

A DECOMPOSIÇÃO E ADSORÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS
APOLARES EM SOLOS INSATURADOS

CYRO BERNARDES JR.*

RESUMO--Este trabalho descreve um modelo relativamente simples para avaliação de possíveis impactos ambientais oriundos de compostos orgânicos apolares lixiviados de aterros com resíduos industriais. O modelo proposto usa o método das características para solucionar a hidráulica do escoamento insaturado. A adsorção é avaliada por isoterma linear, com a constante K relacionada com a fração orgânica do solo, e finalmente a decomposição é suposta seguindo um decaimento exponencial de 1ª ordem. É apresentado um exemplo prático de aplicação da metodologia.

ABSTRACT--Simple model to evaluate the behavior of non polar organic compounds in the unsaturated zone of the soil as beneath land fills with industrial wastes. The model uses the method of characteristics to solve the hydraulics of the flow within the porous media. The adsorption is considered as following a linear isotherm, with the constant proportional to the soil organic carbon, and the microbial decomposition is supposed to follow first order exponential decay. Also is presented a practical application example.

INTRODUÇÃO

A disposição de compostos orgânicos tóxicos em aterros é objeto de grande preocupação devido ao desconhecimento sobre o comportamento dessas substâncias no meio ambiente.

Este trabalho tem por objetivo apresentar e discutir os aspectos da mobilidade e degradação de compostos orgânicos apolares, na camada insaturada existente entre a base do aterro e o lençol freático. Como consequência, será apresentado um modelo, relativamente simples, para se avaliar o possível impacto ambiental de uma instalação de destino final de resíduos.

Swarzenbach (1981) mostra que em solos com teor de matéria orgânica superior a 0,1%, os principais fenômenos de atenuação de substâncias orgânicas hidrófobas são: adsorção no solo e ataque microbiano e estes dois processos são evidentemente influenciados pela hidráulica do escoamento, desta forma se irá abordar inicialmente o escoamento passando-se em seguida à adsorção e à decompo-

* Engenheiro Químico da Divisão de Fatores e Padrões de Emissão - DFP/CETESB, São Paulo - TELEX (011) 22246.

sição microbiana, e finalmente combinando-se os três aspectos em um único modelo.

HIDRÁULICA DA INFILTRAÇÃO

O escoamento em solos se dá de duas formas básicas, saturada ou insaturada. No saturado, todos os poros estão ocupados com um único fluido e o movimento se dá basicamente devido a diferença de pressões hidrostáticas. Quanto ao insaturado, somente parte dos poros está com líquido, isto torna o deslocamento da massa líquida função de forças capilares, além das hidrostáticas. Além disso estas forças serão função da quantidade de líquido presente, as quais dependerão do volume infiltrado e de características do próprio solo, tais como porosidade e umidade natural.

No caso de ambientes naturais o volume infiltrado irá depender das condições de clima, do recobrimento vegetal e da topografia e variará durante o ano. Esta variação temporal dá origem a dois eventos distintos, um nos meses úmidos quando há infiltração e outro na época seca quando a água existente no solo é drenada para o lençol. Deve-se esclarecer, todavia que isto não se aplica às camadas de solo junto à superfície, pois nesta porção há uma perda de água por evaporação. Estes dois eventos são mostrados na figura 1.

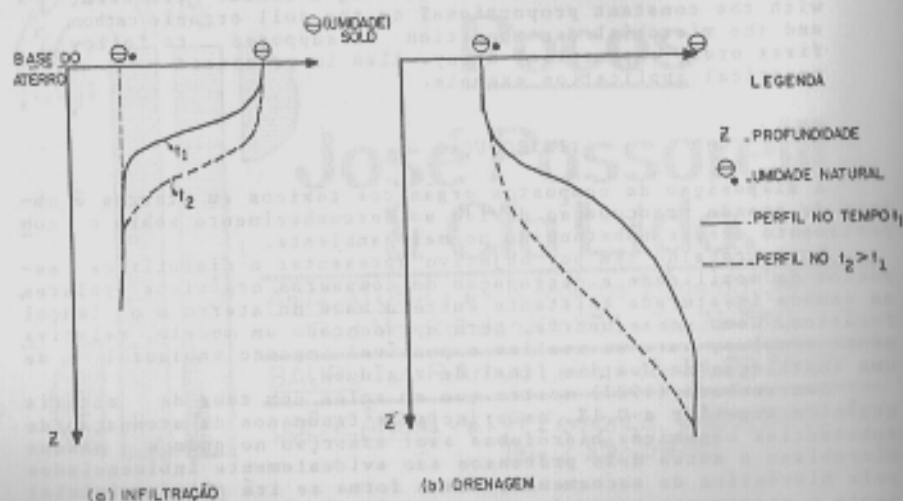


FIGURA 1 - Escoamento Insaturado

Neste trabalho será abordado somente o caso (a) infiltração, pois no que diz respeito ao impacto causado pela disposição de resíduos no solo, se estará indo a favor da segurança, pois o efeito dos períodos secos é a diminuição da velocidade de infiltração dos líquidos contaminados, e por consequência facilitando os processos de atenuação. Da figura 1(a), um solo que estava com unidade de θ_0 , ao se percolar a água, esta se movimentará como um pistão e o solo após a passagem da frente, ficará com a unidade θ .

De acordo com Bear (1979), a velocidade específica da massa líquida é dada por:

$$q = K(\theta) - \frac{D \partial \theta}{\partial z} \quad (1)$$

onde: q = Q/A descarga específica (m/ano)
 Q = volume infiltrado (m^3 /ano)
 A = área da seção de escoamento (m^2)
 $K(\theta)$ = condutividade hidráulica (sendo função da unidade do solo no meio não saturado) (m/ano)
 θ = unidade atual do solo (base volumétrica - m^3/m^3)
 D = difusão devido a capilaridade (m^2 /ano)
 z = profundidade (m)

A solução desta expressão é complexa, entretanto Charbeneau (1983), considerando que exceto junto à superfície e ao lençol freático, a componente gravitacional da expressão (1) é muito maior que a capilar, propõe que a velocidade específica seja expressa por:

$$q = K(\theta) \quad (2)$$

Sendo que para a relação da condutividade com a unidade, propõe o uso da expressão semi empírica desenvolvida por Irmay (1954):

$$K(\theta) = K_8 \left(\frac{\theta - \theta_0}{n - \theta_0} \right)^3 \quad (3)$$

onde: K_8 = condutividade hidráulica (m/ano)
 θ_0 = unidade natural (base volumétrica - m^3/m^3)
 n = porosidade (m^3/m^3)

Ainda de (3) a descarga específica (q) é no caso do solo, igual a infiltração (1) de água na base do aterro, assim o valor da unidade do solo após a passagem da frente será dado pela combinação de (3) e (2):

$$\theta = \theta_0 + \left(\frac{q}{A} \right)^{1/3} \quad (4)$$

onde:

$$A = K_8 / (n - \theta_0)^3$$

A chamada descarga específica se refere a toda seção de escoamento, no caso de percolação em meios porosos, o líquido escoou somente em parte dela, e portanto a velocidade nos poros será maior (2). Esta é a velocidade que irá determinar o tempo de contato entre o líquido e o solo. Bear (1979) estabelece que:

$$v = \frac{q}{n_{ef}} \quad (5)$$

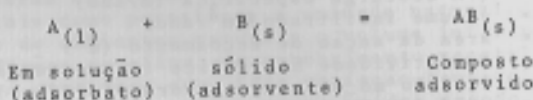
onde: V = velocidade de escoamento (m/ano)
 n_{ef} = porosidade efetiva para fluxo.

Por similaridade, Charbeneau et alii (1983) propõe que no escoamento insaturado

$$V = \frac{q}{\theta} \quad (6)$$

A ADSORÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS APOLARES NO SOLO

A adsorção é o processo no qual um componente se desloca da fase líquida se acumulando na fase sólida presente, como mostrado abaixo:



Este fenômeno, quando os componentes acima estão em equilíbrio, ou seja suas concentrações relativas não mais se alteram, é descrito por isotermas. Isotermas são expressões que relacionam a concentração do soluto A com o seu teor na fase sólida para uma dada temperatura. Os modelos mais comuns são os de Freundlich, Langmuir e B.E.T. Apesar destes dois últimos possuírem uma melhor conceituação teórica, pois foram deduzidos a partir de considerações termodinâmicas sobre a adsorção, a simplicidade matemática, levou a que vários autores preferissem usar o de Freundlich em estudos de adsorção de compostos orgânicos no solo. Assim será adotado neste trabalho. A isoterma de Freundlich é descrita por:

$$S = K_p C^{1/n} \quad (7)$$

- onde: S = concentração do componente A na fase sólida (mg/kg sólido)
 C = concentração do componente A na fase líquida (mg/l solução)
 K_p = coeficiente de partição (l solução/kg sólido)
 $1/n$ = expoente

No caso em que $n = 1$ a isoterma é dita linear.

Segundo Weber (1972) os fatores que mais influenciam este processo são: a área superficial do adsorvente, a natureza e o tipo do adsorbato, o pH da solução no caso de adsorbatos polares, a temperatura, o tipo de adsorventes e o tamanho e distribuição dos poros da superfície adsorvente. De acordo com o modelo adotado, esta influência será observada no valor do coeficiente de partição (K_p). Isto leva a que, no estudo da adsorção de compostos no solo, será fundamental estabelecer uma relação empírica entre K_p e propriedades facilmente determináveis do solo e do poluente que reflitam os fatores descritos. Schwarzenbach (1981) e Karickhoff (1979) mostraram, por meio de experimentos que K_p será função do teor de argila, da fração orgânica do solo e do coeficiente de

partição octanol-água (K_{ow}) do adsorbato. Isto para adsorção de compostos orgânicos apolares. Comparando estas características com as sugeridas por Weber (1972) tem-se que o teor de finos será definido pela argila pois quanto maior o seu teor, maior a área superficial e portanto maior a massa adsorvida. O efeito da quantidade de carbono orgânico do solo será semelhante. Neste caso, Karickhoff (1979) sugere que a substância orgânica hidrofoba pode estar sendo adsorvida na fração orgânica do solo. O coeficiente de partição octanol-água indicaria a tendência do poluente se concentrar na fase polar (água) ou na apolar (octanol), ou seja, ficar em solução ou ser adsorvido na fração orgânica do solo. Assim, quanto maior o K_{ow} maior a concentração na fase sólida.

A expressão empírica derivada por Swarzenbach e Westall (1981) é a seguinte:

$$K_p = 3.2 f_{oc} (K_{ow})^{0.72} f \quad (8)$$

onde: f_{oc} = teor de carbono orgânico da parte de solo com diâmetro de partícula inferior a 125μ .

f = fração do solo com diâmetro de partícula inferior a 125μ .

K_{ow} = coeficiente de partição octanol-água do adsorbato

K_p = coeficiente de partição (cm^2 líquido/g sol.seco)

A expressão derivada por Karickhoff et alii (1979):

$$k_{pi} = 0.62 K_{ow} \cdot f_{oci} \quad (9)$$

onde: f_{oci} = teor de carbono orgânico na fração i

Adicionalmente Karickhoff et alii (1979) mostra que cada fração do solo possui um K_p diferente e portanto o coeficiente global do solo seria:

$$K_{pt} = \sum_1^n f_i \cdot K_{pi} \quad (10)$$

onde: K_{pi} = coeficiente de partição da fração i

f_i = fração i

Combinando (9) e (10) tem-se que:

$$K_{pt} = 0.62 \cdot K_{ow} \cdot \sum_1^n f_i \cdot f_{oci} \quad (11)$$

e $\sum_1^n f_i \cdot f_{oci}$ nada mais é que o teor total de carbono orgânico do solo (f_o). Assim:

$$K_p = 0.62 \cdot K_{ow} \cdot f_o \quad (12)$$

As expressões (8) e (12) dão resultados semelhantes para compostos com $K_{ow} \sim 350$. Para substâncias com coeficientes de partição octanol-água diferentes, pode-se usar os resultados de cada expressão para se estabelecer uma faixa de variação para o K_p . Sendo que a expressão derivada por Karickhoff fornece os maiores valores.

O efeito da adsorção no transporte de poluentes no solo é a

diminuição da velocidade de infiltração desta substância. Isto ocorre pois, até o solo se saturar muito pouco do composto passa e neste intervalo de tempo a massa líquida terá percorrido um espaço do solo. Em outras palavras, ocorrerá um "atraso" do soluto em relação à massa líquida como é mostrado abaixo:

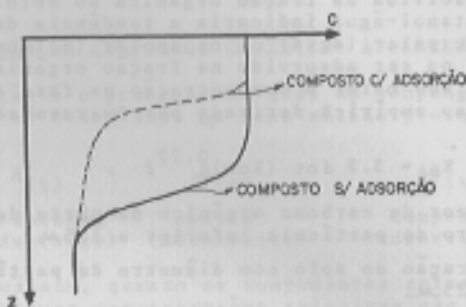


FIGURA 2 - Efeito da Adsorção no Transporte de Poluentes

Este retardamento é expresso como (5,6)

$$R_f = \frac{T_z}{T_w} \quad (13)$$

onde: T_z = tempo de residência do soluto com adsorção
 T_w = tempo de residência do traçador

Para compostos que seguem a isoterma linear e o escoamento insaturado o fator de retardamento pode ser definido como:

$$R_f = 1 + K_p \cdot \rho_p (1 - n)/\theta \quad (14)$$

ρ_p = densidade da partícula (g/cm^3)

DECOMPOSIÇÃO MICROBIANA DE COMPOSTOS NO SOLO

Os microrganismos produzem enzimas que catalizarão as reações de decomposição de substâncias de tal forma que estas possam ser utilizadas pelo organismo. Sob certas condições, a população microbiana se estabiliza ou desaparece, mas as exoenzimas permanecem levando a uma degradação do poluente.

No solo os processos acima também ocorrem, mas serão influenciados por fatores como: umidade, temperatura, pH do solo, concentração do poluente, teor de argila e de matéria orgânica. A umidade do solo irá determinar se é possível haver microrganismos ativos naquele solo e se serão favorecidos organismos aeróbicos ou

anaeróbicos (solo saturado), entre outros aspectos. O pH, a temperatura, nutrientes e concentração inicial de poluentes influenciam na velocidade de decomposição e também no tipo de bactéria presente. A população microbiana do solo bem como as enzimas estarão adsorvidas nos poros das partículas do solo. Isto implica que um determinado substrato, para ser atacado, deverá se difundir do meio da solução para o interior dos poros. Sendo esta etapa mais lenta, o desaparecimento do poluente pode ser explicado por um modelo cinético de primeira ordem:

$$r = -K.C \quad (14)$$

onde: C = concentração na fase líquida (mg/l)

K = constante de degradação (d⁻¹)

r = taxa de decomposição (mg/l.d)

A observação de que tanto a população microbiana como as exoenzimas estão adsorvidas nas partículas do solo leva a que o teor de argila e de matéria orgânica afete a decomposição. Entre tanto, ainda não está completamente estabelecido o sentido dessa influência, mas há evidências de que o teor de matéria orgânica e de argila favoreçam a biodegradação.

Na tabela abaixo são apresentados, a título de ilustração algumas constantes de degradação utilizadas pela USEPA (1980) para avaliação do impacto ambiental de algumas substâncias.

TABELA 1 - Constantes de Degradação do Solo

COMPOSTOS	K (d ⁻¹)
Fenol (*)	0,04 - 0,3
Tetraclorato Carbono	0
Clorofórmio	0
1,2 Dicloroetano	0,2
Pentaclorofenol (*)	0,001 - 0,16
1,1,2 Tricloroetano	0,0038
Benzeno	0,017

(*) Limite inferior - Fonte Backer et alii (1980)

FORMULAÇÃO MATEMÁTICA DO PROBLEMA

De Bear (1979) e Charbeneau (1983) o balanço de massa de um soluto em um elemento infinitesimal de solo, considerando a ocorrência de adsorção, dispersão e decomposição, em uma única direção (z), é dado por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{1}{Rf} (C.V - D. \frac{\partial C}{\partial z}) \right) - KC \quad (15)$$

onde: D = coeficiente de dispersão

Aqui, similarmente ao visto anteriormente, será desprezado o fator de dispersão, pois se considera que na infiltração

$CV \gg D \cdot \frac{\partial C}{\partial z}$, assim:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left(C \cdot \frac{V}{Rf} \right) - KC \quad (16)$$

Como interessa somente um único evento de infiltração a unidade do solo e a velocidade de infiltração serão constantes. Por se utilizar a isoterma linear, o fator de retardamento será independente do tempo e da concentração.

Portanto:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{V}{Rf} \cdot \frac{\partial C}{\partial z} = - KC \quad (17)$$

O valor da concentração (C) será função da posição (z) e do tempo (t), ou seja, $C = f(z, t)$.

Aplicando a regra da cadeia tem-se:

$$dC = \frac{\partial C}{\partial t} dt + \frac{\partial C}{\partial z} dz \quad (18)$$

Pelo método das características, as expressões (18) e (17) devem ser satisfeitas simultaneamente, assim:

$$\begin{aligned} \frac{dC}{-KC} &= \frac{dz}{V/Rf} \quad \text{ou} \\ \frac{dC}{dz} &= \frac{k \cdot Rf}{V} \cdot C \quad \text{para } t \text{ constante} \end{aligned} \quad (19)$$

Além disso, tem-se que:

$$\frac{dz}{V/Rf} = dt \quad \text{para } C \text{ constante} \quad (20)$$

Entretanto K, Rf e V constantes, portanto:

$$\frac{dz}{dt} = \text{constante} \therefore z = K' t \quad (21)$$

$$\text{com } K' = \frac{V}{Rf}$$

E integrando (19):

$$C = C_0 \cdot e^{-K'' z} \quad (22)$$

$$\text{com } K'' = \frac{K \cdot Rf}{V}$$

Sendo C_0 a concentração à $z = 0$, para todo o tempo, C_0 é a

concentração do poluente no líquido na base do aterro ou na superfície do solo.

A expressão (21) dá a posição da frente de infiltração. Para profundidades superiores à dada pela igualdade, a concentração do poluente será igual a natural, e para $z < z_f$, C será dado por (22), como mostrado nas figuras 3 e 4.

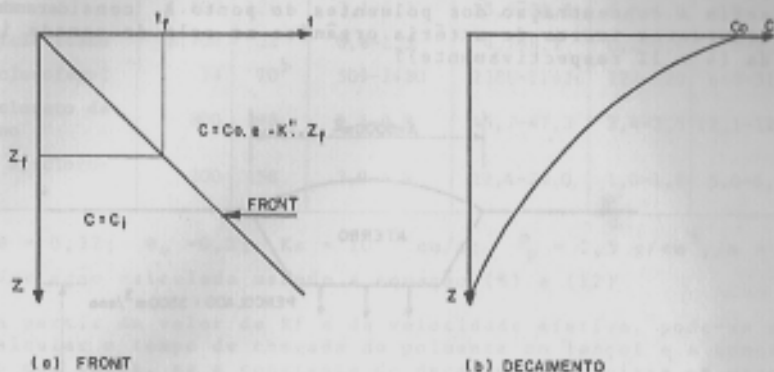


FIGURA 3 - Gráfico das expressões (21) e (22).

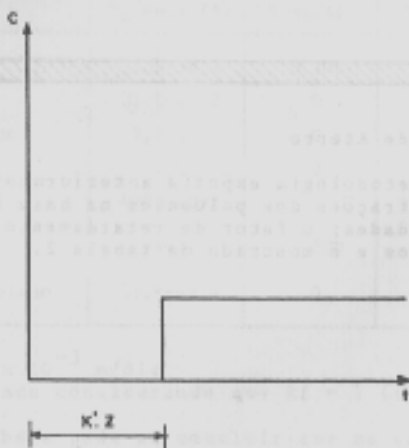


FIGURA 4 - Histórico da Concentração no Ponto z_f .

A figura 4 indica qual seria a série histórica da poluente, caso se amostrasse a região insaturada na profundidade z_f .

EXEMPLO DE APLICAÇÃO

Supondo um aterro que receba resíduos orgânicos tóxicos como os da tabela 1 e esteja na situação mostrada na figura 5, qual seria a concentração dos poluentes do ponto A, considerando-se dois diferentes teores de matéria orgânica no solo da camada insaturada (4 e 1% respectivamente)?

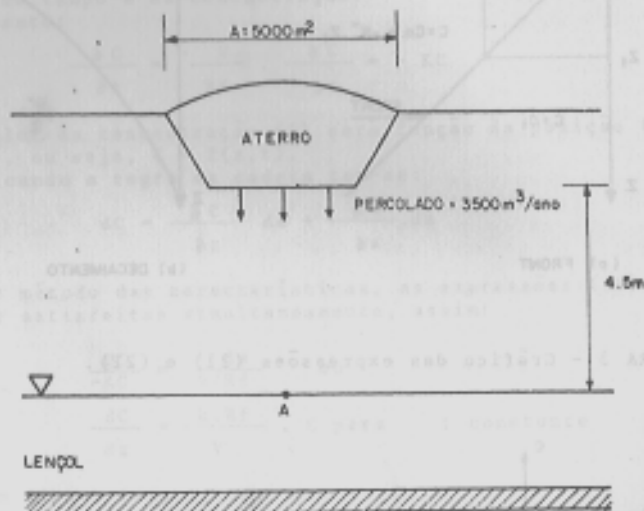


FIGURA 5 - Exemplo de Aterro

Utilizando a metodologia exposta anteriormente, bem como supondo que as concentrações dos poluentes na base do aterro (C_0) sejam suas solubilidades; o fator de retardamento foi calculado para alguns compostos e é mostrado na tabela 2.

TABELA 2 - Fator de Retardamento

COMPOSTOS	SOLUBILIDADE (mg/l)	K _{ow}	Solo A (f _o = 4%)*		Solo B (f _o = 1%)*	
			K _p (**)	Rf	K _p (**)	Rf
Clorofórmio	8.200	100	2,5-3,5	12,6-17,6	0,6-0,9	3,0-4,5
Benzeno	1.800	126	3,1-4,2	15,6-20,5	0,8-1,0	4,0-5,0
1,2 Dicloroetano	8.700	32	0,8-1,5	4,7-8,2	0,2-0,4	1,0-2,0
Pentaclorofenol	14	10 ⁵	509-2480	2386-11626	127-620	640-3125
Tetracloreto de Carbono	800	398	9,5-9,9	45,7-47,3	2,4-2,5	12,1-12,6
1,1,2 Tricloroetano	200	158	3,9-4,9	19,4-24,0	1,0-1,2	5,0-6,1

* $\theta = 0,32$; $\theta_0 = 0,2$; $K_s = 10^{-5}$ cm/s; $\rho_p = 2,5$ g/cm³; $n = 0,4$

(**) Variação calculada usando a equação (8) e (12)

A partir do valor de Rf e da velocidade efetiva, pode-se então calcular o tempo de chegada do poluente no lençol e a concentração que teria, se a constante de decaimento seguisse as propostas - estes resultados são mostrados na tabela abaixo.

TABELA 3 - Concentrações e Tempo de Chegada dos Poluentes no Aquífero

COMPOSTOS	Solo A (f _o = 4%)		Solo B (f _o = 1%)	
	T _z (ano) (*)	C(mg/l)	T _z (ano) (*)	C(mg/l)
Clorofórmio	25,9-36,2	8.200	6,2- 9,3	8.200
Benzeno	32,1-42,2	0	9,2-10,3	0
1,2 Dicloroetano	9,7-16,9	0	2,1- 4,1	0
Fenol (**)	2,0	0	2,0	0
Pentaclorofenol	4908-23916	0	1317-6429	0
Tetracloreto de Carbono	94-97	800	24,9-25,9	800
1,1,2 Tricloroetano	35,9-49,4	0	10,3-12,5	0

(*) $V = 6 \times 10^{-3}$ m/dia

(**) Calculado considerando que Rf = 1 (sem adsorção)

Dezta tabela pode-se concluir que no caso apresentado quase a totalidade dos poluentes seriam degradados antes que pudessem chegar ao lençol, excetuando-se o clorofórmio e o tetracloreto de carbono que não são degradáveis. Outra observação se refere ao tempo que o poluente levaria para chegar ao aquífero que será for

tamente influenciado pelo Kow e finalmente o teor de matéria orgânica no solo influenciará de forma linear o tempo de retenção.

A VALIDADE DO MODELO UTILIZADO

Moore (1980), mostra que para solos com granulometria superior ao siltes a pressão capilar é pequena. O mesmo ocorre com argilas que estejam com teor de umidade próximo à saturação, ou seja, o modelo hidráulico apresentado neste trabalho seria aplicável a estas condições. Ainda Moore (1980) ressaltava que para as argilas a pressão capilar pode produzir velocidades de infiltração superiores às que ocorreriam em solo saturado.

De acordo com experimentos realizados por Swarzenbach e Westall (1981) o seu modelo é válido para solos com mais de 0,1% de carbono orgânico e que o equilíbrio líquido/sólido somente é atingido para velocidades efetivas inferiores a 10^{-3} cm/s. Para velocidades superiores deve-se considerar a cinética da adsorção.

Uma indicação da validade do modelo proposto, é o valor do fator de retardamento para o clorobenzeno determinado em condições reais por Roberts (1978). Este valor, é muito semelhante ao que seria obtido pelo modelo de Swarzenbach e Westall (1981) considerando-se que o teor de carbono orgânico em aquífero como o do estudo é da ordem de 1%.

Por outro lado, o modelo não leva em consideração o efeito da adsorção simultânea de vários compostos. Isto implicaria que para líquidos percolados com alto teor de contaminantes, a saturação do adsorvente se dará em menos tempo.

Finalmente, dos três aspectos examinados no modelo, hidráulico, adsorção e biodegradação, este último é o que apresenta maior criticidade, principalmente pela dificuldade que se tem de reproduzir no laboratório as condições do campo. Isto leva a que existam poucos experimentos nesta área. Além disso, a ação da microflora será muito específica do local onde está se dando a infiltração. Outro aspecto é o efeito da concentração inicial do composto, que poderá estar em níveis tais que inibam a sua própria biodegradação. E, a própria biodecomposição poderá dar origem a compostos ainda mais tóxicos que o inicial. Neste particular, Kleopeter et alii (1985) mostrou que a biodegradação do tricloroetileno a partir de uma concentração de 2.000 µg/kg solo dá origem ao dicloroetileno, que por sua vez pode ser transformado no cloreto de vinila, um reconhecido carcinogênico.

A constante da biodegradação do tricloroetileno variou de 3×10^{-4} a 1×10^{-3} d⁻¹.

CONCLUSÕES

Do acima exposto pode-se concluir que:

- A sistemática apresentada é simples e de fácil aplicação;
- O modelo é adequado para descrever a infiltração e a adsorção de compostos orgânicos apolares em solos arenosos e silteosos, que não estejam muito secos, que possuam um teor de matéria orgânica superior a 0,1% e que a velocidade efetiva de infiltração seja inferior a 10^{-3} cm/s;

- A constatação de que o equilíbrio em termos de adsorção só ocorrerá para velocidades efetivas inferiores a 10^{-3} cm/s, reforça a necessidade de que os solos abaixo de aterros, independentemente do tipo de resíduos devem propiciar velocidades de infiltração inferiores. Portanto a exigência feita pela CETESB (1985) para que aterros só sejam construídos sobre solos com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-4} cm/s, é bastante razoável;

- Compostos como log Kow < 2.0 podem ser considerados como móveis, como aliás foi mostrado por Swarzenbach et alii (1983);

- A biodegradação pode ser um fator primordial na atenuação do impacto de uma substância no meio ambiente. E, portanto manter no subsolo abaixo da instalação condições favoráveis a atividade microbiana, é fundamental. Um exemplo disto é assegurar a existência de uma zona insaturada sob o aterro, o que favoreceria a degradação aeróbica que é muito mais efetiva que a anaeróbica;

- Dada a importância da biodegradação dever-se-ia, dar uma maior ênfase a experimentos relativos ao ataque microbiano de substância no solo, e;

- Finalmente, o desenvolvimento deste trabalho seria o de realizar experimentos que pudessem melhor basear o acerto das hipóteses feitas.

BIBLIOGRAFIA

- BARKER M.D. & MAYFIELD. Microbial an non-biological decomposition of chlorophenols an phenol in soil - water, air and soil pollution, v.13 nº 4, December 1980 p.411-424.
- BEAR, J. Hydraulics of groundwater McGraw Hill Inc. 1979 - USA.
- CETESB Norma 01.012 - Projeto e operação de aterros industriais para resíduos perigosos (em processo de homologação) São Paulo, 1985.
- CHARBENEAU, R.J. Infiltration and internal for gravity dominated unsaturated saturated groundwater flow, Water Resources Research, 1983.
- CHARBENEAU, R.J.; LILJESTRAND H.M. Vertical migration of organic pollutants during infiltration Proc. Asce hydraulics division Specialty Conference Held 8/9-8/2/83 - Boston Mass USA.
- CHARBENEAU, R.J. Kinematic Models for soil moisture and solute transport Water Resources Research, v.20 nº 6, June 1984, p.699-706.
- KARICK HOFF, S.W.; BROWN, D.S. & SCOTT, A.T. Scruption of hidrophobic pollutants on natural sediments Water Research, v.13, 1979 p. 241-248.
- KLEOPTER, R.D.; EASLEY, D.; HAAS JR., B.B.; DELHI, P.D.; JACKSON, D.E. & MURREY, C.J. Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil Environ. Sci. Technol. v.19, nº 3, 1985.
- LEVENSPIEL, O. Engenharia das reações químicas v.II Ed. Edgard

- Blucher, EDUSP, 1974 - S.Paulo - Brasil.
- MARSHALL, K.C. Sorptive interactions between soil particles and microorganisms in soil biochemistry V II (McLaren & Skujins Editors) - Marcel Dekker Inc. 1st ed., 1971 - USA.
- MATSUMURA, F. & BOUSH, G.M. Metabolism of insecticides by microorganisms in soil biochemistry VII (McLaren & Skujins Ed.) Marcel Dekker Inc. 1st ed. 1971 - USA.
- McLAREN, A.D. & SKUJINS, J. Trehes in the biochemistry of terrestrial soils in soil biochemistry VII McLaren & Skujins Editors - Marcel Dekker Inc. 1st ed. 1971 WA.
- MOORE, C.A. Landfield and surface impoundment performance evaluation, rend to USEPA, Sep, 1980 (PB 81-166357) - USA.
- ROBERTS, P.V.; McCARTY, P.L.; REINHARD, M. & SCHREINER, J. Organic contaminate behavior during groundwater research Pres. at 51st An. Co. WPCF, 1978, USA.
- SCHWARZENBACH, R.P. & WESTALL, J. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater laboratory sorption studies Environ. Sci. Technol, nov 1981, v.15 p.1360-1367.
- SCHWARZENBACH, R.P.; GIGER, W.; MOEHN, E.S.; SCHNEIDER, J.K. Behavior of organic compounds on river water to groundwater field studies, Environ. Sci. Technol, 1983, 17, nº 8.
- STREER, K.L. Analysis and solution of partial differential equations - Books Cole Pub. Co - 1st ed. 1973 - USA.
- USEPA (OSW) Identification and listing of hazardous wastes under RCRA (Res. Cons. Recov. Act.) Subtitle C, section 3001 - Fate and transport of hazardous constituting - 1980 (PB 81-190027) - USA.
- WEBER Jr., W.J. Physicochemical processes for water quality control, chapter 5 Adsorption Wiley Interscience. 1st ed. 1972 - USA.

NOTA

Este trabalho foi apresentado no I Congresso Brasileiro de Química Ambiental realizado no período de 19 a 21 de junho de 1985 em Salvador - BA.

A ABAS deseja a seus sócios e colaboradores
um FELIZ NATAL e PRÓSpero ANO NOVO.