



VI-223 - AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE DERIVADOS DE PETRÓLEO NA ZONA NÃO SATURADA DO SOLO EM CENÁRIOS DE DERRAMAMENTOS ACIDENTAIS DE BACIAS DE CONTENÇÃO DE TERMINAIS DE ARMAZENAMENTO

Aloisio de Jesus Souza⁽¹⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Santa Catarina (EQA/UFSC). Mestrando em Engenharia Ambiental do Departamento de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (PPGEA/UFSC).

Carlos José de Amorim Jr⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (ENS/UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental pelo Departamento de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (PPGEA/UFSC).

Jorge Ibirajara E. Coelho⁽²⁾

Gerente de Meio Ambiente - TRANSPETRO. Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Henry Xavier Corseuil⁽¹⁾

Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Michigan, EUA.

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Laboratório de Remediação de Solos e Águas Subterrâneas – REMAS, Campus Universitário, Trindade, Florianópolis / SC. CEP 88040-970. Caixa Postal 476. Tel.: (48) 3721-7569.

Home page: <http://www.remas.ufsc.br>. **E-mail:** corseuil@ens.ufsc.br

Endereço⁽²⁾: TRANSPETRO/SMS-DT, Av. Presidente Vargas, nº 328 – 9º andar. Rio de Janeiro / RJ. CEP: 20091-060.

RESUMO

No gerenciamento ambiental de áreas com alto potencial de contaminação, o uso da modelagem do transporte de contaminantes no ambiente como ferramenta para a avaliação da extensão em potencial da contaminação em caso de acidentes ambientais é essencial para auxiliar nas tomadas de decisões. O objetivo deste trabalho é avaliar a modelagem da infiltração de derivados de petróleo na zona não-saturada do solo em cenários de derramamentos acidentais em bacias de contenção de terminais de armazenamento, utilizando o modelo HSSM - *Hydrocarbon Spill Screening Model*. Dentre as várias considerações implementadas pelo modelo, este utilizada o coeficiente de permeabilidade saturado relativo à água (K_{ws}) e valores de viscosidade (μ) e densidade (ρ) da água (w) e do produto (p) simulado para estimar o valor do coeficiente de permeabilidade saturado do solo ao produto (K_{ps}), através da equação $K_{ps} = K_{ws} \left(\frac{\mu_w}{\mu_p} \right) \left(\frac{\rho_p}{\rho_w} \right)$ (NUTTING, 1930). Com

base em dados de caracterização granulométrica e dos coeficientes de permeabilidade ao produto armazenado e à água, obtidos para solos com diferentes classificações texturais de duas bacias de contenção (1 e 2), foram realizadas simulações para avaliar as diferenças obtidas no perfil de infiltração dos produtos utilizando valores de coeficiente de permeabilidade aos produtos obtidos experimentalmente ($K_{ps,Exp}$) e estimados ($K_{ps, Estimado}$ p/ HSSM). Os produtos simulados foram a gasolina, para o caso da bacia de contenção 1, e o óleo diesel, para o caso da bacia de contenção 2. Os resultados mostraram que para os casos de solos argilosos as frentes de migração dos contaminantes alcançaram maiores profundidades quando utilizados os valores experimentais de K_{ps} , uma diferença de quase duas ordens de grandeza entre a curva simulada a partir do uso de $K_{ps, Estimado}$ p/ HSSM. Estas diferenças indicam que a utilização desta equação pelo modelo HSSM, subestima o alcance do contaminante em cenários que apresentem solos com alto teor de argila. Estes resultados refletem a limitação do uso do modelo HSSM como modelo de projeção para cenários que apresentem perfis de solos argilosos, e a necessidade de testes específicos de caracterização do solo para aos produtos que possivelmente venham entrar contato.

PALAVRAS-CHAVE: derivados de petróleo, zona não saturada, bacia de contenção, infiltração, HSSM



INTRODUÇÃO

Acidentes ambientais envolvendo o rompimento de tanques de armazenamento de derivados de petróleo, oleodutos, ou outros quaisquer eventos que liberem estes líquidos no meio ambiente, introduzem fatores potenciais de risco à região circunvizinha. Os derivados de petróleo são imiscíveis à água e apresentam densidade menor que a mesma, sendo chamados de líquidos leves de fase não-aquosa (LNAPLs, do inglês *Light Nonaqueous Phase Liquids*). Os LNAPLs são fontes comuns de hidrocarbonetos para as fases água, vapor e solo, com todas as fases apresentando riscos potenciais à saúde, recursos naturais e meio ambiente. Geralmente as rotas de transporte de compostos químicos (i.e, fatores de risco) potencialmente associadas com a liberação de LNAPLs no meio ambiente incluem: (1) Volatilização de compostos a partir do NAPL na zona vadosa e migração para cima dos vapores resultantes até a superfície; (2) Impactos à água subterrânea a partir da dissolução de compostos do LNAPL na zona vadosa (lixiviado); (3) Movimento lateral do LNAPL na região do nível da água subterrânea; (4) Volatilização dos compostos a partir da lente de LNAPL na região do nível da água subterrânea e migração para cima dos vapores resultantes; (5) Dissolução e transporte dos constituintes solúveis do LNAPL pelo movimento da água através e abaixo da lente de LNAPL; (6) Volatilização potencial e migração para cima de vapores diretamente a partir da fase dissolvida na pluma da água subterrânea (API, 2005).

Levantamento realizado pelo Ministério da Saúde revelou que no país existem cerca de 15 mil áreas com contaminação em solo e/ou água e que aproximadamente 1,3 milhões de habitantes estão expostos diretamente nestas regiões. Cabe salientar que estes dados não incluem áreas potencialmente contaminadas. As atividades petroquímicas, de extração mineral, siderúrgicas, fábricas e galpões de agrotóxicos foram listadas como principais causadoras de contaminação (ANA, 2005). Segundo dados da Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a primeira lista de áreas contaminadas divulgada em maio de 2002, registrava a existência de 255 áreas contaminadas no Estado de São Paulo. Após 6 anos de atualizações, em novembro de 2008, o número de áreas contaminadas totalizava 2.514 (CETESB, 2008). Em 2004, 69% do total de áreas contaminadas registradas no Estado de São Paulo haviam sido causadas por postos de combustíveis (CETESB, 2004).

Com este crescente e elevado número de áreas impactadas, e os altos custos de remediação destas áreas, surge a necessidade de se desenvolver mecanismos de proteção e prevenção de solos e águas subterrâneas que apresentem grande potencial de contaminação. Para o caso das bacias de contenção de terminais de armazenamento de derivados de petróleo, foram adotadas normas para conter a migração dos contaminantes em caso de acidentes envolvendo o rompimento dos tanques, onde se especifica limites máximos de permeabilidade para o solo. Segundo a norma brasileira ANBT-NBR17505-2/2006, o coeficiente de permeabilidade de solos de bacias de contenção para tanques estacionários deve apresentar valor inferior a 10^{-6} cm/s relativo à água, e nos casos em que as bacias de contenção possuam canaletas de drenagem com área da seção transversal superior a 900 cm^2 , a norma admite o valor máximo de 10^{-4} cm/s para o coeficiente de permeabilidade referenciado à água a 20°C (ABN, 2006).

Além de mecanismos de contenção à propagação da contaminação, caso ela ocorra, ferramentas para a avaliação da extensão desta contaminação são necessárias e podem auxiliar nas tomadas de decisão sobre as ações mitigadoras a serem implementadas. Uma alternativa a estas ferramentas são os modelos de projeção (do tipo *screening*), os quais podem ser usados para estimar os impactos da contaminação, dadas suas considerações. Os modelos de projeção requerem com frequência poucas informações, são baseados em uma interpretação simplificada da hidrogeologia, incluindo geralmente a consideração de escoamento uniforme do aquífero em uma direção específica e condições homogêneas para os outros parâmetros pertinentes ao sistema a ser investigado, usam soluções analíticas ou semi-analíticas para o problema de transporte que têm a vantagem de simplicidade e facilidade de cálculo e fornecem como repostas às simulações valores com ordem de grandeza representativa para os cenários investigados (CHARBENEAU *et al.*, 1995 e API, 2005).

O MODELO HSSM-Hydrocarbon Spill Screening Model

O modelo de projeção *Hydrocarbon Spill Screening Model* (HSSM) foi desenvolvido de modo a capturar muitos dos fatores e processos que controlam a presença e o comportamento de contaminantes em ambientes subterrâneos de uma forma aproximada. O modelo conceptualiza a liberação do LNAPL no solo como consistindo de três etapas (**Figura 1**): 1) Transporte vertical da proximidade da superfície do solo até o nível do lençol, 2) espalhamento radial de uma lente de LNAPL através da franja de capilaridade e dissolução dos constituintes do LNAPL para a água subterrânea e 3) transporte junto água subterrânea escoando até um ponto



de exposição potencial. Estas três etapas são resolvidas pelo programa por três módulos distintos. Neste trabalho será utilizada apenas a primeira etapa do modelo, através a rotina KOPT (CHARBENEAU *et al.*, 1995).

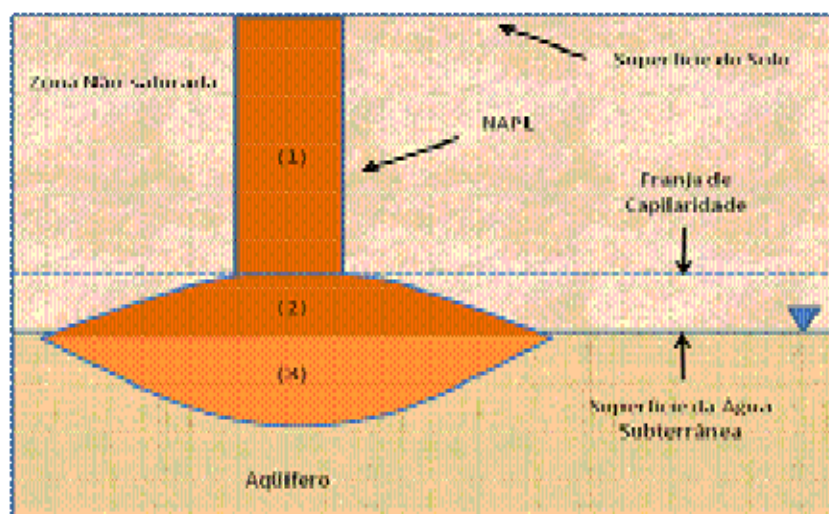


Figura 1: Representação esquemática do modelo conceitual HSSM. (Adaptado de Weaver *et al.*, 1994)

O HSSM é um modelo conceitual e simplificado, que para simular a infiltração de LNAPLs através da zona não-saturada combina o modelo de Green-Ampt (Green e Ampt, 1911 *apud* Weaver *et al.*, 1994) para a infiltração, com a teoria da onda cinemática para simular a redistribuição do contaminante durante a drenagem por gravidade, desprezando os efeitos do gradiente de pressão capilar no fluxo, exceto a forma como eles influenciam a infiltração do NAPL no solo. O modelo ainda incorpora algumas considerações de modo a descrever o comportamento multifásico da infiltração de líquidos orgânicos em solo não saturados, assume o modelo Brooks-Corey (BROOKS e COREY, 1964 *apud* WEAVER *et al.* 1994) para descrever a dependência entre saturação e pressão de capilaridade e o modelo de Burdine para a estimativa das permeabilidades relativas (BURDINE, 1953 *apud* WEAVER *et al.* 1994). Entre as diversas simplificações assumidas, o modelo assume: o transporte unidimensional verticalmente para baixo na zona não-saturada, um solo homogêneo, um perfil constante e uniforme de conteúdo de água e ar residual, e utilizada o coeficiente de permeabilidade saturado relativo à água (K_{ws}) e valores de viscosidade (μ) e densidade (ρ) da água (w) e do LNAPL (p) para estimar o valor do coeficiente de permeabilidade saturado do solo ao LNAPL (K_{ps}), através da equação (NUTTING, 1930):

$$K_{ps} = K_{ws} \left(\frac{\mu_w}{\mu_p} \right) \left(\frac{\rho_p}{\rho_w} \right) \quad (1)$$

Este trabalho avaliou a aplicabilidade das considerações implementadas no modelo *Hydrocarbon Spill Screening Model* (HSSM) para a estimativa do coeficiente de permeabilidade saturado do solo ao produto, através do uso de dados de caracterização dos solos amostrados em diferentes regiões de duas bacias de contenção, aqui chamadas de 1 e 2, apresentando diferentes classificações texturais. Para, isso foram realizadas simulações do comportamento de infiltração de produtos derivados de petróleo na zona não-saturada do solo em possíveis cenários de derramamento de derivados de petróleo.

MATERIAIS E MÉTODOS

CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

Amostras de solo foram coletadas para a caracterização da área das duas bacias de contenção (1 e 2), sendo que para cada bacia foram coletadas amostras das bases e dos diques, porções laterais mais elevadas. O número de amostras que foi caracterizado e utilizado neste estudo está apresentado na **Tabela 1**. Foram realizadas a caracterização granulométrica das amostras para a quantificação das frações presentes e posterior classificação. Ainda foram realizados ensaios de bancada com amostras indeformadas para a determinação do coeficiente de permeabilidade dos solos à água ($K_{ws,exp.}$) e ao produto armazenado ($K_{ps,exp.}$) em cada bacia

(Tabela 1). A porosidade total das amostras dos solos (η_{TAB}) foi determinada experimentalmente através da relação massa por volume conhecido e utilizando $2,65 \text{ g.cm}^{-3}$ como valor de referência para a massa específica das partículas (Tabela 1).

As curva características de retenção de umidade para as amostras do solo foram inferidas indiretamente a partir da distribuição granulométrica, de acordo com dados compilados por Rawls *et al.* (1989) *apud* Williams *et al.* (1998). A Tabela 2 apresentará os valores dos conteúdos de umidade na forma de saturações ($S_w = \theta_w / \eta_{TAB}$), usando a porosidade tabelada. Para descrever a relação entre a saturação e carga de sucção foi utilizado o modelo de Brooks-Corey (BROOKS e COREY, 1964 *apud* WEAVER *et al.* 1994), seus parâmetros estão apresentados na Tabela 2. Onde, S_{wr} representa a saturação de água residual, h_{ce} a pressão de entrada de ar e λ é conhecido como o índice de distribuição do tamanho dos poros. Para se avaliar o comportamento da curvas de infiltração com relação ao teor de umidade inicial do solo, foram utilizados dois pontos de referência para o conteúdo de água do solo: o ponto de murcha, no qual o solo se encontra sob uma carga de sucção de 1500 kPa, e a condição de campo, referente a uma carga de sucção de 33 kPa.

Tabela 1: Classificação textural média e parâmetros de caracterização do solo.

Bacia	Fluido	Tipo de solo	$K_{rs, exp.}$ (cm/s)	$K_{fs, exp.}$ (cm/s)	η_{exp}
1	Gasolina	Base (2 amostras)	$3,58 \times 10^{-5}$	$7,11 \times 10^{-5}$	0,37
		Dique (2 amostras)	$3,05 \times 10^{-7}$	$4,18 \times 10^{-5}$	0,46
2	Óleo Diesel	Base (2 amostras)	$1,18 \times 10^{-4}$	$9,54 \times 10^{-6}$	0,40
		Dique (4 amostras)	$3,01 \times 10^{-7}$	$1,25 \times 10^{-5}$	0,50

Tabela 2 Propriedades das amostras inferidas a partir de Rawls 1989 *apud* Williams 1998.

BACIA	Local	η_{TAB}	S_{wr}	h_{ce} (kPa)	λ	S_w (-33kPa)	S_w (-1500kPa)
1	Base	0,44	0,08	2,02	0,55	0,29	0,13
	Dique	0,43	0,14	5,28	0,28	0,64	0,35
2	Base	0,43	0,13	4,39	0,35	0,55	0,29
	Dique	0,48	0,19	8,39	0,17	0,83	0,57

SIMULAÇÕES

Dentro do HSSM, o LNAPL segue uma rota unidimensional da superfície até o nível da água subterrânea. As propriedades do ambiente subterrâneo são tomadas como sendo uniformes, assim como a o perfil de água ao longo da zona não-saturada, e as propriedades físico-químicas não se alteram ao longo do processo

Algumas considerações são feitas para a utilização do modelo, como a redução da permeabilidade máxima dos fluidos líquidos devido à presença de ar e a estimativa do residual de NAPL. A condutividade hidráulica efetiva indicada por CHARBENEAU *et al.* (1995) é 40 a 60% da condutividade hidráulica saturada (K_{ws}), assim foi adotado que a saturação residual do ar (S_{ar}) é tal que a condutividade hidráulica efetiva é 50% da saturada. A saturação residual de NAPL (S_{or}) assumida foi 50% da saturação residual da água, sendo que se procurou manter a condição de 10 a 20 % de saturação residual, como indicado em CHARBENEAU *et al.* (1995).

Os cenários de derramamento de LNAPL foram simulados sob duas condições diferentes de saturação inicial de água (S_w), citadas na seção anterior, e para duas cargas de inundação (H_s) das bacias de contenção. A carga provocada pela coluna de líquido foi considerada constante durante o tempo de simulação, embora o programa



permita que outras formas sejam implementadas. Foram consideradas as cargas de 0,1 m e 3,0m, de modo a criar cenários extremos, onde um pequeno volume, porém contínuo é liberado sobre o solo ($H_s=0,1m$), e no caso de $H_s=3,0m$, onde um rompimento abrupto ocorre e a bacia se torna completamente inundada. Como o modelo assume um transporte unidimensional através da zona vadosa, as simulações foram realizadas considerando que o solo da base apresentasse as características do solo avaliado nas simulações. As simulações foram realizadas para um período de 4 dias. A **Figura 2** apresenta de modo esquemático a forma conceitual do cenário e como o modelo interpreta a frente de migração e o perfil de saturação ao longo da zona não-saturada.

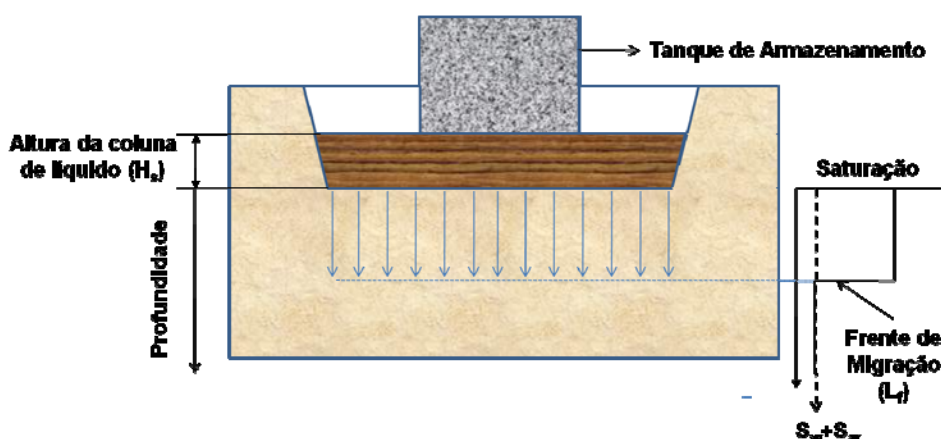


Figura 2: Esquema dos cenários simulados com perfil de infiltração utilizado no modelo HSSM, exemplificando os conceitos de frente de migração utilizados no modelo.

Foram realizadas simulações do processo de infiltração através do programa HSSM para as duas bacias de contenção, utilizando como LNAPL o produto armazenado em cada uma delas. As propriedades físico-químicas dos fluidos utilizados nos testes de laboratório, água, gasolina, óleo diesel estão apresentadas na **Tabela 3**. Durante as simulações o programa não permite a variação dessas propriedades de transporte.

Tabela 3: Propriedades dos líquidos armazenados nos tanques de armazenamentos das bacias de contenção e água.

Fluido	$\rho(g.cm^{-3})^*$	$\mu (cP)^*$	ϵ^*	$\sigma (dyn/cm)$	ρ/μ^{****}
Água	1,00	0,81	80,08	65 ^{**}	1,23
Gasolina	0,73	0,40	2,07	21,2 ^{***}	1,83
Diesel	0,83	3,75	2,13	25 ^{***}	0,22

*T=29°C (OLIVEIRA, 2001)

** T=20°C (WEAVER, 1994)

*** T=20°C (MERCER e COHEN, 1990)

****Coeficiente de mobilidade

RESULTADOS

A partir da distribuição granulométrica das amostras foi verificada a presença de solo com diferentes texturas nas duas regiões de cada bacia. A **Figura 3** apresenta o triângulo textural, onde se observa que as amostras da base da bacia de contenção 1 (B1-B) e do dique da bacia de contenção 2 (B2-D) estão agrupadas em regiões de classificação bem definidas, já as amostras da base da bacia de contenção 2 (B2-B) e do dique da bacia de contenção 1 (B1-D) estão classificadas em regiões levemente diferentes. A avaliação da semelhança observada de forma qualitativa dos demais valores experimentais permitiu que as regiões fossem avaliadas de acordo com suas características médias. De modo geral, pode-se afirmar que as regiões das bases de ambas as bacias possuem uma textura mais arenosa, enquanto nos diques observa-se uma textura mais argilosa.

Os efeitos da textura são claramente observados nas curvas de retenção de água do solo (**Figura 4**), as quais foram obtidas a partir da classificação textural (**Figura 3**) e dos parâmetros inferidos para o modelo Brooks-Corey (**Tabela 2**). Ao passo que o solo se torna mais seco, ou menos saturado, a carga de sucção vai se tornando logaritmicamente maior, enquanto solos argilosos apresentam um aumento mais suave. O perfil da curva de carga de sucção versus saturação para solo arenosos é mais pronunciado, e quanto maior a fração de

areia, a saturação residual se torna menor (HORNBERGER *et al.*, 1998). Os solos da bacia de contenção 1 (DIQUE) e 2 (BASE), que se encontram texturalmente entre os dois extremos (solos argilosos B2-D e arenosos B1-B), apresentam comportamento intermediário. A carga de sucção, juntamente à carga de pressão da coluna de líquido, afeta a migração vertical de fluidos ao longo do solo, além de ser responsável pela retenção destes fluidos nos poros e seu espalhamento (API, 2005).

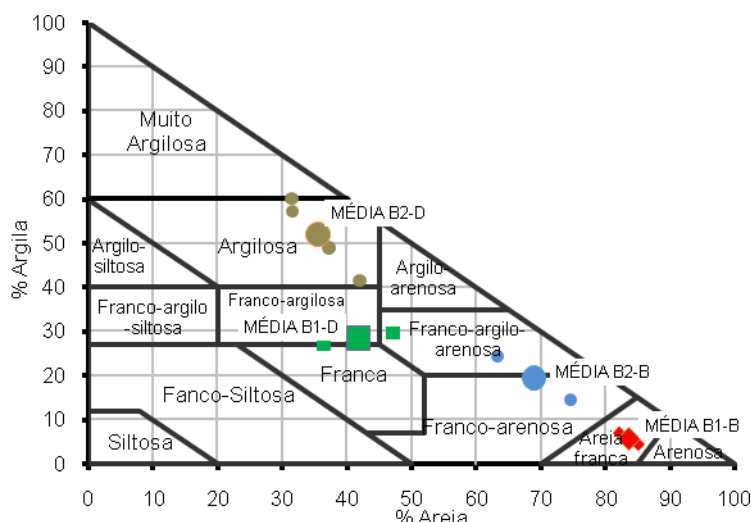


Figura 3: Triângulo textural das amostras de solo analisadas na Bacia de Contenção 1: (♦) base e (■) diques ,2: (●)base e (●)dique. As médias estão representadas nos mesmos símbolo e cor, porém com tamanhos maiores.

Pode-se esperar a partir do observado na **Figura 4** que os solos da bacia de contenção 1 infiltrem água mais rapidamente que os da bacia 2, no entanto esta afirmação possa não ser verdadeira com relação à infiltração dos LNAPL já que se faz necessário avaliar os coeficientes de permeabilidade das amostras de ambas as bacias e as propriedades de transporte dos fluidos envolvidos, como o coeficiente de mobilidade (**Tabela 3**).

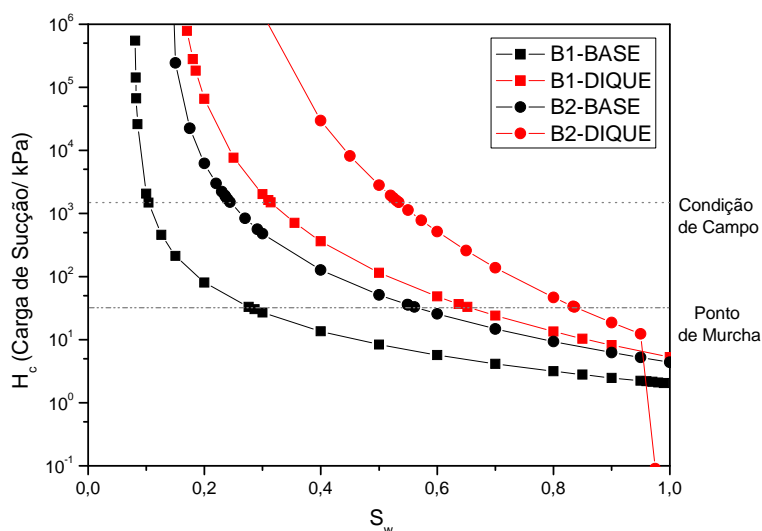


Figura 4: Curvas características estimadas a partir da classificação textural dos solos das Bacias de Contenção 1: (■) BASE - solo argiloso e (■) DIQUE -solo arenoso, e da Bacia de Contenção 2: (●) BASE - solo argiloso e (●) DIQUE -solo arenoso.



Os valores dos coeficientes de permeabilidade aos produtos experimentais ($K_{Ps,Exp}$) apresentam valores da mesma ordem de grandeza, independente de bacia e tipo de solo. Porém os valores estimados pelo programa HSSM ($K_{Ps,Estimado\ p/\ HSSM}$) através da **Equação 1**, a partir dos valores experimentais de coeficiente de permeabilidade à água, apresentam diferenças substanciais com relação aos valores experimentais ($K_{Ps, Exp}$) (**Tabela 4**) com relação a ordem de grandeza dos valores. Para os solos com textura mais arenosa, verifica-se que os valores dos coeficientes de permeabilidade aos produtos estimados pelo programa ($K_{p,Estimado\ p/\ HSSM}$) se assemelham ao experimental ($K_{Ps,Exp}$). Isto pode ser explicado, já que para os solos arenosos, a diferença de polaridade (ϵ , **Tabela 3**) entre os produtos e a água não interferem nos resultados dos valores estimados, reafirmando a validade da **Equação 1** (AMORIM Jr., 2007).

Para os solos argilosos, os valores experimentais são duas ordens de grandeza maiores que o calculado. A permeabilidade em meios argilosos é fortemente influenciada pelas propriedades dos líquidos percolantes e a expansividade dos argilominerais, tal que, a **Equação 1** torna-se incompleta para quantificar a mesma propriedade nos solos argilosos. Estes valores indicam que solos com baixa permeabilidade à água não necessariamente apresentam uma efetiva impermeabilidade a líquidos orgânicos, como os derivados de petróleo, como já apontado em outros estudos: ANDERSON *et al*, 1985; LO e YANG, 2001, OLIVEIRA, 2001; MELEGARI *et al*, 2004 e AMORIM JR *et al*, 2007.

Para o caso de solos com a alto teor de argila a **Equação 1** não é mais aplicável, como observado por Oliveira (2001), se tornando muito simplificada frente aos fenômenos que possam estar ocorrendo. As forças de aderência e o espalhamento entre os fluidos e o solo são maiores que as forças atuantes para drenar o fluido (gravidade e capilaridade), assim, a utilização do conceito de molhabilidade (ADAMSON, 1990) pode ser aplicado a este caso, onde podemos dizer que o solo argiloso em questão é “oil-wet” (molhável à fase oleosa), i.e, a superfície do grãos/partículas do solo dão preferência ao contato com substâncias apolares, ou de forma geral orgânicas, enquanto no caso dos solos arenosos pode-se dizer que são “water-wet” (molhável à fase aquosa), interação melhor com líquidos polares como a água (BRADFORD e LEIJ, 1995).

Tabela 4: Comparação entre os valores dos coeficientes de permeabilidade saturado experimentais e estimados para as amostras de solo.

BACIA	Fluidos	Local (Tipo de solo)	$K_{Ps, EXP}$ (cm/s)	$K_{Ps, ESTIMADO\ P/\ HSSM}$ (cm/s)
1	Gasolina	Base (arenoso)	$7,11 \times 10^{-5}$	$5,30 \times 10^{-5}$
		Dique (argiloso)	$4,18 \times 10^{-5}$	$4,50 \times 10^{-7}$
2	Diesel	Base (arenoso)	$9,54 \times 10^{-6}$	$2,12 \times 10^{-5}$
		Dique (argiloso)	$1,25 \times 10^{-5}$	$5,39 \times 10^{-8}$

Essa discrepância entre os valores de $K_{Ps, EXP}$ e $K_{Ps, ESTIMADO\ P/\ HSSM}$ pode resultar, no caso da simulação de infiltração dos produtos pelo HSSM, em valores subestimados da posição da frente de migração (L_f), já que o modelo cinemático utiliza o coeficiente de permeabilidade como parâmetro inicial e principal para infiltração, o efeito da capilaridade é considerado apenas após a entrada do LNAPL no solo. O impacto desta diferença é avaliado através dos perfis de infiltração simulados com o programa HSSM para ambos os valores de coeficiente de permeabilidade, estimado e experimental.

Os resultados das simulações estão apresentados nas **Figuras 5 e 6**. De forma geral, pode-se afirmar o efeito pronunciado da carga, quanto maior a pressão na superfície maior o deslocamento do fluido através do solo, e quanto menor a saturação inicial de água maior a propagação, os fluidos podem migrar com menos resistência, como é o caso do Ponto de Murcha em relação à Condição de Campo.

Para as duas condições de carga (H_s) (**Figura 5 (A) e (B)**), as simulações realizadas para o solo da base da bacia 1 (arenoso) não apresentaram diferenças significativas entre a frente de migração obtida com o uso $K_{Ps, Estimado\ p/\ HSSM}$ e àquela obtida com $K_{Ps, Exp}$. As curvas obtidas com $K_{Ps, Estimado\ p/\ HSSM}$ foram cerca de 15% menor que aquelas utilizando $K_{Ps, Exp}$ para as duas condições de carga. O feito da saturação inicial de água não foi pronunciado para cada condição de carga simulada, isto se deve a pequena diferença entre as saturações de água nas as duas condições (**Figura 4**).

O perfil de migração da gasolina e do diesel nos solos mais argilosos (diques) das bacias de contenção 1 e 2, respectivamente, apresentaram elevada dependência da diferença entre os valores de $K_{Ps,Exp}$ e o $K_{Ps,Estimado\ p/HSSM}$ (Tabela 4), de tal forma que as curvas de infiltração simuladas utilizando $K_{Ps,Estimado\ p/HSSM}$ apresentaram, para ambas as saturações iniciais e ambas cargas (Figura 6 (C) e (D) e Figura 7 (C) e (D)), diferenças em torno de 100% menores que aquelas obtidas com o uso do $K_{Ps,Exp}$. A dependência da diferença das curvas simuladas aos valores de K_{Ps} é pronunciada para as curvas de $K_{Ps,Exp}$, ao se notar o comportamento das curvas características (Figura 4) destes dois solos. Ambos apresentam uma textura argilosa, o que os leva a apresentar elevadas saturações mesmo em condições de altas cargas de sucção, reduzindo, assim, o espaço poroso disponível para os LNAPLs migrarem, porém a diferença entre os valores de K experimental e estimado é tão elevada que causa uma migração muito mais acentuada, do que seria esperada para tais saturações iniciais elevadas.

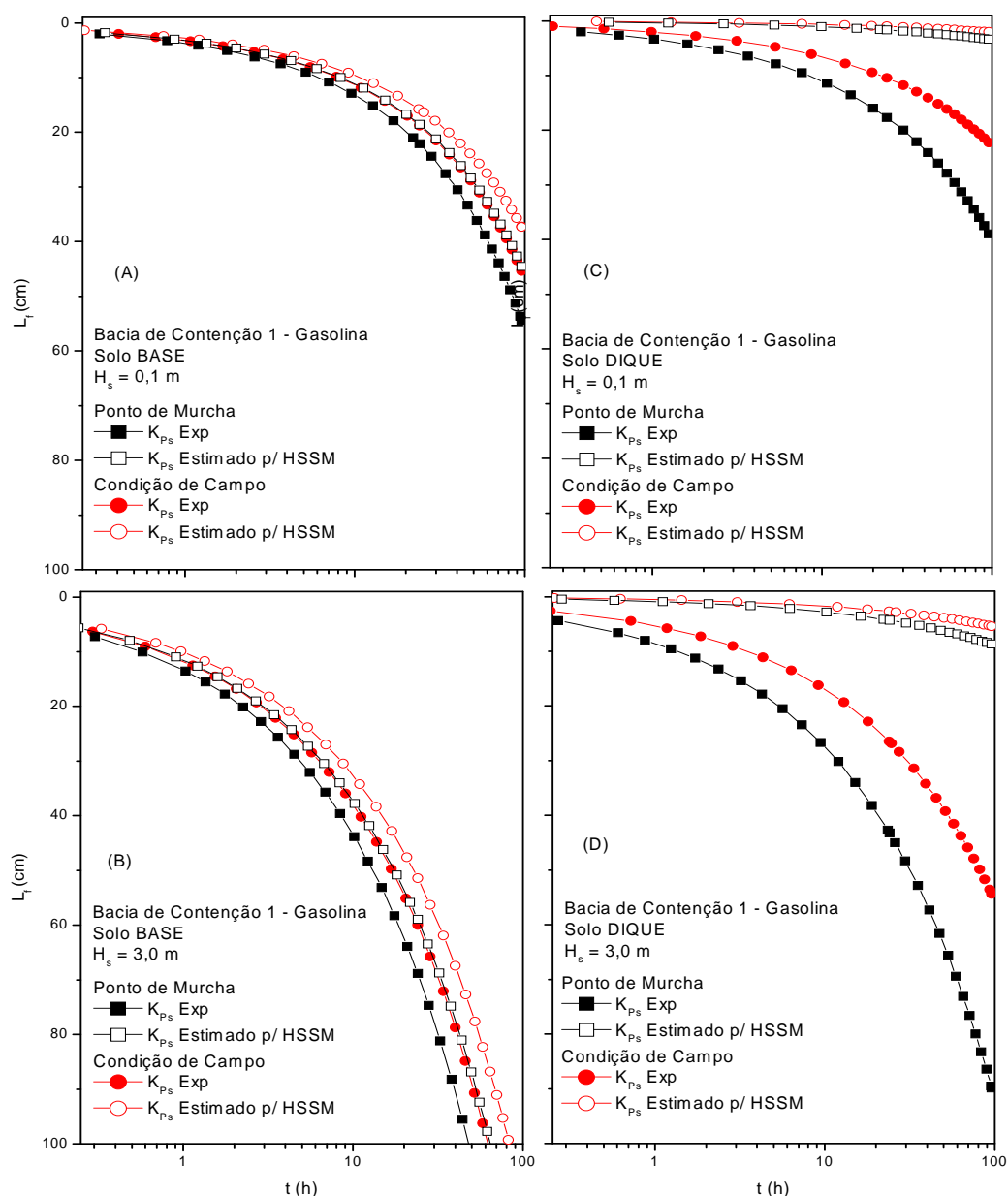


Figura 5: Curvas de infiltração de gasolina nos solos Arenoso – (A e B) e Argiloso – (C e D) das bacias de contenção 1 nas condições de carga: $H_s=0,1\text{m}$ (A e C) e $H_s=3,0\text{m}$ (B e D), e Ponto de Murcha: \blacksquare - $K_{Ps,Exp}$ e \square - $K_{Ps,Estimado\ p/ HSSM}$, Condição de Campo: \circ - $K_{Ps,Exp}$ e \bullet - $K_{Ps,Estimado\ p/ HSSM}$.

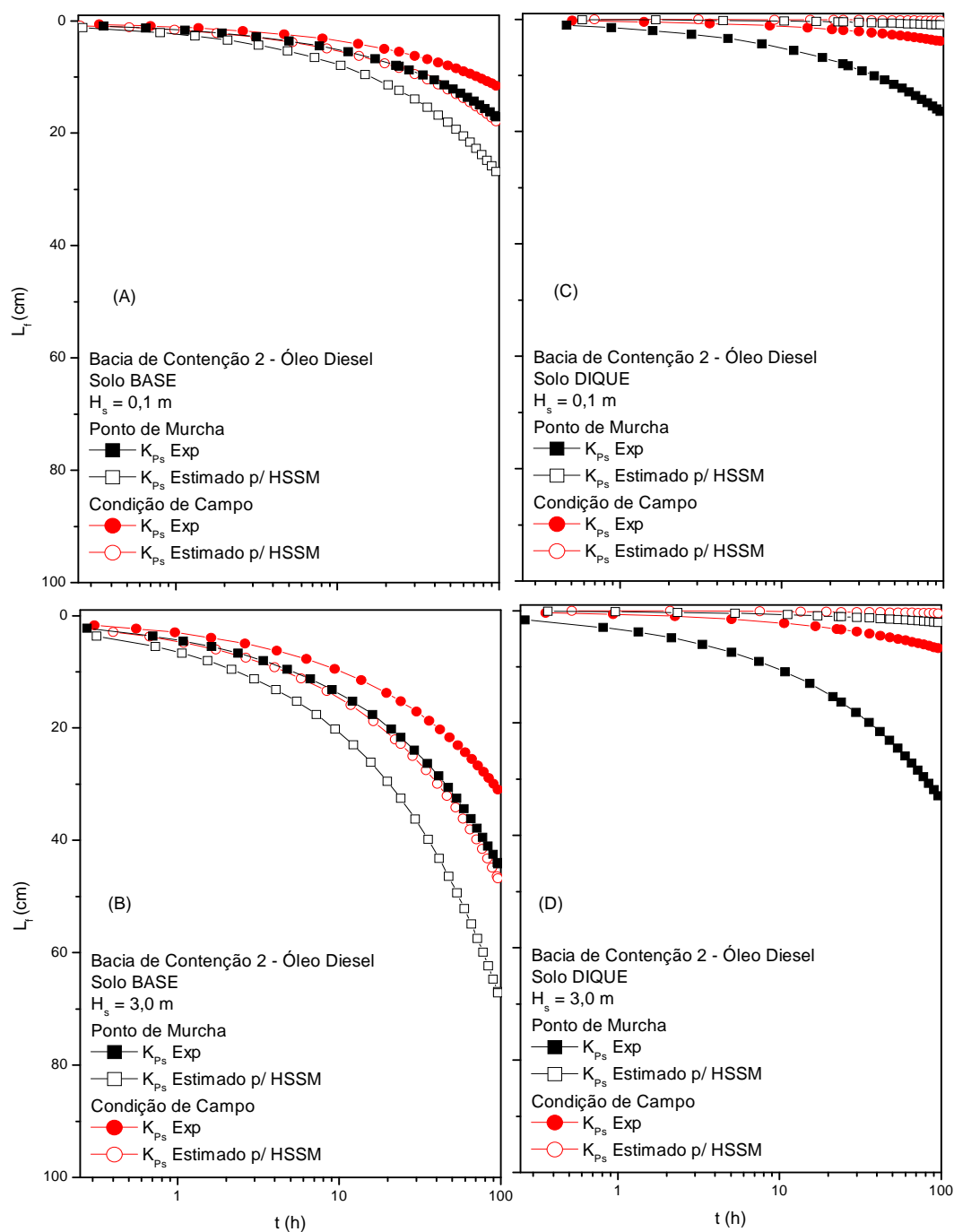


Figura 6: Curvas de infiltração de óleo diesel nos solos Arenoso – (A e B) e Argiloso – (C e D) das bacia de contenção 2 nas condições de carga: $H_s=0,1\text{m}$ (A e C) e $H_s=3,0\text{m}$ (B e D), e Ponto de Murcha: —■— $K_{ps,Exp}$ e —□— $K_{ps,Estimado p/ HSSM}$, Condição de Campo: —●— $K_{ps,Exp}$ e —○— $K_{ps,Estimado p/ HSSM}$.



As curvas de infiltração da **Figura 6 (A) e (B)**, da mesma forma que os casos dos solos argilosos respondem a diferença entre $K_{Ps, EXP}$ e $K_{Ps, ESTIMADO P/HSSM}$, porém de forma inversa já que o $K_{Ps, ESTIMADO P/HSSM}$ é maior que o $K_{Ps, EXP}$. Sendo as outras observações sobre saturações feitas para o caso do solo arenoso da bacia 1, aplicável aqui de uma forma levemente ampliada, já que as diferença entre as condições de campo e ponto de murcha são maiores.

As profundidades, das frente de infiltração (L_f), obtidas após 24 horas de simulação estão apresentadas na **Figura 7**, onde se observa claramente as diferenças obtidas entre os valores das frentes de migração com o uso dos K_{Ps} experimental e estimado. Os erros foram calculados com referência ao $K_{Ps, Exp}$:

$$R(\%) = \frac{(K_{Ps, EXP} - K_{Ps, ESTIMADO})}{K_{Ps, EXP}} \times 100\% \quad (2)$$

As maiores diferenças observadas estão nas simulações para os casos de solos argilosos, onde as diferenças entre as frentes de migração simuladas ficam próximas a 100% para o caso das duas bacias. Para o solo da base da bacia de contenção 1, arenoso, nenhuma diferença significativa pode ser observada, já no caso da bacia de contenção 2 a frente de migração calculada pelo uso do $K_{Ps, Estimado p/HSSM}$ se mostrou à frente daquela obtida com o $K_{Ps, Exp}$, devido ao valor de $K_{Ps, Estimado p/HSSM}$ ser maior que o valor de $K_{Ps, Exp}$.

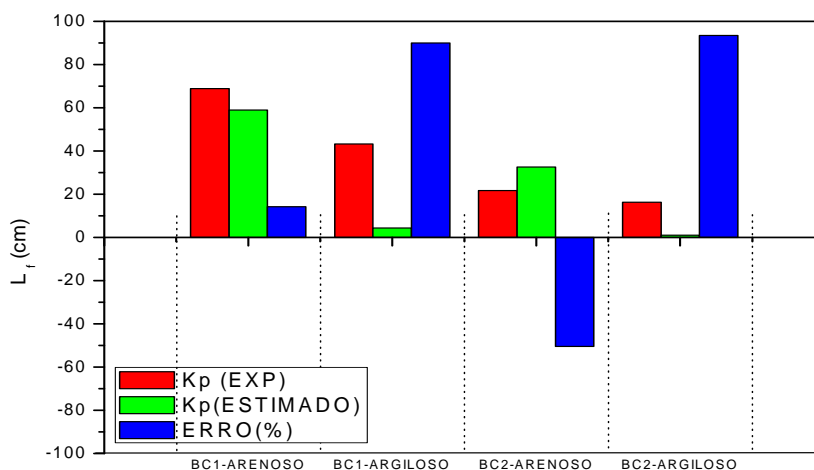


Figura 7: Profundidades de infiltração após 24 horas de simulação para as condições: de Ponto de Murcha e carga de 3,0 m.

CONCLUSÕES

As curvas de infiltração obtidas para as condições simuladas para as duas bacias de contenção mostram que a utilização de Equação de Nutting para se obter o coeficiente de permeabilidade destes fluidos a partir de dados experimentais relativos à água resultam em situações de menor alcance das frentes de infiltração. A utilização de programas computacionais para se avaliar possíveis cenários de acidentes ambientais deve ser cautelosa, já que a implementação de certas simplificações pode resultar em previsões subestimadas da extensão de contaminação. Interações específicas devido às polaridades dos fluidos e do solo, as tensões superficiais e interfacial, as molhabilidades, aderências, coeficiente de espalhamento, são questões ainda não bem estabelecidas em modelos de uso prático na área ambiental.

Os valores subestimados para as frentes de migração em cenários de derramamentos de derivados de petróleo, como os simulados acima, refletem a necessidade de testes específicos do solo aos produtos a serem armazenados em uma determinada área. Assim, com uma caracterização do comportamento do solo frente à presença de determinados fluidos, ações mitigadoras podem ser tomadas de modo mais eficaz.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.. Armazenagem de líquidos inflamáveis e combustíveis. Armazenamento de líquidos inflamáveis e combustíveis. Parte 2: Armazenamento em tanques e em vasos. NBR 17505-2. Agosto de 2006.
2. ADAMSON, A. W. **Physical Chemistry of Surfaces**. 5 ed. John Wiley e Sons, Inc., p. 777, 1990.
3. American Petroleum Institute (API), 2005. **Evaluating Hydrocarbons removal from sources zones: tools to assess concentration reduction**, Editores: Huntley, D., Beckett, G. D. Ed. Draft, Washington, EUA, 2005.
4. AMORIM JR, C. J. de; COELHO, J. I. E.; MATULJA, A.; SCHNEIDER, M. R.; CORSEUIL, H. X. **Avaliação da Capacidade de Impermeabilização das Bacias de Contenção de Três Terminais de Armazenamento de Derivados de Petróleo e Etanol**. In: XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.
5. ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (Brasil). **Caderno de Recursos Hídricos. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. 2005. Disponível em: http://www.anp.gov.br/conheca/anuario_estat.asp. Acesso em: 08 junho 2007.
6. ANDERSON, D. C.; BROWN, K. W.; THOMAS, J. C. Conductivity of compacted clay soils to water and organic liquids. **Waste Management & Research**, v. 3, p. 339-349, 1985.
7. BRADFORD, S. A. E LEIJ, F. J.. Fractional wettability effects on two- and three-fluid capillary pressure – saturation relations. **Journal of Contaminant Hydrology**, vol. 20, p. 89-109, 1995.
8. BURDINE, N. T., Relative permeability calculations from pore size distribution data. **Transactions American Institute of Mining Engineers**, 198, 71-78, 1953.
9. BROOKS, R.H. E A.T. COREY. 1964. **Hydraulic Properties of Porous Media**. Colorado State University, Hydrology Paper n° 3, Ft. Collins, Colorado, EUA, 1964.
10. CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relação de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo. Novembro de 2008**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/texto_areas_cont_nov_08.pdf>. Acesso em: 03 março 2009.
11. CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo Novembro / 2004**. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp Acesso em: 29 novembro 2007.
12. CHARBENEAU, R.J., J.W. WEAVER AND B.K. LIEN, The Hydrocarbon Spill Screening Model (HSSM) Volume 2: Theoretical Background and Source Codes, US EPA, EPA/600/R-94/039b, 1995.
13. GREEN, W. H. AND G. A. AMPT, Studies on Soil Physics, **Journal of Agricultural Science**, vol. 4, p. 1-24, 1911.
14. HORNBERGER, George M. et al. **Elements of Physical Hydrology**. 2 ed., Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1998, 302 p.
15. LO, I. M.-C.; YANG, X. Y. Use of Organoclay as a Secondary Containment for Gasoline Storage Tanks, **J. of Environmental Engr.**, ASCE, 127(2), 154-161, 2001.
16. MELEGARI, S. P.; CORSEUIL, H. X.; COELHO, J. I. E.; OLIVEIRA, J. C. S. Avaliação da Eficiência de Bacias de Contenção Associada a Possíveis Derramamentos de Hidrocarbonetos de Petróleo. In: XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004, Cuiabá. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004.
17. MERCER, J. W. E COHEN, R. M.. A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation. **Journal of Contaminant Hydrology**, 6:107–163, 1990.
18. NUTTING, P.G. Physical analysis of oil sands. **Am. Assoc. Petroleum Geologists Bull.** v. 14, p. 1337-1349, 1930.
19. OLIVEIRA, J. C. S. Contaminação de sedimentos argilosos por combustíveis automotivos. Problema de avaliação da permeabilidade. 2001. 102 f. Tese (Doutorado em Geologia) – **Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia (UFBA)**, Salvador, 2001.
20. RAWLS, W.J.; AHUJA, L. R.; BRAKENSIEK, D. L.; Estimatinf soil hydraulic properties from soils data. In: van Genuchten, M. Th, F. J. Leij, and L. J. Lund (ed.). Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils. Proceedings of the international workshop on indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Riverside, California, October 11- 13, 1992. University of California, Riverside, CA 92521, USA. 1989.
21. WEAVER, J.W., CHARBENEAU, R.J., TAUXE, J.D., LIEN, B.K e PROVOST, J. B., The Hydrocarbon Spill Screening Model (HSSM) Volume 1: User's Guide. US EPA, EPA/600/R-94/039a, 1994.



22. WILLIAMS, J. R.; OUYANG, Y.; CHEN, J. S. E RAVI, V. Estimation of Infiltration Rate in the Vadose Zone: Application of Selected Mathematical Models. Volume 2.US, EPA, EPA/600/R-97/128b, 1998.