras de engenharia. As geomembranas podem ser extremamente eficientes como barreiras hidráulicas e podem resistir à variação de forças (p. ex., ciclos de congelamento/descongelamento ou molhagem/secagem), que são prejudiciais ao desempenho das camadas argilosas.

O modelo Help considera que líquidos podem vazar pelas geomembranas por três mecanismos: (1) difusão de vapor através da geomembrana intacta; (2) vazamento através de imperfeições de manufatura (buracos); e (3) vazamento através de defeitos de instalação (principalmente defeitos na costura). O vazamento total é a soma da parcela vazada por cada mecanismo,

$$q_{L_r} = q_{L_1} + q_{L_2} + q_{L_3} \quad (53)$$

Essa taxa de percolação depende da espessura do solo saturado acima da geomembrana (carga hidráulica), da condutividade hidráulica da camada de solo drenante, do contato entre a camada adjacente e a geomembrana, das propriedades da geomembrana, do tamanho e número de buracos existentes na geomembrana, e da qualidade de instalação.

3.1.3. Parâmetros das camadas

Para cada camada, requerem-se valores para diversos parâmetros. Em relação à textura, são requeridos a porosidade, a capacidade de armazenamento de campo, o *wilting point* (ponto de murcha) e a condutividade hidráulica. Estes valores podem ser fornecidos através de um banco de dados ou diretamente. Na primeira opção, os solos são classificados segundo o Departamento de Agricultura Americano (U. S. Department of Agriculture) e o Sistema de Classificação Universal.

Para a opção de fornecimento direto dos dados devem ser fornecidos para cada camada os seguintes parâmetros:

- Armazenamento de água no solo: definido como a fração entre o volume total ocupado pelas partículas e o volume de água do solo;
- Porosidade total: corresponde à razão entre o volume de vazios do solo e o volume total quando o solo está saturado;
- Capacidade de campo;
- Ponto de Murchamento (*Wilting Point*); e
- Condutividade hidráulica: velocidade de escoamento no solo saturado, correspondente ao gradiente unitário.

3.1.4. Características da Geomembrana

Para caracterizar as geomembranas é necessário fornecer os seguintes parâmetros:

- **Densidade de buracos “Pinhole density”:**

Corresponde ao número de defeitos por hectare, geralmente resultantes de falhas na produção, como deficiências de polimerização. Os defeitos são caracterizados por furos de diâmetro menor ou igual à espessura da geomembrana, sendo estimado em 1mm.

- **Densidade de defeitos de instalação:**

Corresponde ao número de defeitos por hectare resultantes principalmente devido a falhas durante o processo de instalação. Tais defeitos são caracterizados por diâmetro maiores que a espessura da geomembrana, sendo estimado em 1 cm² de área.

- **Transmissividade do geotêxtil:**

Corresponde ao produto da condutividade hidráulica no plano em meio saturado pela espessura do geotêxtil. A unidade é cm²/s.

Além destes parâmetros, é necessária a caracterização da qualidade de instalação da geomembrana. Existem seis diferentes possibilidades, cada uma caracterizada por um número:

- Perfeita (1): representa um perfeito contato entre a geomembrana e o solo adjacente que limita a taxa de drenagem, não existindo nenhum espaço entre as duas camadas;
- Excelente(2): representa um contato excepcional entre a geomembrana e o solo adjacente que limita a taxa de drenagem. Esta situação só é alcançada tipicamente em laboratórios ou sistemas de campos pequenos;
- Boa (3): representa uma boa instalação de campo com o controle sobre o refinamento e preparo da superfície do solo para garantir o bom contato entre a geomembrana e o solo adjacente que limita a taxa de drenagem;
- Pobre (4): representa uma pobre instalação de campo, como menor refinamento e preparo da superfície do solo, gerando um contato de baixa qualidade entre a geomembrana e o solo adjacente que limita a taxa de drenagem e resulta em um espaçamento considerável e num maior fluxo para as camadas inferiores;
- Pior caso (5): representa um contato entre a geomembrana e o solo adjacente que não limita a taxa de drenagem, gerando em uma taxa de fluxo controlada apenas pelo furo; e

- Geotêxtil separando a geomembrana e a camada do solo drenante (6): representa uma taxa de fluxo controlada pela transmissividade no plano do geotêxtil separando a geomembrana e a camada adjacente de solo que teria limitado a taxa de drenagem.

A ocorrência de defeitos de instalação é condicionada não só pela qualidade de instalação mas também pela execução ou não de testes, nos materiais, na preparação da superfície e nos equipamentos utilizados. Desta forma, com base na literatura existente e na observação do sistema de geomembranas de alguns aterros recentes, é possível relacionar a qualidade de instalação e a densidade de defeitos por hectare. O Quadro 13 ilustra esta relação auxiliando na estimativa de um valor para os parâmetros. A última coluna mostra a freqüência segundo a qual é atingida uma determinada qualidade de instalação, em um certo número de aterros.

Quadro 13 - Qualidade de instalação de geomembrana em aterros

Qualidade da instalação	Densidade de defeitos (número ou hectare)	Freqüência (%)
Excelente	Até 1	10
Boa	1 a 4	40
Regular	4 a 10	40
Pobre	10 a 20	10

Fonte: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994

A qualidade de instalação da geomembrana é afetada por problemas que geralmente ocorrem na interface entre a geomembrana e os materiais subjacentes, como o aparecimento de brechas. Mesmo quando a geomembrana é submetida a grandes sobrecargas, as brechas apareceram devido a rugas formadas durante a instalação da geomembrana, torrões de terra, partículas de grandes tamanhos e irregularidades no subsolo. Porém, a espessura dessas brechas na interface depende da tensão efetiva na camada. A percolação pela falhas da geomembrana envolve o escoamento radial pela

interface e fluxo vertical pela camada de solo (Figura 14a). O fluxo também acontece ao contrário quando a camada de solo é colocada sobre a geomembrana (Figura 14b).

Assim, Giroud e Bonaparte (1989) e Giroud et al. (1992), citados por U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994), usaram a lei de Darcy para o escoamento através do meio poroso, considerando os escoamentos radial e interfacial, e desenvolveram a equação seguinte, modificada para o escoamento por unidade de área e temperatura correspondente, para estimativa da quantidade de percolado através das falhas circulares das geomembranas com escoamento interfacial:

$$q_h = K_s i_{avg} n \pi R^2 \left(\frac{\eta_{20}}{\eta_{15}} \right) \quad (54)$$

em que

q_h - taxa de escoamento de percolado interfacial através das falhas da geomembrana, m/s;

K_s - condutividade hidráulica saturada da camada de solo, m/s;

i_{avg} - gradiente hidráulico médio na área molhada da camada de solo, unidimensional;

n - densidade de falhas, # por m²;

R - raio da área molhada ou escoamento interfacial ao redor da falha (furo ou defeito de instalação), m;

η_{20} - viscosidade absoluta da água a 20 °C, 0,00100 kg/m.seg; e

η_{15} - viscosidade absoluta da água a 15 °C, 0,00114 kg/m,seg.

O gradiente hidráulico médio foi desenvolvido por Giroud et al. (1992), citado em U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994), e é descrito pela seguinte equação:

$$i_{avg} = 1 + \left[\frac{h_g}{2T_s \ln \left(\frac{R}{r_o} \right)} \right] \quad (55)$$

em que

h_g - carga total hidráulica na geomembrana, m;

T_s - espessura da camada de solo, m; e

r_o - raio da falha da geomembrana, m.

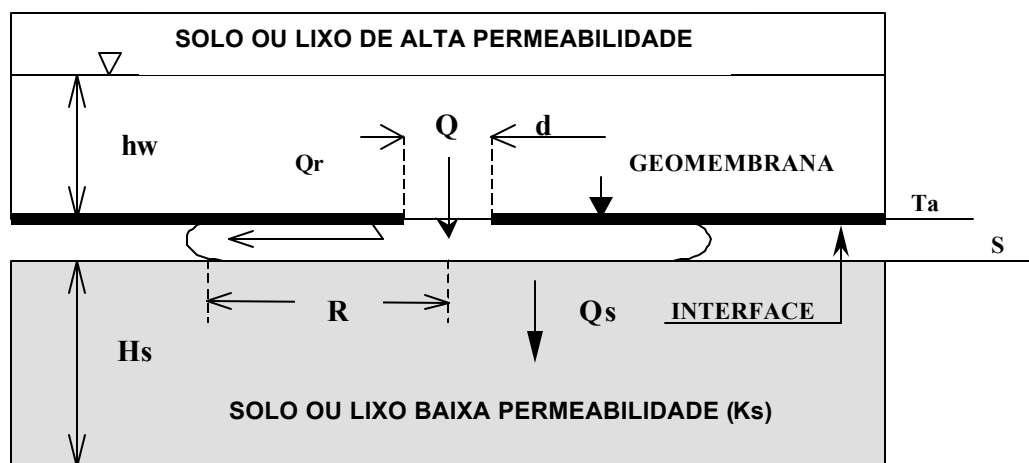
O raio da área molhada (R) é estimado assumindo um gradiente hidráulico para o escoamento vertical através da camada de solo e aplicado o princípio da conservação da massa no escoamento radial e vertical através da geomembrana. Giroud e Bonaparte (1989), citados por U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994), desenvolveram a seguinte equação:

$$R = \left[\frac{4h_g \theta_{int}}{K_s \left[2 \ln \left(\frac{R}{r_o} \right) + \left(\frac{r_o}{R} \right)^2 - 1 \right]} \right]^{1/2} \quad (56)$$

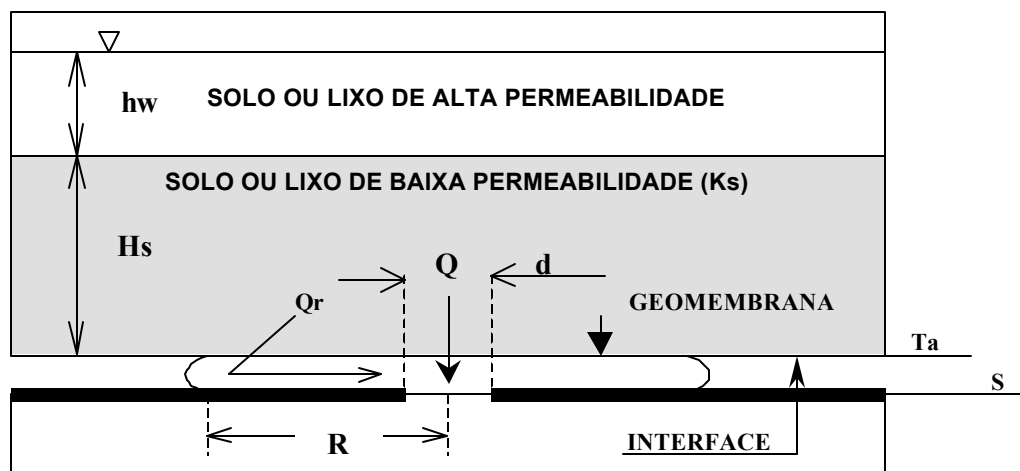
em que

θ_{int} - transmissividade hidráulica na interface ou geotêxtil, m²/seg.

Salienta-se que o Help utiliza as Equações 55 e 56 para calcular o raio da área molhada para vários contatos de camada e geomembrana. O número de defeitos por hectare geralmente é resultado de falhas na produção, tais como deficiência de polimerização, são caracterizados por buracos de diâmetro menor ou igual à espessura da geomembrana, sendo estimado em 1mm. Já a densidade de defeitos por hectare, resultado de falhas durante o processo de instalação, é caracterizada por diâmetros maiores que a espessura da geomembrana, sendo estimados em 1 cm² de área.



(a)



(b)

Figura 14 – Percolação de líquidos com escoamento interfacial: (a) abaixo da falha da geomembrana; (b) acima da falha da geomembrana.

3.1.5 - Característica do *Runoff*

O modelo Help utiliza o conceito de número de curva do S.C.S. (Soil Conservation Service) para caracterizar o fenômeno de *runoff* (escoamento superficial) do aterro.

O método do número de curva (SCS) foi selecionado por quatro razões: (1) é extremamente aceito; (2) é computacionalmente eficiente; (3) os dados requeridos geralmente estão disponíveis e (4) pode convencionalmente ser dirigido a vários tipos de solos.

O Help calcula o valor do número de curva baseando-se na declividade da superfície, no comprimento da declividade do aterro, na textura do solo da camada superficial e na cobertura de vegetação desta camada.

3.2 – Modelo UNSAT -H

UNSAT-H é um programa de computação unidimensional, desenvolvido no Pacific Northwest Laboratory por Fayer e Jones (1990), citados por KHIRE et al. (1997). Pode simular o balanço hídrico de coberturas em aterros como também o fluxo de calor no solo. Simula o fluxo de água através do solo utilizando a equação diferencial parcial de Richards e o fluxo de calor pela equação de condução de calor de Fourier. Essa análise do fluxo de água em coberturas é diferente da utilizada pelo HELP. A equação de Richard's utilizada pelo UNSAT -H é

$$(\partial\theta/\partial\psi)(\partial\psi/\partial t) = (-\partial/\partial z) \cdot [K_T(\partial\psi/\partial z) + K_{\psi} + q_{vT}] - S(z,t) \quad (57)$$

em que

ψ - sucção mátrica (definida como <0);

t - tempo;

z - coordenada vertical;

θ - umidade volumétrica;

K_{ψ} - condutividade hidráulica não saturada;

$K_T = K_{\psi} + K_{v\psi}$, onde $K_{v\psi}$ é a condutividade isotérmica do vapor;

q_{vT} - densidade térmica do fluxo de vapor; e

$S(z,t)$ - termo que representa a retirada de água pela vegetação.

O componente do fluxo de vapor no UNSAT-H é calculado pela equação de condução de vapor de Fourier's, a qual não é usada para análise de coberturas de aterros.

A Figura 15 mostra o esquema da seção transversal de uma cobertura, ilustrando a metodologia pela qual o UNSAT-H calcula o balanço hídrico. A superfície de escoamento é determinada como a diferença entre precipitação e infiltração, onde essa baseia-se na condutividade hidráulica saturada e não saturada dos solos constituintes do sistema de cobertura. O escoamento superficial ocorre quando a água aplicada na superfície do solo excede à capacidade de infiltração do perfil do solo durante ou após a chuva. Assim, diferentemente da aproximação empírica no modelo HELP, a determinação da superfície de escoamento no UNSAT-H é baseado diretamente nas propriedades físicas do perfil do solo. Também, como mostra a Figura 15, os efeitos da inclinação e do comprimento de inclinação não são considerados no UNDSAT-H (p. ex., a seção transversal é horizontal).

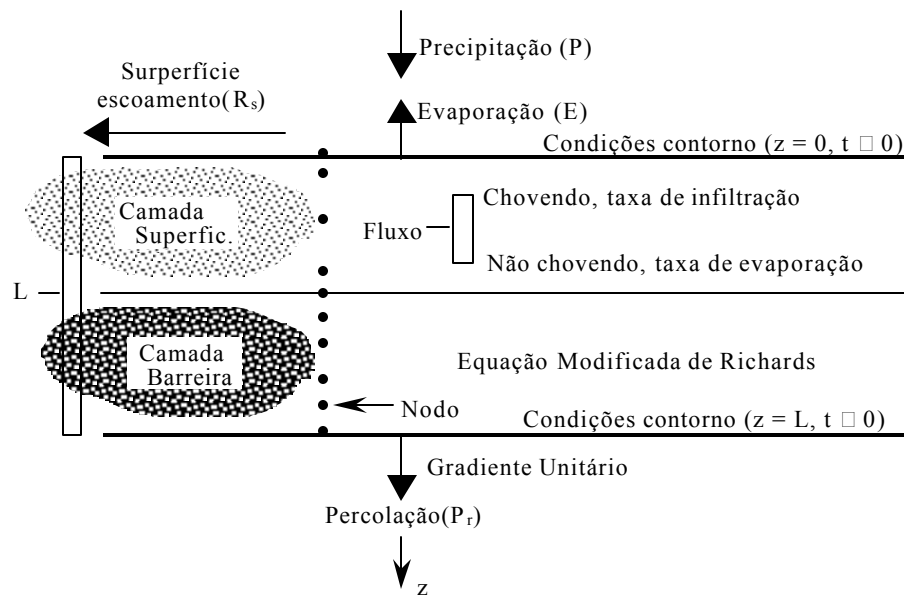


Figura 15 – Esquema da seção transversal da cobertura usada no modelo UNSAT-H.

O movimento ascendente de água infiltrada é devido à evaporação e o movimento descendente é consequência da gravidade e do potencial mátrico. Quando o limite superior é selecionado como um limite de fluxo, a infiltração e a evaporação pela superfície são fluxos especificados. A evaporação é calculada usando a lei de Fick. A água removida por transpiração da planta é tratada como um termo da equação de Richards. A evapotranspiração potencial (limite superior atual de evapotranspiração) é calculada em função da umidade relativa diária, da radiação solar, da velocidade do vento, da temperatura mínima e máxima diária do ar usando a equação modificada de Penman. O armazenamento de água no solo é calculado pela integração da umidade do perfil. O tipo de fluxo no limite inferior é a percolação. O UNSAT-H, sendo um modelo uni-dimensional, não calcula a drenagem lateral.

As Figuras 16 e 17 apresentam uma recente comparação realizada por KHIRE et al. (1997) da aplicação dos modelos HELP e UNSAT-H para estimar a quantidade de líquido percolado acumulado pelo sistema de cobertura de dois aterros sanitários nos EUA. Em geral, a comparação indica que o HELP tende a superestimar a percolação acumulada, às vezes significativamente, enquanto o UNSAT-H tende a subestimar ligeiramente a percolação acumulada. O melhor desempenho do UNSAT-H é atribuído, em parte, pela natureza empírica das avaliações da superfície de escoamento e evaporação incorporados no modelo HELP e à capacidade do modelo UNSAT-H para modelar o fluxo não saturado pela camada barreira.

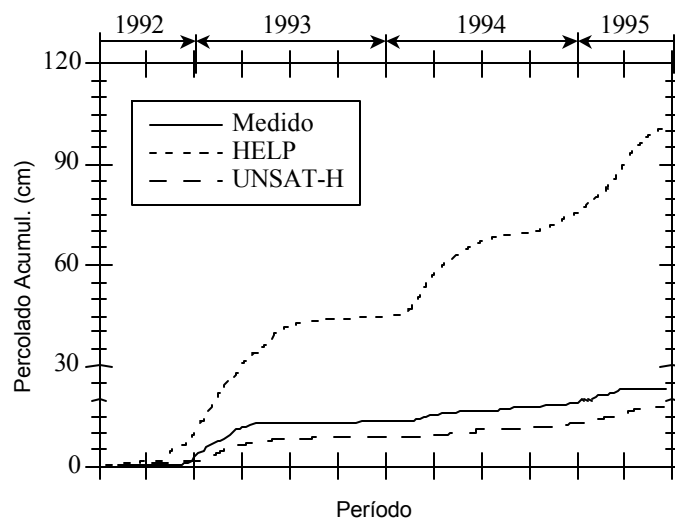


Figura 16 – Percolação acumulada medida e estimada através do sistema de cobertura do aterro sanitário de Live Oak, Georgia (reimpresso a partir de KHIRE et al. 1997).

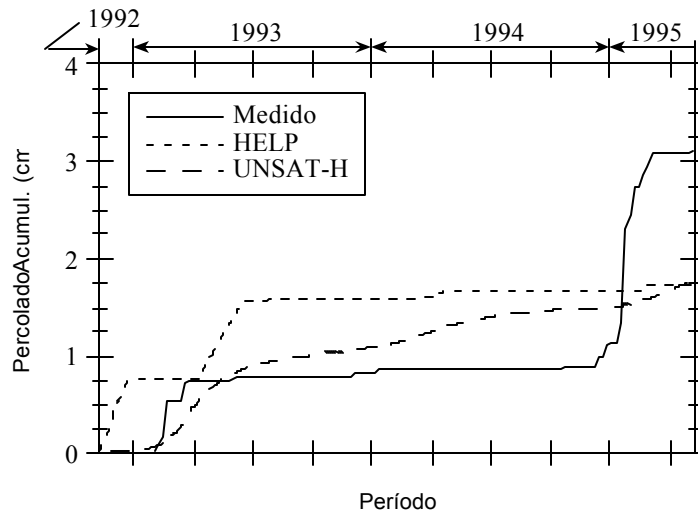


Figura 17 - Percolação acumulada medida e estimada através do sistema de cobertura do aterro sanitário de Wenatchee, Washington (reimpresso a partir de KHIRE et al. 1997).

Esta comparação indica que o modelo HELP, baseado em equações aproximadas, não calcula a percolação acumulada com a mesma precisão de um modelo de fluxo não saturado baseado em equações mais complexas, como o UNSAT-H. Porém, requer menos dados de entrada, mais fáceis de serem obtidos e apresenta uma maior facilidade de utilização que o UNSAT-H (os tempos computacionais do modelo Help são substancialmente menores do que os do modelo UNSAT-H). E, além disso, ressalta-se que os dois modelos fornecem resultados que devem ser considerados apenas como um prognóstico aproximado da situação em estudo.

4. ESTUDO DE CASO

4.1. Considerações gerais

O aterro sanitário objeto deste estudo é parte integrando do Projeto da Unidade de Tratamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos do município de Presidente Prudente/SP – UNITRUP, desenvolvido pela empresa FB Assessoria e Construções LTDA (1999).

A UNITRUP, além do aterro, é composta por um Centro de Triagem e um Centro de Conscientização e Treinamento (CCT).

O Aterro Sanitário deverá receber resíduos sólidos domiciliares (Classe II) e especiais provenientes da coleta no município de Presidente Prudente, ou seja, resíduos de sobra de alimentos, papéis, papelão, trapo, couro, madeira, latas e outros.

Em termos médios, a composição do lixo urbano no município de Presidente Prudente, é retratada abaixo:

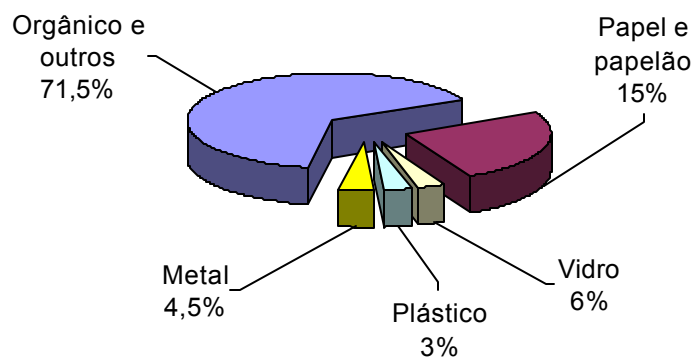


Figura 18 – Composição do lixo urbano de Presidente Prudente.

A quantidade média de resíduos coletados diariamente em Presidente Prudente por cada tipo, segundo relatório de atividades PRUDENCO – 98, são apresentados na seguir:

Quadro 14 - Produção de lixo atual

TIPO DE LIXO	PRODUÇÃO MÉDIA DIÁRIA (kg/dia)
Domiciliar / Comercial / Especial	90.000
Particulares (Industrial)	30.000
Hospitalar	700
Varrição/Capina	18.000
Total	138.700

Deste total, 90 t são destinados em média para o local de disposição, resultando uma produção mensal de 2.340 t/mês e 28.170 t/ano.

4.2. Localização e acesso

O município de Presidente Prudente, com aproximadamente 200 mil habitantes, localiza-se no Sudoeste do Estado de São Paulo, sendo um pólo regional e capital da região Alta Sorocabana, composta por 32 municípios. A cidade de Presidente Prudente encontra-se à uma altitude média de 442 m,

estando situada nas coordenadas geográficas 22°07'04" de latitude S e 51°22'57" de longitude WGr.

A Figura 19 mostra a localização e as principais vias de acesso ao município de Presidente Prudente.



Figura 19 – Localização e acesso à Presidente Prudente/SP.

4.3. Descrição do Aterro

A concepção do projeto foi baseada na divisão do aterro em três etapas de implantação. Cada etapa corresponde à uma camada de disposição de lixo com altura média de 5,0 m, taludes de 1:2,5 (V:H) e bermas de 4,0 m entre camadas. Devido às características topográficas locais a etapa 01 foi dividida em duas áreas de disposição de lixo, separadas por uma berma central, no sentido de facilitar os serviços operacionais e minimizar o volume de corte do aterro. A Figura 20 apresenta detalhes do aterro sanitário de Presidente Prudente.

O aterro terá capacidade útil de 625.000 m³ de lixo, correspondendo à cerca de 10 anos de operação. Ressalta-se que a vida útil do aterro deverá ser aumentada quando do início das atividades do Centro de Triagem e no instante que programas de reciclagem e reutilização dos resíduos forem sendo implantados pela municipalidade.

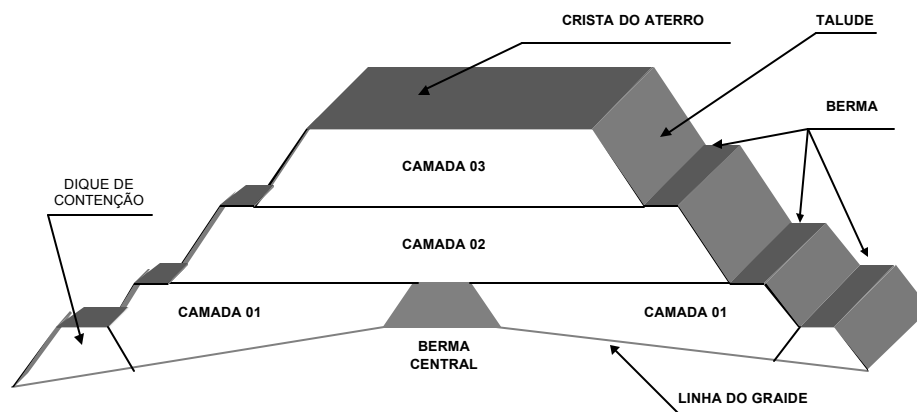


Figura 20 – Seção longitudinal do aterro sanitário.

O sistema de impermeabilização de base foi projetado como sendo um sistema composto, com a intrusão de uma geomembrana de polietileno de alta densidade, PEAD, com 1,5 mm de espessura, entre duas camadas de solo areno-argiloso compactado, de 0,30 e 0,50 m de espessura, conforme detalhado na Figura 21.

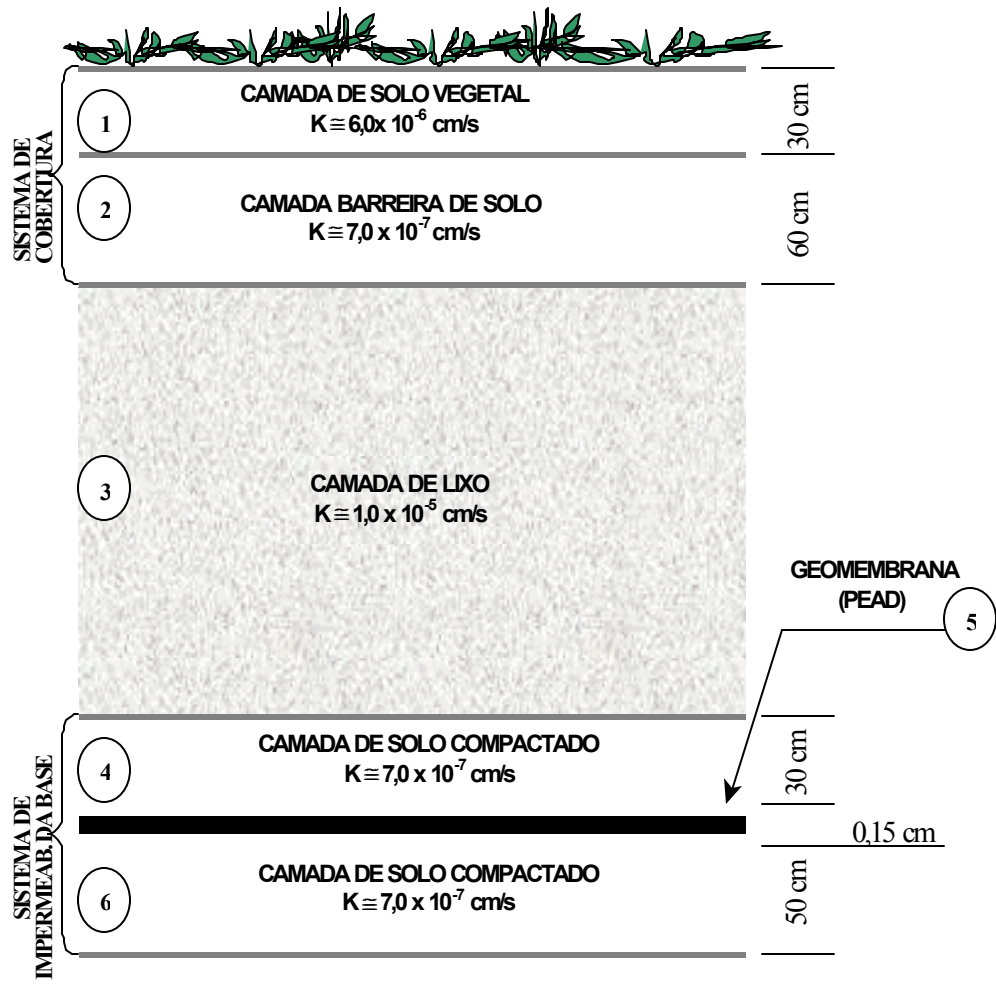


Figura 21 – Perfil esquemático do aterro sanitário de Presidente Prudente.

Por sobre o sistema de impermeabilização de base foi concebido o sistema de drenagem de líquidos percolados, composto por um dreno principal de brita e com um tubo de PVC perfurado e drenos secundários cegos de brita em disposição na forma de “espinha de peixe”.

O sistema de drenagem de gases será composto por drenos verticais constituídos por tubos de concreto perfurados, envoltos por brita e distribuídos por toda a área efetiva do aterro.

À medida que o aterro for sendo construído, o sistema de cobertura final será implementado. O sistema é formado por uma camada de solo local compactado de 0,60 m de altura e uma camada para suporte da cobertura vegetal de 0,30 m de espessura.

4.4. Caracterização Física

No âmbito dessa caracterização, inicialmente foram realizados o levantamento topográfico e investigações geotécnicas através de sondagens a percussão e ensaios laboratoriais.

- **Geologia**

A área situa-se no sudoeste paulista caracterizado, geologicamente, pela presença de rochas sedimentares pertencentes à Bacia Sedimentar do Paraná e cobertas mais recentes. Segundo FB Assessoria e Construções (Projeto Aterro Sanitário de Presidente Prudente, 1999), as unidades geológicas presentes na área são arenitos do Grupo Bauru, pertencentes ao Cretáceo Superior, e os depósitos coluvionares e aluvionares da idade Cenozóica, ambos sem evidências de perturbações tectogênica.

No perfil geológico existente na sub-superfície da área de implantação do aterro verifica-se a existência de uma camada superficial argilo-arenosa, areno-argilosa, com espessura máxima de 3,0 m, considerada como sendo solo Podzólico Vermelho-Amarelo, variação Lins, como pode ser observado nas Figuras 22 e 23. Sob esta camada superficial ocorrem intercalações de camadas silto-arenosas e areno-siltosas com diversas compacidades,

interpretadas como sendo arenitos e siltitos pertencentes à Formação Adamantina, do Grupo Bauru.



Figura 22 – Vista geral da área de implantação do aterro sanitário de Presidente Prudente / SP – Vista 1



Figura 23 – Vista geral da área de implantação do aterro sanitário de Presidente Prudente / SP – Vista 2

- **Geotécnica**

A caracterização geotécnica foi feita a partir de um programa de ensaios no qual foram ensaiados seis solos de amostras deformadas, designadas conforme 2.

Quadro 15 – Caracterização das amostras

Amostras	Características
1	Areia fina siltosa, pouco compacta, vermelha
2	Argila arenosa, muito mole, com cor variada
3	Argila arenosa, muito mole, com cor variada
4	Argila arenosa, muito mole, com cor variada
5	Areia fina siltosa, pouco compacta, vermelha
6	Areia fina siltosa, pouco compacta, vermelha

A Figura 22 apresenta as curvas granulométricas encontradas pelo ensaio de granulometria conjunta (peneiramento e sedimentação). De acordo com o Sistema de Classificação Unificado da ASTM todas as amostras são classificadas como SC (areia-argilosa).

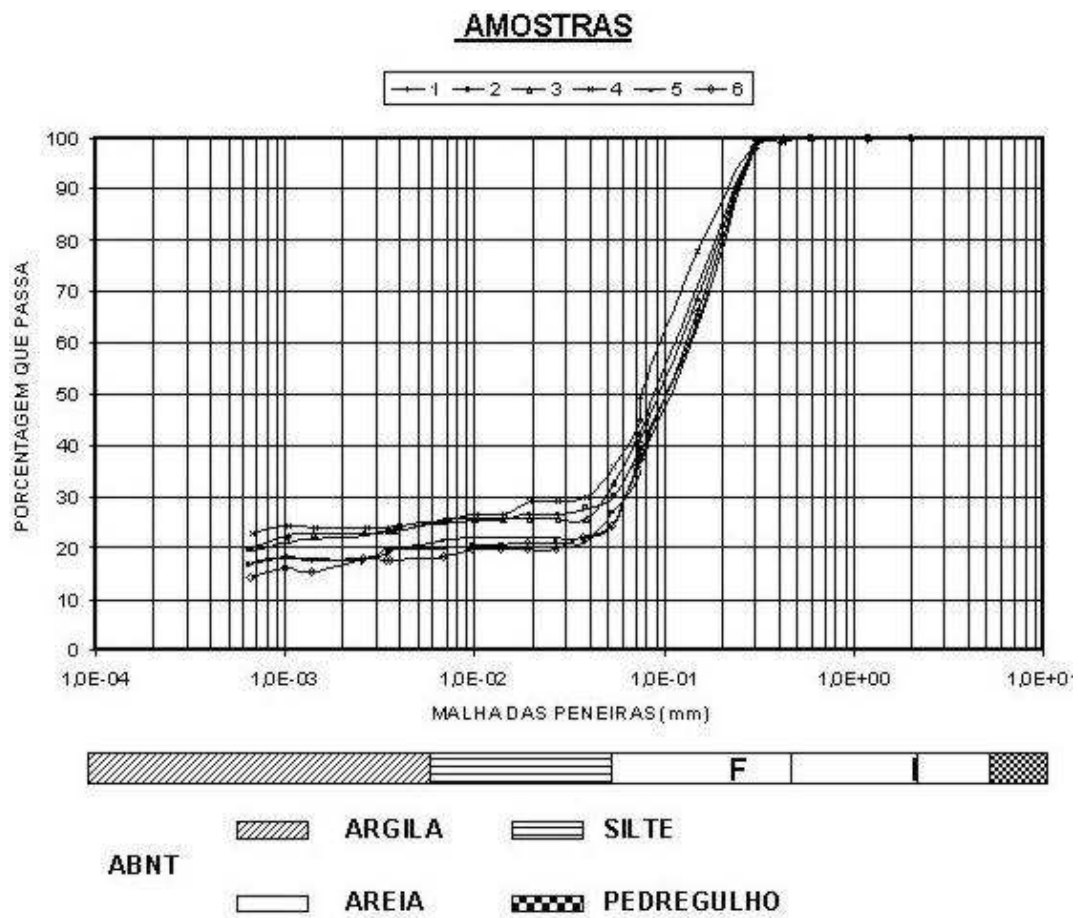


Figura 24 – Curvas granulométricas das amostras de Presidente Prudente/SP.

O Quadro 13 apresenta valores dos limites de consistência e do peso específico dos sólidos dos solos das diferentes amostras.

Quadro 16 – Limites de Consistência e Peso Específico dos Sólidos

Amostra	LL (%)	LP (%)	IP (%)	γ_s (kN/m ³)
1	23,85	14,65	9,2	26,0
2	21,1	14,54	6,56	25,34
3	22,2	15,17	7,03	25,21
4	24,05	15,93	8,12	26,3
5	29,45	12,61	16,84	26,29
6	27,22	12,38	14,84	26,49

Foram realizados ensaios de compactação nas amostras 3 e 5, porque estes solos serão utilizados nos sistemas de impermeabilização do aterro. Destes ensaios, realizados com a energia do Proctor Normal, resultaram as curvas de compactação apresentadas nas Figuras 23 e 24.

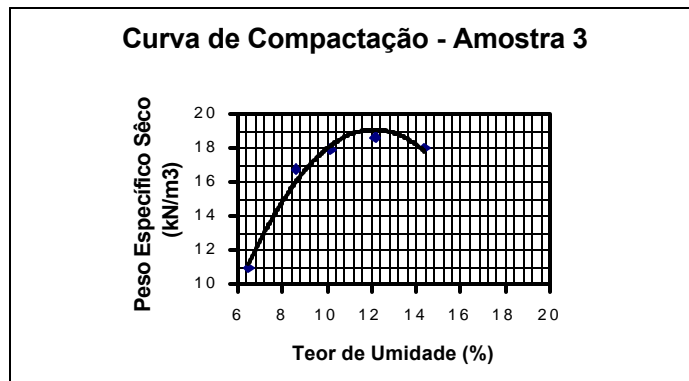


Figura 25 – Curva de Compactação do Solo da Amostra 3.

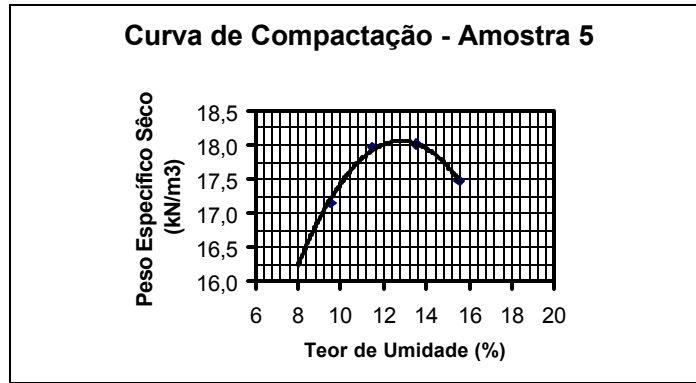


Figura 26 – Curva de Compactação do Solo da Amostra 5.

O Quadro 14 apresenta os teores de umidade máximo e peso específico seco máximo encontrados.

Quadro 17 – Resultado dos Ensaios de Compactação

Amostra	Teor de umidade ótimo (%)	Peso específico seco máximo (kN/m ³)
3	12.2	19.1
5	12.8	18.2

Resultados de ensaios de cisalhamento direto, feitos com os solos das amostras 3 e 5, deram origem aos seguintes parâmetros de resistência:

$$C = 51,6 \text{ kPa, e}$$

$$\phi = 35^\circ$$

Os ensaios de permeabilidade (carga variável) realizados nos solos 3 e 5 compactados com teor de umidade igual a 11,10 % e peso específico seco igual a 18,57 kN/m³ forneceram os resultados apresentados nos Quadros 15 e 16.

Quadro 18 – Resultado do Ensaio de Permeabilidade no Solo da Amostra 3.

PROCEDÊNCIA =	Amostra 3				
Diâm. Corpo Prova =	9,95	cm			
Área Corpo Prova =	77,75	cm ²			
Alt. Corpo Prova =	12,04	cm			
Área da Bureta =	1,1086	cm ²			
MEDIÇÃO	1	2	3	4	
Leitura Inicial da Água =	0	0	0	0	cm ³
Leitura Final da Água =	5,4	2,7	3,35	3,4	cm ³
Altura Inicial da Água =	163,1	163,1	163,1	163,1	cm
Altura Final da Água =	158,2	160,7	160,1	160,0	cm
Intervalo Tempo =	6480	3120	3600	3600	seg
Temperatura =	22	24	24	24	°C
Coef. de Permeabilidade =	7,52E-07	7,36E-07	7,93E-07	8,04E-07	cm/seg
Coef. de Permeabilidade Médio a 20 °C =			7,71E-07 cm/seg		

Quadro 19 – Resultado do Ensaio de Permeabilidade no Solo da Amostra 5.

PROCEDÊNCIA =	Amostra 5				
Diâm. Corpo Prova =	9,95	cm			
Área Corpo Prova =	77,75	cm ²			
Alt. Corpo Prova =	12,04	cm			
Área da Bureta =	1,1086	cm ²			
MEDIÇÃO	1	2	3	4	
Leitura Inicial da Água =	0	0	0	0	cm ³
Leitura Final da Água =	52,1	25,9	28	35,9	cm ³
Altura Inicial da Água =	163,1	163,1	163,1	163,1	cm
Altura Final da Água =	116,1	139,7	137,8	130,7	cm
Intervalo Tempo =	9600	3720	4020	5520	seg
Temperatura =	22	24	24	24	°C
Coef. de Permeabilidade =	5,69E-06	6,34E-06	6,38E-06	6,12E-06	cm/seg
Coef. de Permeabilidade Médio a 20 °C =			6,13E-06 cm/seg		

- **Hidrologia**

No ponto de vista hidrológico, merece destaque a presença no local de duas nascentes de água (Figuras 27 e 28), situadas em pequenas cabeceiras de drenagem e protegida por pequenas matas. Quanto à profundidade do lençol freático, esta é bastante variável, em função das variações no regime de chuvas e da sua posição em relação ao relevo. Em nenhuma das sondagens realizadas na área, cuja profundidade máxima atingiu 13 m, foi detectada a presença do nível d'água. Entretanto, segundo informações obtida com moradores próximos e de poços perfurados nas imediações, o nível estático está situado há cerca de 35,0 m de profundidade durante a estação seca, podendo, localmente, haver lençóis suspensos em camadas menos permeáveis.



Figura 27 - Nascente próxima à área de implantação do aterro sanitário de Presidente Prudente / SP – Foto 1.



Figura 28 - Nascente próxima à área de implantação do aterro sanitário de Presidente Prudente / SP – Foto 2

5. APLICAÇÃO DO MODELO HELP

5.1. Metodologia

A metodologia aplicada no presente trabalho baseou-se na análise de determinadas situações que caracterizassem o comportamento hídrico de um aterro sanitário e, ao mesmo tempo, servissem de base para avaliar a sensibilidade do Modelo Help, versão 3.06, com relação aos parâmetros geométricos, geotécnicos e hidráulicos referentes às camadas constituintes do perfil do aterro sanitário de Presidente Prudente/SP conforme Figura 21.

Os valores referentes aos parâmetros relacionados com a textura do solo: porosidade, capacidade de campo (CC), ponto de murcha (PM) e condutividade hidráulica nas análises desenvolvidas foram os seguintes:

Para as camadas 2, 4 e 6, constituídas de solo com características areno-argiloso compactado proveniente da área de empréstimo no local, os valores dos parâmetros acima relacionados foram definidos com base no banco de dados do Modelo Help, exceto a condutividade hidráulica, definida em testes de laboratório com amostras compactadas deste solo, conforme resultados dos ensaios apresentados no capítulo 4.

Para a camada 3, referente ao lixo disposto, e para a camada 5, referente à geomembrana utilizada no sistema de impermeabilização de base, os parâmetros também foram definidos através do banco de dados do Help.

Os valores utilizados nas análises são apresentados no Quadro 20.

Quadro 20 - Parâmetros utilizados na análise com o Modelo HELP

CAMADA	Característica	Porosidade (vol/vol)	Capacidade Campo (vol/vol)	Ponto Murcha (vol/vol)	Condutividade Hidráulica (cm/s)
1	Solo areno-argiloso	0,430	0,231	0,221	$6,1 \times 10^{-6}$
2,4,6	Solo areno-argiloso	0,400	0,366	0,288	$7,7 \times 10^{-7}$
3	Lixo urbano	0,671	0,292	0,077	$1,0 \times 10^{-3}$
5	Geomembrana de alta densidade PEAD	-	-	-	$2,0 \times 10^{-13}$

Os dados climatológicos requeridos pelo Help: precipitação diária (mm); temperatura diária ($^{\circ}\text{C}$), velocidade média anual (Km/h); umidade relativa trimestral (%); e radiação solar diária (MJ/cm^2) são referentes aos anos de 1996, 97, 98, e foram obtidos junto a Estação Meteorológica de Presidente Prudente da Faculdade de Ciências e Tecnologia – Unesp (Universidade do Estado de São Paulo).

5.2. Análises desenvolvidas

5.2.1. Análise I – Sistema de cobertura de solo compactado (SC)

Nesta análise buscou-se estimar a quantidade de percolados no aterro sanitário de Presidente Prudente através da aplicação do modelo Help, comparando-a com a estimativa realizada pelo Métodos Suíço. O sistema adotado é o sistema composto por duas camadas de solo (SC), conforme figura apresentada a seguir:

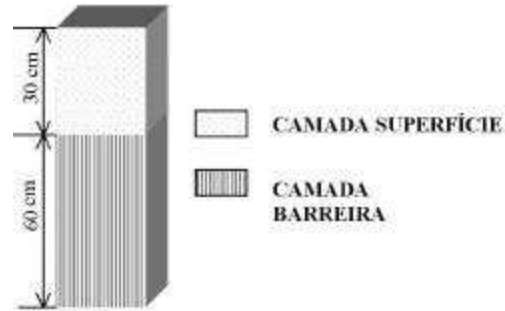


Figura 29 – Sistema de cobertura SC.

A análise I foi dividida na simulação 01, estimativa da quantidade de percolados antes da cobertura, e na simulação 02, estimativa após a aplicação da cobertura SC.

- **Simulação 01**

Antes da cobertura, a quantidade de percolados é função da precipitação sobre a área do aterro e da compactação do lixo disposto, e o Método Suíço é comumente empregado pela sua simplicidade e facilidade de cálculo.

A vazão diária a ser drenada no anteprojeto do aterro sanitário de Presidente Prudente foi estimada através do Método Suíço, como se segue:

$$Q = (1/t).P.A.K \quad (58)$$

em que

P - precipitação média anual de Presidente Prudente; 1.313,0 mm;

A - área efetiva de contribuição do aterro, 71.572,0 m²;

t - 31.536.000 s, n^o de segundos em um ano; e

K - 0,25, valor de coeficiente dependente do grau de compactação do lixo sugerido pela publicação CETESB.

obtem-se:

$Q = 0,74$ l/s ou 64,62 m³/dia, vazão média diária de líquidos percolados.

As vazões médias diárias referentes a cada uma das etapas de execução do aterro sanitário é estimadas pelo Modelo Help são apresentadas no Quadro 21. Ressalta-se que cada etapa constitui-se em uma camada

formada pela disposição diária de lixo durante um determinado período de tempo.

Quadro 21 - Modelo Help

ETAPA	Produção média diária de líquidos percolados (m ³ /dia)											
	Mês											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
01	51,90	42,35	50,65	25,65	18,19	25,34	0,46	22,23	34,21	34,42	39,70	48,0
02	35,33	25,19	32,80	17,65	10,28	17,73	0,26	12,56	19,29	20,24	36,88	45,08
03	33,13	22,90	30,84	16,94	9,89	16,56	0,24	11,44	18,07	19,49	35,70	42,85

Nota-se que, de uma etapa para a outra, houve uma redução da vazão média diária a ser drenada, em função de as etapas subseqüentes à primeira apresentarem uma área efetiva descoberta menor, pois, a medida que o aterro é construído, a cobertura final é implantada. A Figura 30 apresenta o comportamento das vazões médias diárias mensais referentes a cada etapa de implantação do aterro em relação à vazão média calculada pelo Método Suíço.

BALANÇO HÍDRICO
Aterro Sanitário
Presidente Prudente/SP

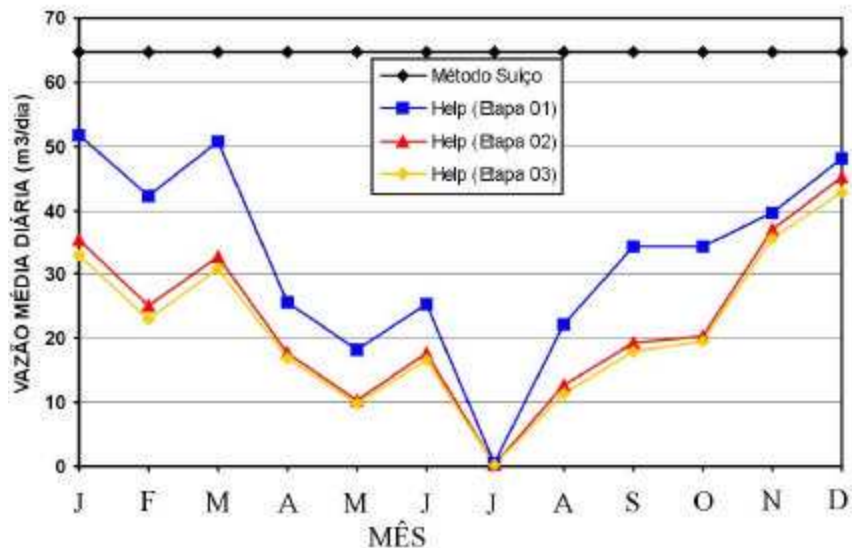


Figura 30 – Relação das vazões médias diárias calculadas pelo Modelo Help e pelo Método Suíço para cada etapa de implantação do aterro.

Observa-se que, enquanto a vazão média diária a ser drenada pelo Método Suíço é constante durante todo o período da simulação, a vazão estimada pelo Help varia proporcionalmente à quantidade de água precipitada. A diferença existente entre os dois métodos é verificada em função do Método Suíço desconsiderar vários componentes do balanço hídrico e simplesmente basear-se numa correlação direta entre o grau de compactação e o coeficiente de infiltração de água no lixo, levando-se em consideração apenas uma parcela de precipitação anual. Neste caso, a parcela de contribuição da precipitação na quantidade de líquidos percolados gerado é de 25% (coeficiente $K = 0,25$), enquanto que na simulação do Help esta parcela reduz-se significativamente, conforme apresentado no Quadro 22.

Quadro 22 – Balanço hídrico final – Modelo Help

	Precipitação	Esc. Superf.	Evapot.	Percol. cobertura	Armazenamento água
Altura (mm)	1.542,53	633,33	745,71	167,14	-3,64
Volume (m ³)	110.402	45.329	53.372	11.962	260,5
Parcela (%)	100	41	48,35	10,85	-0,24

O comportamento dos principais elementos do balanço hídrico: precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e percolação pela cobertura de solo durante o período de operação do aterro é apresentado na Figura 31. Relata-se que os resultados são referentes à valores médios mensais encontrados nos 03 anos que serviram de base para o estudo. Portanto, para cada ano de implantação de uma etapa os valores devem ser considerados.

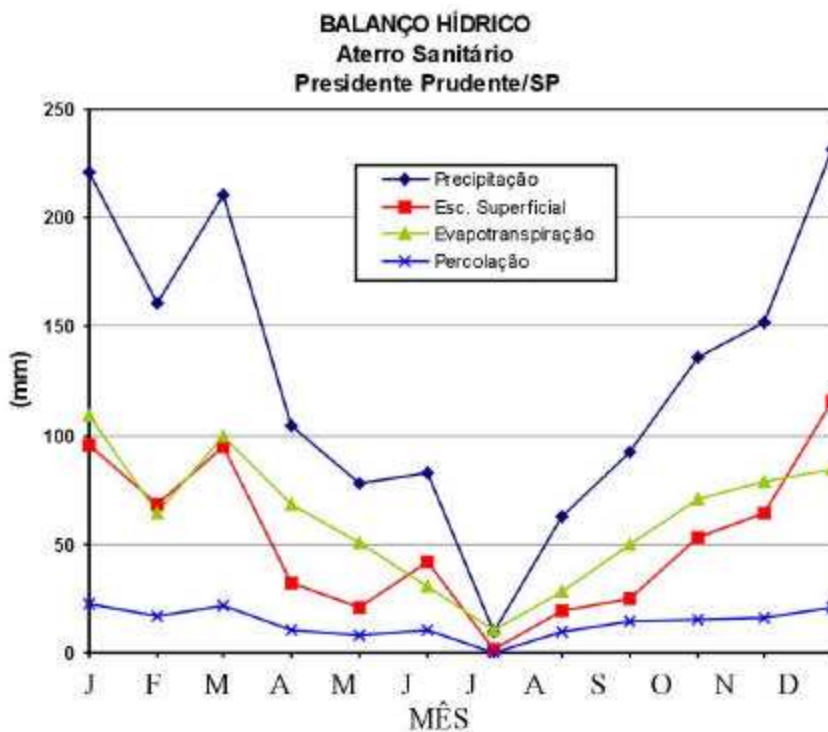


Figura 31 - Balanço hídrico do aterro sanitário durante fase de implantação.

- **Simulação 02**

O Quadro 23 apresenta a quantidade média mensal de líquidos percolados calculados pelo Help após a cobertura final.

Quadro 23 – Modelo Help

Produção média diária de líquidos percolados (m ³ /dia)											
Mês											
J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
13,49	2,81	10,32	7,14	0	7,9	0	0	0	2,27	34,5	41,61

Observa-se que houve uma redução considerável das vazões médias diárias de líquidos percolados comparando-se a fase de implantação do aterro com a fase de implantação da cobertura final sobre a área efetiva do aterro.

A Figura 32 apresenta o comportamento das vazões médias diárias mensais após a cobertura final, em relação à vazão média calculada pelo Método Suíço.

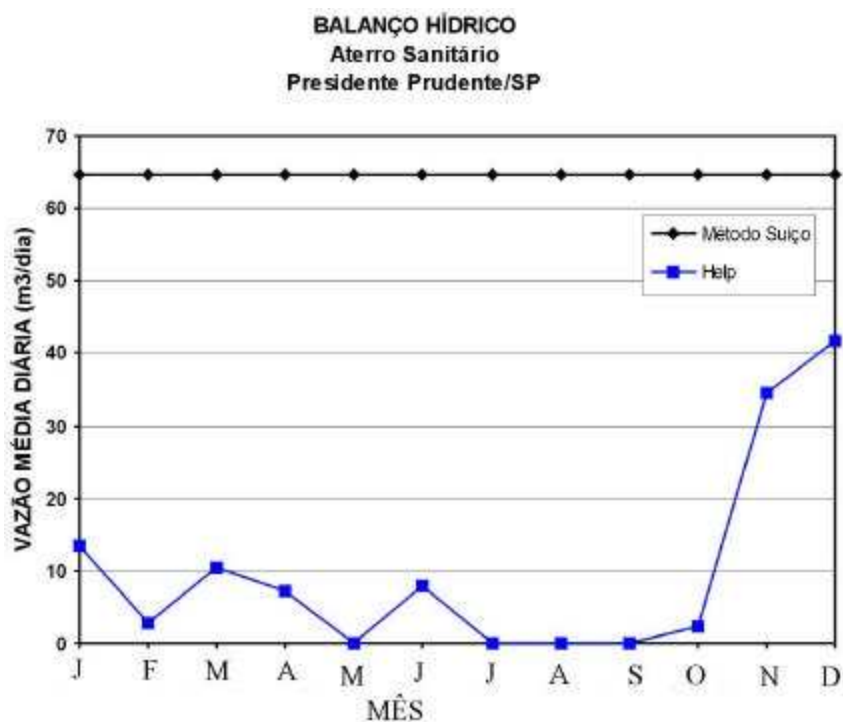


Figura 32 – Vazão média diária mensal estimada pelo Método Suíço e pelo Modelo Help.

O Quadro 24 apresenta a parcela de contribuição de cada componente do balanço hídrico após fechamento do aterro.

Quadro 24 – Balanço hídrico final – Modelo Help

	Precipitação	Esc. Superf.	Evapot.	Percol. cobertura	Armazenamento água
Altura (mm)	1.542,53	287,22	1200,73	51,32	3,26
Volume (m³)	110.402	20.557	85.938	3.673	233
Parcela (%)	100	18,62	77,84	3,33	0,21

Com relação ao comportamento hídrico do aterro, verifica-se, na Figura 33, um aumento significativo da evapotranspiração em detrimento da redução

do escoamento superficial em relação à simulação 1. Isto ocorre devido à existência de uma camada de cobertura final sobre a qual existe uma cobertura vegetal. Assim, cria-se uma resistência natural ao escoamento superficial, como consequência, a velocidade de escoamento sobre o talude diminui e aumenta a quantidade de água armazenada (zona de evaporação) disponível à evapotranspiração.

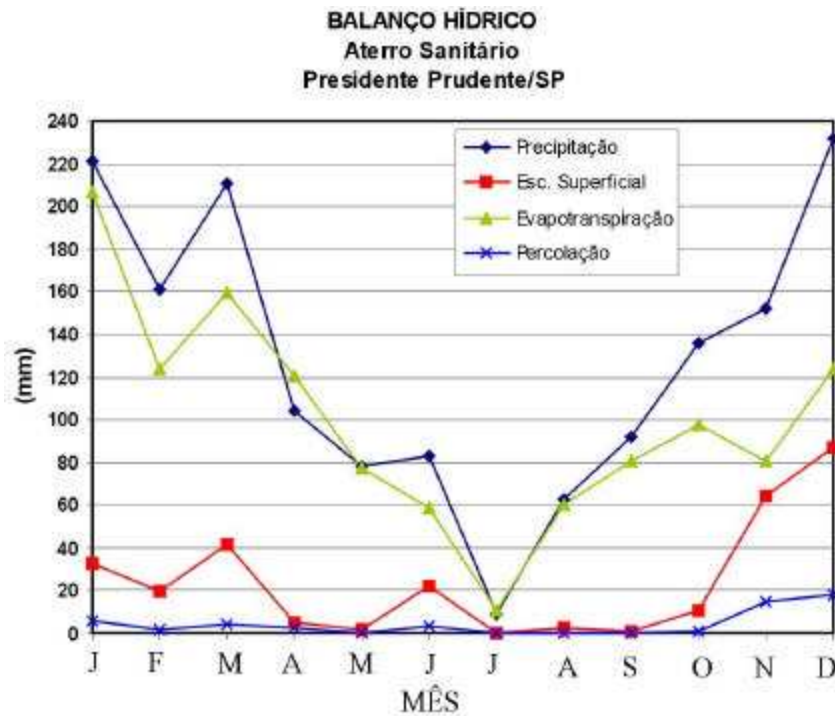


Figura 33 - Balanço hídrico do aterro sanitário após cobertura final.

5.2.2. Análise II – Sistema de cobertura composta (SCC)

Nessa análise estuda-se a influência de se adotar um sistema de coberturas composto (SCC) no aterro de Presidente Prudente. A camada de geossintético é uma membrana de polietileno de alta densidade com 1,5 mm de espessura, que tem a função impermeabilizar a cobertura, minimizando a infiltração da água para a camada subjacente (camada barreira).

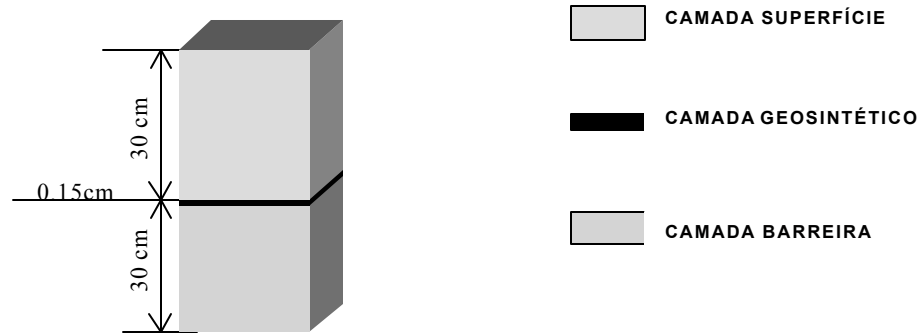


Figura 34 – Perfil esquemático do sistema de cobertura SCC.

Ressalta-se que, com a colocação de uma geomembrana no sistema de cobertura faz-se necessária a utilização de uma camada de drenagem para proteger a geomembrana de danos durante a colocação da camada superficial, e evitar que a interface da camada superficial com a geomembrana fique saturada. Em geral, o ângulo de atrito da interface de um solo bem graduado com a membrana sintética diminui devido à saturação desse solo. Uma diminuição neste ângulo de atrito pode resultar em condições de instabilidade da camada de solo ou aumento da erosão.

- **Resultados**

O Quadro 25 apresenta os resultados das simulações realizadas com o programa HELP, onde se estima a quantidade de líquidos percolados através dos sistemas de cobertura SC e SCC. Neste, verifica-se que entre as condições de instalação “boa” e “perfeita” existe uma diferença pequena de volume médio de percolado que aumenta substancialmente nas condições de instalação “pobre” e, principalmente na “pior”. Essa variação acontece pelo fato de o Help considerar o fluxo vertical na camada de solo subjacente somente na área abaixo da falha da geomembrana para condições de instalação perfeita. Nas demais condições, além do fluxo vertical, próximo às falhas ocorre um escoamento radial para as áreas subjacentes que não apresentam um contato perfeito, aumentando, desta forma, a área de escoamento. Portanto, quanto mais falhas (furos ou defeitos de instalação) são verificadas, maior será a área

de escoamento, permitindo uma quantidade de água infiltrada maior para a camada de solo subjacente.

Percebe-se que a evapotranspiração não se alterou significativamente com a qualidade de instalação da geomembrana (Figura 35). Entretanto, a divisão da precipitação entre escoamento superficial e infiltração alterou-se ligeiramente. Na condição de instalação pior, o escoamento superficial diminuiu um pouco, em função do aumento da quantidade de água percolada pela geomembrana e da diminuição da espessura da camada barreira (Figura 36).

Na comparação do comportamento hídrico entre os sistemas SC e SCC que representa a pior situação da qualidade de instalação da geomembrana no campo, verifica-se que a colocação da geomembrana sob estas condições apresenta praticamente o mesmo volume de percolado, o que, evidentemente, inviabilizaria o seu uso. Tal situação ocorreu devido a dois fatores: primeiro, devido à diminuição da espessura da camada barreira/protetora; e segundo, devido ao aumento da infiltração mencionado anteriormente.

Quadro 25 – Resultados do líquido percolado através dos sistemas de cobertura SC e SCC

		SISTEMA DE COBERTURA				
		SCC				
		QUALIDADE DE INSTALAÇÃO (QI) DA GEOMEMBRANA				
		PERFEITA	BOA	POBRE	PIOR	
		DENSIDADE DE BURACOS (DB) POR HECTARE				
		01	01	01	01	
MÊS	PRECIP (mm)	VOLUME MÉDIO DE PERCOLADO ACUMULADO x 100 (m ³)				
JAN	221,23	9,826836	0	0,009304	0,164616	9,783892
FEV	161,03	12,61099	0	0,011452	0,522476	12,5752
MAR	210,73	18,85922	0	0,016462	0,612656	18,98805
ABR	104,2	22,38772	0	0,018609	0,654168	22,51655
MAI	78,1	23,78338	0	0,019324	0,663115	23,91221
JUN	82,97	27,26177	0	0,022187	0,719656	27,3906
JUL	9,3	27,26177	0	0,022187	0,719656	27,3906
AGO	62,87	27,99539	0	0,022187	0,722519	28,1278
SET	92,33	28,36041	0	0,022187	0,723235	28,49281
OUT	135,83	31,81733	0	0,024334	0,765463	31,9068
NOV	152,17	44,50705	0	0,037217	0,994493	44,58936
DEZ	231,77	59,26519	0	0,052248	1,270045	59,28309

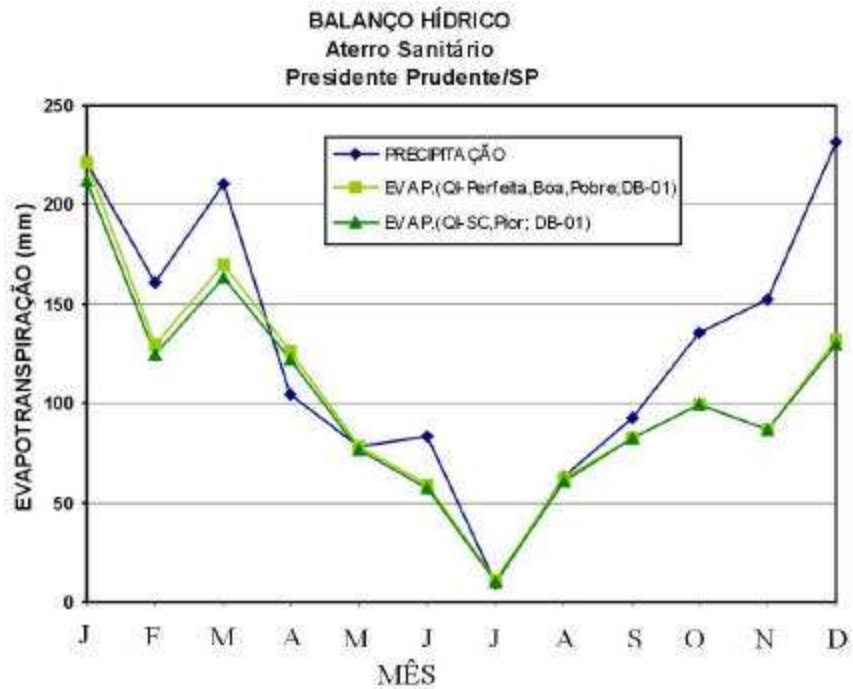


Figura 35 – Evapotranspiração média mensal.

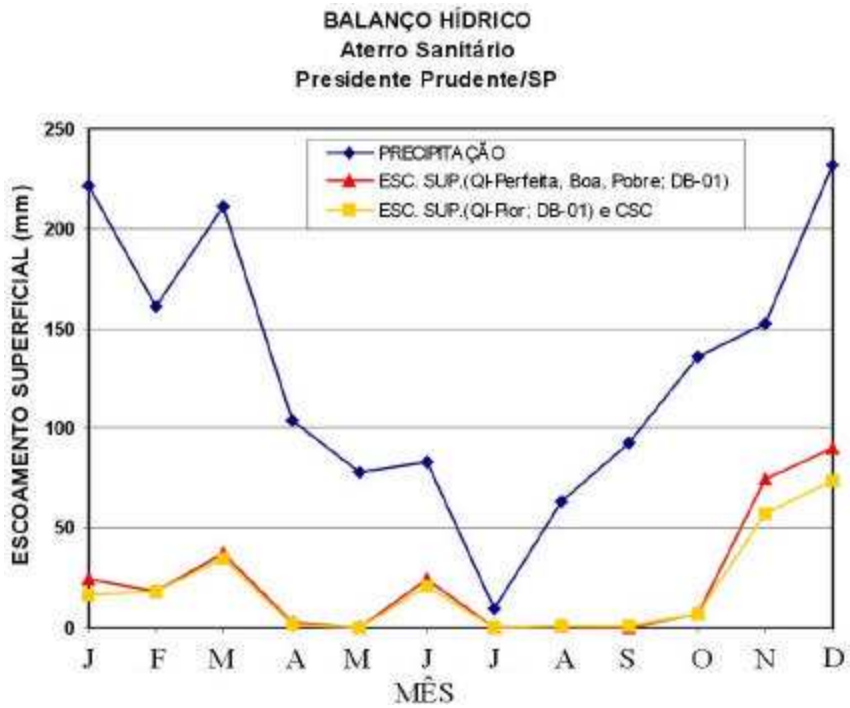


Figura 36 – Escoamento superficial médio mensal.

Relata-se que uma simulação com a colocação de uma rede de drenagem de 0,5 cm de espessura e permeabilidade de $1,0 \times 10^{-1}$ cm/s sobre a geomembrana (Figura 37) foi realizada. Os resultados obtidos mostraram que este perfil é eficiente, na medida que não houve percolação pelo sistema de cobertura nas várias situações de qualidade de instalação, exceto na condição de “pior” instalação, onde ocorreu percolação pelo sistema de cobertura, como pode ser visto na Figura 38, na qual percebe-se que a camada drenante reduziu o volume percolado para aproximadamente a metade do valor obtido na situação anterior.

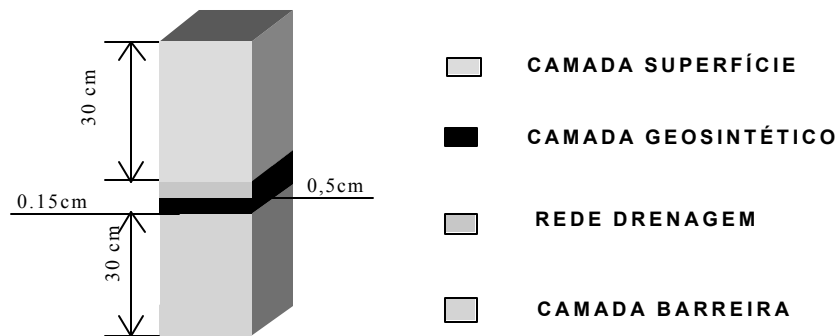


Figura 37 – Sistema de cobertura drenante.

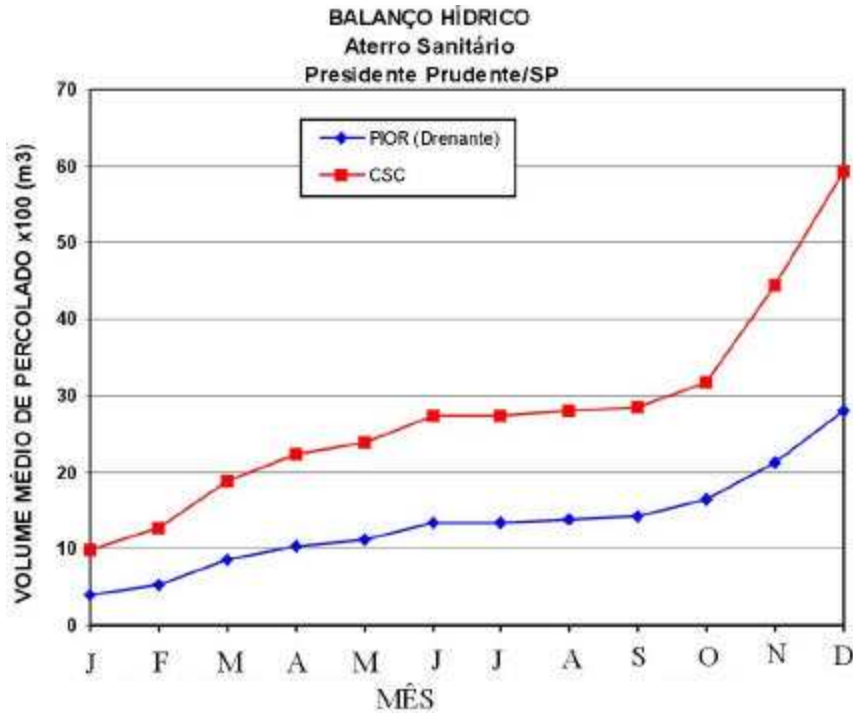


Figura 38 – Relação de volume médio de percolado entre os sistemas de cobertura: drenante (pior situação) e CSC.

5.2.3 - Análise III – Influência da deteriorização da camada de cobertura

Macroporos aparecem nas camadas de solo compactados dos sistemas de cobertura devido à vários mecanismos, incluindo fissuras ou rachaduras por ressecamento, recalques diferenciais, compactação inadequada, etc., uniformemente distribuídas pela camada.

Conforme salienta MILLER e MISHRA (1989), as rachaduras por ressecagem formam canais verticais que podem atravessar toda a camada compactada, e eventualmente dividir a camada de argila compactada, inicialmente homogênea, em muitos blocos de argila menores. Estes blocos estão completamente isolados por meio de rachaduras e podem ser removidos da camada de argila com pequenos esforços. Nestas condições, a camada de argila contém canais em todo seu perfil, reduzindo a densidade efetiva da camada significativamente, além de permitir a penetração de uma porção considerável de água do escoamento superficial para o fundo da camada.

O fato de ser quase inevitável o aparecimento de fissuras ou rachaduras nos sistemas de cobertura de aterros sanitários, faz com que esta camada, inicialmente projetada para restringir o fluxo da água para o interior do aterro (camada barreira), possa não funcionar adequadamente deixando de evitar o aumento da quantidade de água infiltrada. Portanto, esta situação deve ser considerada em uma análise do comportamento hídrico de aterros sanitários, pois pode influenciar sobremaneira no volume de líquidos percolados.

Neste sentido, com a análise III buscou-se avaliar estas características físicas das camadas responsáveis pela restrição ao fluxo de água.

Com base no sistema de cobertura adotado para o aterro sanitário de Presidente Prudente (Ver Figura 34), foram realizadas duas simulações. Na simulação 01, a camada de 60cm do sistema de cobertura foi definida como uma camada barreira linear de solo que apresenta o escoamento em condições hidráulicas saturadas; enquanto que na simulação 02, esta mesma camada foi considerada como uma camada de percolação vertical. Em ambas análises, a camada superficial de 30cm do sistema de cobertura bem como o lixo, foram definidas como camadas de percolação vertical, para as quais o modelo assume que prevalecem condições hidráulicas não saturadas.

- **Resultados**

A Figura 39 apresenta a evolução dos diversos componentes do balanço hídrico do aterro sanitário após o seu fechamento, para a situação correspondente à simulação 01. Nota-se que houve um aumento da parcela de contribuição da precipitação destinada ao escoamento superficial, como mostra 9. Este comportamento ocorre porque a segunda camada, especificada como uma camada de barreira linear de solo, torna-se uma barreira natural à infiltração de água no aterro. Conseqüentemente, a carga hidráulica no seu topo aumenta, favorecendo o aumento do escoamento superficial durante os períodos de chuva.

A Figura 39 apresenta a mesma evolução dos diversos componentes do balanço hídrico do aterro sanitário após o seu fechamento, para a simulação 02. Neste caso, a maior parcela da precipitação infiltra através do sistema de

cobertura, como é verificado no Quadro 26. Observa-se que todos os componentes do balanço hídrico foram influenciados, principalmente o escoamento superficial que diminuiu substancialmente, tomando-se, inclusive, inferior à evapotranspiração. Isto ocorreu devido à segunda camada permitir um maior fluxo de água sob condições de escoamento não saturado, mesmo considerando-se uma permeabilidade baixa ($7,7 \times 10^{-7}$ cm/s).

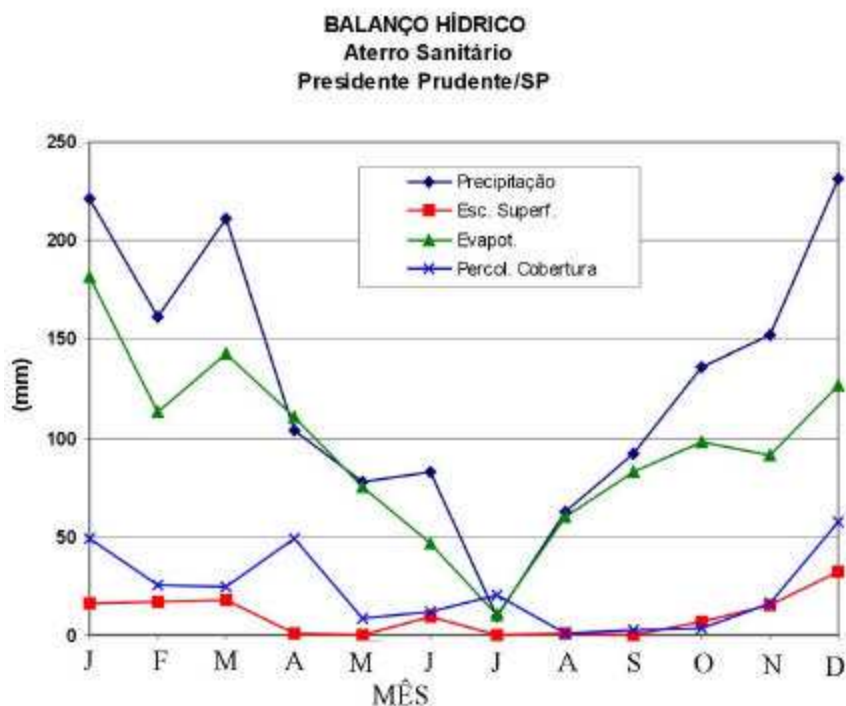


Figura 39 – Balanço hídrico – simulação 02.

Quadro 26 – Balanço Hídrico – Simulação 2

Aterro sanitário de Juiz de Fora - MG				
	Precipitação	Esc. Superficial	Evapot.	Perc. cobertura
Altura (mm)	1.542,53	116.105	1139.66	259.78
Volume (m ³)	110.402	8309.87	81567.75	18593
Parcela %	100	7.53	73.90	16.84

Na Figura 40 apresenta-se a produção de líquidos percolados durante o período da simulação para as duas análises. Na primeira (simulação 1), o volume acumulado gerado de 5.926 m³ proporcionou uma vazão média diária de 16,23 m³/dia, enquanto que, na segunda (simulação 2), o volume acumulado gerado foi de 19.237 m³ para uma vazão média diária de 52,70 m³/dia. Portanto, um aumento substancial da vazão a ser drenada.

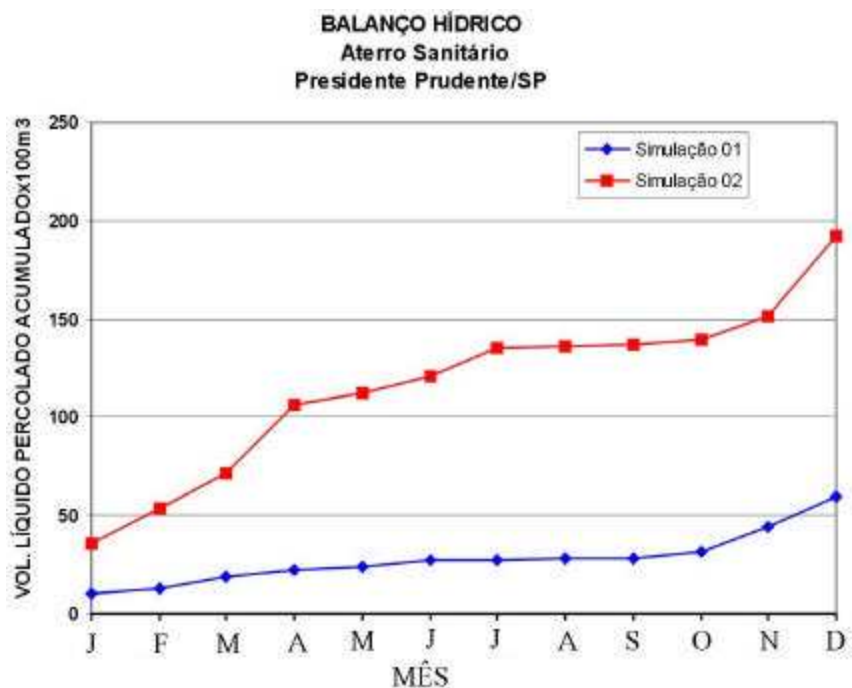


Figura 40 – Produção de chorume - simulações 01 e 02.

A Figura 41 mostra o volume de líquido percolado pelo sistema de impermeabilização da base para as duas simulações. Na simulação 1 o volume acumulado médio anual foi de 26,14 m³ que gerou um volume médio diário de 0,024 m³/dia. Na simulação 2, o volume acumulado foi de 35,94 m³ com um volume médio diário de 0,033 m³/dia. Nota-se um aumento aproximado de 28% na vazão média diária de líquidos percolados na comparação das duas situações. Portanto, comprova-se que, na prática, o estado físico em que se encontra o sistema de cobertura influencia sobremaneira no balanço hídrico de um aterro sanitário e pode, de uma certa forma, impactar o meio ambiente,

mesmo quando medidas de proteção ambiental são tomadas, como é o caso do sistema de impermeabilização da base.

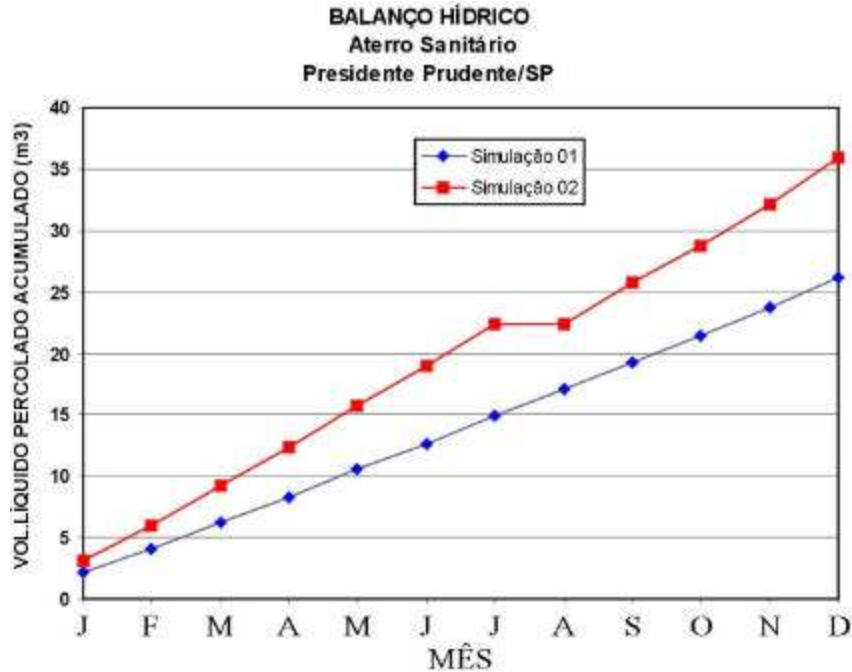


Figura 41 – Volume acumulado de líquidos percolados pela base após fechamento - Simulações 01 e 02.

5.2.4. Análise IV – Influência da capacidade de campo do lixo

A capacidade de absorção de água do lixo é, entre as propriedades do balanço hídrico, uma das mais difíceis de definir ou estimar. Como mencionado no item 2.4.2.3, isto verifica-se em consequência da dificuldade de realização de testes em laboratório com o lixo.

Vários autores buscaram, através de testes experimentais e pesquisas constantes, definir a capacidade de campo do lixo objetivando estudos do comportamento hídrico do mesmo. Neste sentido, uma das formas de estimar a capacidade de campo do lixo é a aplicação da expressão desenvolvida por Fungaroli e Steiner (1979) citado por MCBEAN (1995), relacionando-a com o peso específico do lixo em kN/m^3 :

$$\theta_{cc} = 21,7 \ln \gamma_l - 5,4 \quad (59)$$

O peso específico do lixo depende de vários fatores que podem ser incluídos: a composição do lixo; o método de disposição; o envelhecimento do lixo; a profundidade; o teor de umidade e, principalmente, o grau de compactação deste lixo durante a fase da formação das células.

KNOCHENMUS et al. (1998) constatou, através de vários estudos realizados, que o peso específico do lixo varia de 3,0 kN/m³ para resíduos não compactados ou pouco compactados a 14,0 kN/m³ para resíduos com alto grau de compactação, com a média variando na ordem de 9,0 kN/m³ a 12,0 kN/m³. Outros autores comprovam esta média, como pode ser visto a seguir:

Quadro 27 - Peso específico do lixo

Autor	Peso Específico (kN/m³)	Observação:
Watt e Charls (1990)	5,9	2,0 m – 21 ton
	6,3	0,6 m
	8,0	C/ cobertura
Fasset et al. (1994)	3,0 a 9,0	Mal compactado
	5,0 a 8,0	Médio
	9,0 a 10,0	bem
Van Impe (1993, 1994)	5,0 a 10,0	-

Fonte: MCBEAN, 1995

Baseado na composição gravimétrica e a forma em que se apresenta o armazenamento, transporte e disposição dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, o peso específico do lixo varia de 1,5 a 2,0 kN/m³ nos locais de coleta, de 4,0 a 6,0 kN/m³ no transporte e, no aterro sanitário habitualmente adota-se 7,0 kN/m³. Ressalta-se que, com emprego de compactadores especiais ou tratores de esteira com lâmina, pode-se alcançar valores de até 14,0 kN/m³ com o aumento do número de passadas do equipamento.

A análise IV buscou avaliar até que ponto a variação da capacidade de campo do lixo influenciaria no volume de líquidos percolados gerado no aterro sanitário. A partir disso, ter-se-ia condições de justificar maiores cuidados, durante a fase de operação do aterro sanitário, com relação à compactação do lixo através do emprego de equipamentos adequados, como mencionado anteriormente.

Para efeito de cálculo das análises, adotar-se-ão os valores de peso específico extremos $3,0 \text{ kN/m}^3$ e 14 kN/m^3 além de $7,0 \text{ kN/m}^3$ considerados os valores médios do peso específico do lixo aterrado no Brasil, como forma de verificar a sensibilidade do Help na variação deste parâmetro. Assim, os valores de capacidade de campo do lixo nos aterros sanitários com a aplicação da expressão de Fungaroli e Steiner são apresentados a seguir.

Quadro 28 – Valores de capacidade de campo calculados

$\gamma_t \text{ (kN/m}^3\text{)}$	θ_{cc}	
3,0	0,184	CC ₁
7,0	0,368	CC ₂
14,0	0,519	CC ₃

• Resultados

A Figura 42 apresenta os resultados obtidos com as simulações considerando os parâmetros de capacidade de campo (CC_{1,2,3}) acima definidos. Observa-se que não houve variação nos componentes do balanço hídrico do aterro, uma vez que os parâmetros do sistema de cobertura não variou. Em contrapartida, a variação da capacidade de campo do lixo influenciou o volume de líquidos percolados do aterro, como pode ser visto na Figura 43.

BALANÇO HÍDRICO
Aterro Sanitário
Presidente Prudente/SP

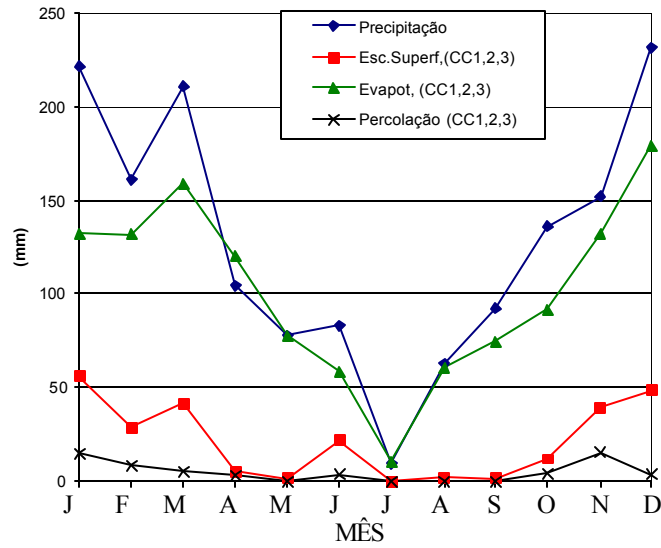


Figura 42 – Balanço hídrico final.

BALANÇO HÍDRICO
Aterro Sanitário
Presidente Prudente/SP

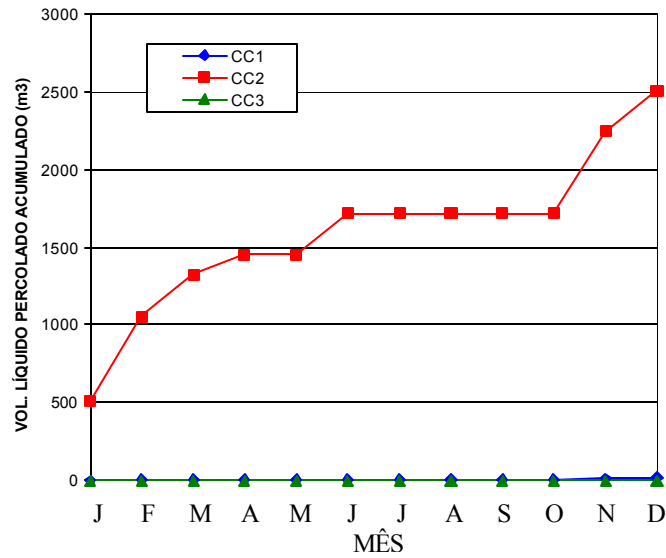


Figura 43 – Volume médio líquido percolados.

A diferença encontrada no volume de líquidos percolado é função da umidade inicial estabelecida pelo HELP, conforme mostra o Quadro 29. Verifica-se que para a primeira condição, o lixo encontra mais seco e, conseqüentemente, absorveu uma maior quantidade de água que na segunda condição.

Quadro 29 – Umidade volumétrica

CONDIÇÃO	θ_{INICIAL}	θ_{FINAL}	ARMAZENAMENTO DE ÁGUA (mm)
1	0,163	0,1934	31.366
2	0,3678	0,3678	-3.441

Ressalta-se que foi realizada outra simulação em que o valor da umidade inicial foi fornecido. Com base no valor da umidade volumétrica inicial média para o lixo doméstico foi de 0,160. Os resultados mostraram que não houve geração de líquidos percolados, uma vez que a quantidade de chuva precipitada sobre a área do aterro não foi suficiente, em quantidade, para que a profundidade de penetração da chuva atravessasse toda a altura da camada de lixo. Este fato ocorre sob condições estabelecidas de capacidade de campo do lixo em que os elementos constituintes do lixo absorvem toda a água de chuva infiltrada na massa de lixo, para esse caso particular.

Desta forma, a parcela de contribuição de cada elemento constituinte do balanço hídrico durante o período de simulação realizado pelo Help é o seguinte:

Quadro 30 – Balanço hídrico final

	Média Anual total p/ o período de simulação				
	Precipitação	Esc. Superf.	Evapot.	Percol. cobertura	Armazenamento água no perfil
Altura (mm)	1.542,53	230,15	1226,63	65,86	85,70
Volume (m ³)	110.402,0	16.472,3	87.792,4	4.713,7	6133,7
Parcela (%)	100	14,92	79,52	4,27	5,56

Observa-se que a parcela percolada pela cobertura não é o suficiente para que a frente de molhamento avance por toda a profundidade da camada de lixo antes que seja toda absorvida pela massa de lixo. Esta lâmina, na realidade, equivale à uma profundidade, dentro da camada de lixo, em relação a cada capacidade de campo considerada, de:

$$65,86 = (0,184 - 0,160).Z \text{ ou } Z \cong 2744,17 \text{ mm} = 2,74 \text{ m}$$

$$65,86 = (0,368 - 0,160).Z \text{ ou } Z \cong 316,63 \text{ mm} = 0,3 \text{ m}$$

$$65,86 = (0,519 - 0,160).Z \text{ ou } Z \cong 183,45 \text{ mm} = 0,18 \text{ m}$$

Portanto, o parâmetro capacidade de campo é de fundamental importância na análise do comportamento hídrico, haja visto, que interfere substancialmente na quantidade de líquidos percolados nos aterros sanitários. Assim, o emprego de equipamentos adequados que proporcione uma melhor compactação do lixo disposto e a forma de operacionalização racional do aterro que garanta essas condições de execução devem ser implementadas como garantia de aumento do peso específico da massa de lixo compactada e, conseqüentemente, o aumento da capacidade da camada de lixo em absorver uma maior volume de água infiltrada.

6 . RESUMO, CONCLUSÕES

6.1. Resumo

Neste trabalho fez-se, inicialmente, uma revisão de literatura sobre a quantificação dos líquidos percolados nos aterros sanitários, os modelos de balanço hídrico mais comumente utilizados e os sistemas de impermeabilização de base e cobertura atualmente empregados no mundo.

Em seguida, foram descritos os principais modelos computacionais baseados no método de balanço hídrico aplicados na verificação do comportamento hídrico de aterros sanitários, dando-se ênfase ao modelo Help, amplamente empregado nos EUA e nesta tese.

Na etapa seguinte, fazendo-se uso do modelo Help e de dados do projeto do aterro sanitário da cidade de Presidente Prudente, São Paulo, foram feitas as seguintes análises:

- a análise 01 determinou a geração de líquidos percolados no aterro sanitário de Presidente Prudente, durante o período de execução e após o seu fechamento;
- a análise 02 baseou-se na verificação da eficiência do sistema de cobertura final adotado no aterro, em relação a um outro sistema composto com uma geomembrana, em função da qualidade de instalação da mesma;

- a análise 03 avaliou as características das camadas responsáveis pela restrição ao fluxo de água na cobertura final; e
- a análise 04 buscou avaliar a influência da capacidade de campo do lixo acondicionado, na quantidade de líquidos percolados gerados no aterro sanitário.

6.2. Conclusões

Considerando todas as etapas de desenvolvimento deste trabalho conclui-se que:

- **Em relação ao Modelo Help**
 - o modelo Help teve um desempenho satisfatório, haja visto que simulou a contento o comportamento hídrico do aterro em estudo nas várias análises a que foi submetido, nas quais as tendências sazonais foram consideradas, apesar da complexidade dos sistemas hidrológicos;
 - a aplicação do modelo é facilitada pela menor quantidade de dados de entrada requeridos, pela rapidez na obtenção dos resultados e pela opção de entrada manual pelo usuário, de dados relacionados aos parâmetros geotécnicos, geométricos e hidrológicos do aterro em estudo, o que favorece a simulação das condições reais destes parâmetros determinados em laboratório e/ou “in loco”. Desta forma, tem-se a garantia de adequação do modelo com as condições climáticas, hidrológicas e geotécnicas brasileiras;
 - o modelo considera constante e independente das variações climáticas durante todo o período de simulação, os parâmetros que diferem o comportamento do solo. Apesar desta limitação, os resultados encontrados pelo modelo têm uma confiabilidade maior que os métodos empíricos apresentados, pois o Help considera vários parâmetros referentes às características geométricas, geotécnicas e hidrológicas do aterro em estudo;

- dois fatores contribuem para superestimar o valor de percolação calculada pelo Help: (1) a subestimação do escoamento superficial em função das características da camada superficial e da cobertura vegetal, e (2) a consideração de gradiente vertical unitário nas camadas não saturadas; e
- a subestimação do escoamento superficial é caracterizada, na prática, pelas condições em que o Help considera o fenômeno da precipitação. No modelo, a intensidade de chuva é constante durante as 24 horas do dia em que ocorreu. Esta suposição efetivamente decresce a intensidade da chuva porque a situação mais freqüente é chuva de intensidade de curta duração. O resultado desta suposição acarreta numa maior infiltração em detrimento da redução do escoamento superficial. Desta forma, os valores de SCS para dados diários tenderiam a subestimar o escoamento superficial e superestimar a quantidade de líquidos infiltrados para o interior do aterro;

- **Em relação à análise 01**

comprovou-se a diferença da vazão de líquidos percolados a ser drenada antes e após cobertura, com tendência de queda na quantidade de líquidos e variação no comportamento dos diversos elementos do balanço hídrico após implantação da cobertura final.

- **Em relação à análise 02**

os resultados comprovam o melhor desempenho do sistema de cobertura com o uso de uma geomembrana de alta densidade. Verificou-se que a qualidade de instalação da geomembrana tem efeito significativo. Para geomembranas instaladas adequadamente, o desempenho do sistema de cobertura em função do volume de percolados apresenta-se bastante eficiente. Em outras palavras, o volume de percolados diminui sensivelmente. Comprovou-se que a evapotranspiração e a divisão da precipitação entre escoamento superficial e infiltração não se modificaram em relação ao sistema de cobertura sem a geomembrana. No entanto, para geomembranas mal

instaladas (pior caso do programa Help) o desempenho do sistema de cobertura piorou em relação ao sistema sem geomembrana, o que, obviamente inviabiliza o seu uso.

- **Em relação à análise 03**

os resultados encontrados mostraram, por um lado, que a quantidade de líquidos gerados em um aterro é diretamente proporcional à quantidade de água que infiltra no aterro, e, por outro lado, que esta infiltração é influenciada pelas condições de funcionamento da camada protetora do sistema de cobertura. Ao longo dos anos, esta camada pode se deteriorar e passar a funcionar não mais como uma camada barreira, mas como uma camada de percolação vertical. Esta mudança influencia sobremaneira no volume de líquidos percolados gerado e, conseqüentemente, no dimensionamento das estruturas de drenagem e tratamento destes.

- **Em relação à análise 04:**

verificou-se que a umidade volumétrica inicial das camadas constituintes do perfil de um aterro sanitário é fundamental para a análise do comportamento hídrico. Como é de se esperar, materiais com menores umidades armazenam mais líquido até atingir suas capacidades de campo.

verificou-se, também, que é interessante utilizar equipamentos adequados para uma melhor compactação do lixo e, conseqüentemente, o aumento da sua capacidade para absorver um maior volume de água infiltrada.

6.3. Recomendações

No prosseguimento deste trabalho recomenda-se o estabelecimento de um programa de monitoramento que possibilite:

- determinar as vazões dos líquidos percolados durante e após a operação do aterro sanitário, através da instalação de medidores de

vazão, para verificação da compatibilidade entre os resultados teóricos e de campo, haja visto que o lixo brasileiro apresenta uma quantidade grande de matéria orgânica em torno de 60 % do peso total;

- aumentar as informações climáticas em diversos locais do país com a instalação de instrumentos meteorológicos, no sentido de se estabelecer um banco de dados brasileiro maior e mais confiável; e
- realizar estudos em células experimentais de lixo monitoradas e instrumentadas para obtenção de parâmetros físicos, geotécnicos e hidráulicos, bem como a variação destes parâmetros com o tempo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR-8419184**; apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. São Paulo: 1984. 20 p.
- AZEVEDO, M.A., PEREIRA, C.B., CORRÊA SOBRINHO, N.L. Avaliação do emprego de uma nova metodologia para a caracterização física dos resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1995, Salvador. **Anais...** Bahia: ABES, 1995. p. 125-133.
- BAGCHI, A. **Design, construction, and monitoring of landfill**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 314p.
- BARROS, R.T.V., MÖLLER, L.M. **Limpeza pública - manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995.. Cap. 7, v. 2, p. 198,
- BENVENUTO, C., CUNHA, M.A. Escorregamento em massa de lixo no Aterro Sanitário Bandeirantes em São Paulo - SP. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITOS E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS – REGEO'91, 1991, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABGE, 1991. p. 55-71.
- CAMPBELL, G. A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data. **Soil Sci.**, v. 117, n. 6 , p. 311-314, 1974.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Aterros sanitários**. São Paulo, SP: 1995. 67 P. (Apostila série Atas).

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo, SP: 1985. 89 P. (Apostila série Atas).
- CHOW, V.T. **Handbook of applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1964. 284 p.
- DANIEL, D.E., BOWDERS JÚNIOR., J.J. Waste containment systems by geosynthetics. Environmental geotechnics. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2, 1996, Osaka. **Proceedings...** Japan: Kamon Balkema, 1996. v. 3, p. 1275-1291.
- DE COURSEY, D.G. Runoff, erosion and crop yield simulation for land use management. **Transactions of the ASAE**, v. 23, n. 2, p. 379-385, 1980.
- DOORENBOS, J., PRUITT, W.O. **Guidelines for predicting crop water requirements**. Roma: FAO, 1984. 144p. (FAO – Irrigation and Drainage Paper, 24).
- IRYDA. **Diseño y construction de pequeños embalses**. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion, 1985. 197 p.
- KHIRE, M.V., BENSON, C.H., BOSSCHER, P.J. Water Balance Modeling of Earthen final covers. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 123, n. 8, p 744-754, 1997.
- KHIRE, M.V., BENSON, C.H., BOSSCHER, P.J. Unsaturated hydraulic conductivity and water balance predictions for earthen landfill final covers: Soil Suction Applications in Geotechnical Practice. **Geotechnical Special Publication**, n. 48, ASCE, p 38-57, 1995.
- KHIRE, M.V., BENSON, C.H., BOSSCHER, P.J. Field-scale comparison of capillary and resistive landfill covers in na arid climate. In: ANNUAL AMERICAN GEOPHYSICAL UNION HYDROLOGY DAYS, 14, 1994, Atherton. **Proceedings...** Colorado: Colorado State University, 1994. p 195-209.
- LIMA, L.M.Q. **Lixo – tratamento e biorremediação**. 3. Ed. São Paulo: Hemus, 1995. 265 p.
- LUCIANO, J.S. **Estudo da propagação de contaminates no subsolo do Aterro Sanitário de resíduos sólidos do Jockey Club**. Brasília: Universidade Federal de Brasília, 1998. 87 p. (Estágio supervisionado - Universidade Federal de Brasília, 1998.).

- MACARI, E.J., AZEVEDO, R.F. **Projeto de revestimento impermeáveis.** Saneamento Ambiental, v. 7, n. 46, p. 35-39, 1997.
- MANASSERO, M., VAN IMPE, W.F., BOUAZZA, A. Waster disposal and containment. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2, 1996, Osaka. **Proceedings...** Osaka: Masashikamon, Kyoto University, 1996. v. 3, p 1425-1474.
- MARTINS JÚNIOR, D. **Avaliação de um modelo de simulação de lâmina e vazão máximas de escoamento superficial.** Viçosa: UFV, 1997. 153 p. Dissertação (Mestrado em Solos) - Universidade Federal de Viçosa, 1997.
- MCBEAN, Edward A., ROVERS, Frank A., FARQUHAR, Grahame J. **Solid waster landfill engeneering and design** New Jersey: Pretice-Hall, 1995. 521p.
- MILLER, C. J., MISHRA, M. Discussion of "Field verification of HELP model for landfill" by Peyton and Schroedder (1988). **J. Environ. Eng. Div.**, v. 115, n. 4, p 882-884, 1989.
- OJIMA, M.K., HAMADA, J. Aterro sanitário: análise técnico-econômica para implantação e operação. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE DESTINAÇÃO DO LIXO, 1, 1994, Salvador. **Anais...** Bahia: Conder, 1994. p. 214-247.
- OLIVEIRA, F.J.P. Características geotécnicas de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE DESTINAÇÃO DO LIXO, 1, 1994, Salvador. **Anais...** Bahia: Conder, 1994. p. 106-141.
- OLIVEIRA, F.J.P. Monitoramento ambiental para operação de aterros sanitários. **Saneamento Ambiental**, v. 7, n. 46, p. 40-41, 1997.
- OMETTO, J.C. **Bioclimatologia vegetal.** São Paulo: Acronômica Ceres, 1981, 440 p.
- PENMAN, H. **Vegetation and hydrology.** England: Commonwealth Bureau of Soils, 1963, 5 p. (Tech. Comment No 53).
- PEREIRA NETO, J.T. Lixo urbano no Brasil: descaso, poluição irreversível e mortalidade infantil. **Ação Ambiental**, v. 1, n. 1, p. 8-11, 1998.
- PRUITT, W. O., DOORENBOS, J. Back ground and development of methods to predict reference crop evapotranspirations (Eto). In: FAO. Crop water Requirements. Roma: Editora, 1977. p. 108-119. (FAO – Irrigation and Drainage Paper, 24).
- PRUSKI, F.F. **Análises de precipitação extremas e de escoamento superficial para áreas agrícolas da região Oeste do Paraná.** Viçosa:

- UFV, 1990. 163 p. Dissertação (Mestrado em Solos) - Universidade Federal de Viçosa, 1990.
- RITCHIE, J. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. **Water Resour. Res.**, v.8, n.5, p. 1204-1212, 1972.
- SANTOS, P.C.V. **Estudo da contaminação de água subterrânea por percolado de aterro de resíduos sólidos – caso Jockey Club, DF.** Brasília: UnB, 1996. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Brasília, 1996.
- SHACKELFORD, C.D. Modeling and analysis in environmental geotechnics: Na overview of practical applications. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2, 1996, Osaka. **Proceedings...** Osaka: Masashikamon, Kyoto University, 1996. v. 3, p 1375-1404.
- SHROEDER , P., LLOYD, C., ZAPPI, P. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model, user's guide for version 3.0, U.S.** Cincinnati, Ohio: Envir. Protection agency, 1994. 116 p.
- SORIANO, B.M.A. **Estudo comparativo de diferentes métodos de estimativa de evapotranspiração de referência para a sub-região do Pantanal da Nhecolândia – MS.** Viçosa: UFV, 1991. 86 p. Dissertação (Mestrado em Solos) - Universidade Federal de Viçosa, 1991.
- SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1995. v. 1, p. 66.
- TOSTES, J.R.P. **Balanço Hídrico regional, utilizando-se o Modelo da relação complementar, em duas localidades de Minas Gerais.** Viçosa: UFV, 1993. 153 p. Dissertação (Mestrado em Solos) - Universidade Federal de Viçosa, 1993.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. The hydrologic evaluation of landfill performance (Help) model. **Engineering documentation for version 3.** Cincinnati, Ohio: 1994. 105 p.
- VILA NOVA, N.A., REICHARDT, K. Evaporação e evapotranspiração. In: RAMOS, F., OCCHIPINTI, A.G., MAGALHÃES, P.C., CLEARY, K.W. **Eng^a hidrológica.** Rio de Janeiro: Editora da UFRJ, 1989. p. 145-197. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos).
- WILKEN, P.S. **Engenharia de drenagem superficial.** São Paulo: CETESB, 1978. 487p.

