

BR 89 20799

ISSN 0101-3084



**CNEN/SP**

---

**ipen** Instituto de Pesquisas  
Energéticas e Nucleares

ESTUDOS DE MIGRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS NO SOLO

Julio Takehiro Marumo

PUBLICAÇÃO IPEN 241

JANEIRO/1989

SÃO PAULO

**ESTUDOS DE MIGRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS  
NO SOLO**

**Julio Takehiro Marumo**

**DEPARTAMENTO DE CICLO DE COMBUSTÍVEL**

**CNEN/SP  
INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES  
SÃO PAULO - BRASIL**

**Série PUBLICAÇÃO IPEN**

**INIS Categories and Descriptors**

**B31.10**

**E52.00**

**INTERMEDIATE-LEVEL RADIOACTIVE WASTES**

**LOW-LEVEL RADIOACTIVE WASTES**

**RADIONUCLIDE MIGRATION**

**SOILS**

**WASTE DISPOSAL**

---

**IPEN - Doc - 3112**

**Aprovado para publicação em 13/12/88.**

**Nota: A redação, ortografia, conceitos e revisão final são de responsabilidade do(s) autor(es).**

# RADIONUCLIDE MIGRATION STUDIES IN SOIL

Júlio Takehiro Marumo

## ABSTRACT

In this work a brief description about retention and migration parameters of radionuclides in soil, including main methods to determine the distribution coefficient ( $K_d$ ) are given. Some of several factors that can act on the migration are also mentioned.

## ESTUDOS DE MIGRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS NO SOLO

## RESUMO

Neste trabalho é feita uma descrição breve sobre os parâmetros de retenção e migração de radionuclídeos no solo, incluindo os métodos principais para a determinação do coeficiente de distribuição ( $K_d$ ). Alguns dos diversos fatores que podem influenciar na migração também são discutidos.

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	RETENÇÃO E MIGRAÇÃO	1
2.1	O SOLO E A CAPACIDADE DE TROCA IÔNICA	2
2.2	PARÂMETROS DE RETENÇÃO E MIGRAÇÃO	4
2.2.1	O FLUXO DE ÁGUA NO SOLO	10
2.3	FATORES QUE INFLUEM NA MIGRAÇÃO	11
2.3.1	FATORES FÍSICOS	11
2.3.1.1	COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA DO SOLO	11
2.3.1.2	ESTRUTURA DO SOLO	
2.3.2	FATORES QUÍMICOS	11
2.3.2.1	ACIDEZ E ALCALINIDADE DO SOLO	11
2.3.2.2	COMPLEXAÇÃO	12
2.3.2.3	COLÓIDES	12
2.3.2.4	CONCENTRAÇÃO DOS ELEMENTOS NA SOLUÇÃO	12
2.3.2.5	PRESENÇA DE OUTROS ÍONS NA SOLUÇÃO	13
	APÊNDICE	18
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22

## 1. INTRODUÇÃO

As quantidades crescentes de rejeitos radioativos geradas, com o desenvolvimento da tecnologia nuclear, provenientes das diversas etapas do ciclo do combustível, da medicina, indústria e agricultura de vem ser condicionadas de forma adequada e isoladas em repositórios. Tais locais devem oferecer o máximo de segurança para que os rejeitos, lá de positados, não ameacem o homem e o meio ambiente.

Desta forma, a seleção de locais para a instalação de repositórios, requer a análise e a determinação de vários fatores, como a natureza do rejeito (ou seja, suas características químicas e radioquímicas), os parâmetros inerentes à migração e retenção de radionuclídeos no solo e, as variáveis relacionadas com o clima, hidrologia, geologia e ecologia.

Os parâmetros referentes à migração e retenção são significativos porque através deles pode-se controlar o tempo de residência e a quantidade de radionuclídeos que permanece no solo, após uma liberação acidental. Uma vez incorporados no meio ambiente, os radionuclídeos podem chegar ao homem por diversas vias de transferência.

Torna-se, assim, muito importante o conhecimento dos mecanismos de retenção e a determinação das taxas de migração de radionuclídeos no solo, com um certo grau de confiança.

## 2. RETENÇÃO E MIGRAÇÃO

A capacidade do solo<sup>(1,2)</sup> de reter elementos químicos pode obedecer a diferentes processos químicos, como a troca-iônica, adsorção superficial nas partículas do solo, precipitação, quelação, além de processos físicos como a retenção mecânica. Porém, de todos os mecanismos possíveis, o mais importante é o da troca-iônica.

A troca-iônica é um termo usado para indicar o processo de permuta de íons de mesmo sinal, entre um material insolúvel posto em contato com uma solução. Na migração, a troca-iônica se processa entre os íons fixados no solo e os radionuclídeos. O parâmetro mais significativo a ser determinado nesse processo é o coeficiente de distribuição,  $K_d$ , que indica o grau de retenção do radioisótopo pelo solo.

Além disso, a retenção e a migração dependem de fatores diversos relacionados com o clima (p. ex. índice pluviométrico), com a forma química do radionuclídeo e com parâmetros relacionados com o solo (p. ex. granulometria, pH, composição mineralógica, permeabilidade).

### 2.1. O solo e a capacidade de troca iônica

Os solos<sup>(3)</sup> são materiais resultantes do processo de desgaste de rochas, que se dá por ação química ou simplesmente mecânica. Entre os agentes de desgaste mecânico pode-se citar correntes de água e de ar, temperatura e vegetação e entre os agentes químicos, a água e mecanismos de ataque como oxidação, hidratação, carbonatação, lixiviação, sendo estes últimos, os responsáveis principais pelas alterações químicas ou mineralógicas das rochas. As frações principais do solo são oriundas da ação conjunta desses processos. Desta forma, temos:

Fração grossa - pedregulhos e areias

Fração intermediária - siltes

Fração fina - argilas

A argila, que representa a fração mais fina do solo, é o último produto resultante desses desgastes.

A porosidade do solo, espaço intergranular, tem formas e dimensões variadas, que podem ou não estar preenchidos com água, proporcionando ao solo certas características físicas. Desta forma, os índices físicos determinados no solo, estão diretamente relacionados com os seus constituintes e suas proporções relativas, e a interação entre as fases sólida, líquida e gasosa.

Das frações minerais do solo, no que diz respeito aos processos físico-químicos, o papel principal cabe às argilas. Estas são responsáveis pelas propriedades plásticas e pelos processos de contração e expansão do solo. Ao contrário dos siltes e areias, as argilas têm área específica muito elevada, apresentando propriedades coloidais. Desta forma, são muito ativas quimicamente por possuírem carga elétrica, retendo íons permutáveis<sup>(\*)</sup> e conferindo ao solo características de trocador iônico<sup>(1,4,5)</sup>.

---

(\*) A retenção de íons permutáveis é uma das propriedades dos colóides sendo explicada por adsorção eletrostática. Para manter a eletro-neutralidade, os íons trocáveis são atraídos pelas partículas coloidais, formando uma camada eletrostática dupla ("electrostatic double layer") por toda a superfície do colóide.

As argilas<sup>(1,4,5)</sup> são compostas por partículas com diâmetro inferior a 2  $\mu\text{m}$  e representam um número restrito de minerais, chamados argilominerais. Os argilominerais são um grupo de silicatos hidratados de alumínio, ferro e magnésio, e suas estruturas cristalinas básicas são formadas por grupos tetraédricos e octaédricos.

As unidades tetraédricas são constituídas por quatro átomos de oxigênio ou grupos hidroxila nos vértices, tendo como átomo central o Si ou Al, ao passo que, as unidades octaédricas são constituídas por seis átomos de oxigênio ou grupos hidroxila e o átomo central pode ser Al, Mg ou Fe.

O compartilhamento dos átomos de oxigênio entre as unidades permite que os tetraedros ou os octaedros se mantenham unidos, formando folhas em arranjo hexagonal. Desta forma, os argilominerais são formados por camadas compostas, originárias da ligação entre folhas tetraédricas e octaédricas que são empilhados e ligados por cátions ou separados por uma camada de água.

Há dois tipos de estruturas, dependendo da relação entre as folhas:

1) A de duas folhas, ou tipo 1:1 (uma folha de tetraedros e outra de octaedros), tendo-se como exemplos a caulinita e a serpentina.

2) A de três folhas ou tipo 2:1 (uma folha de octaedros entre duas de tetraedros), cujos argilominerais principais são:

a) Esmectitas ou montmorilonitas - São constituídas por duas folhas de silicato, tetraédricas, com uma folha intermediária octaédrica, unidas por oxigênios comuns, com água interlamelar, onde o  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Na}^+$  são os cátions interlamelares principais. Podem possuir um certo grau de substituição isomórfica, do alumínio por silício (até 15%).

b) Ilitas - Possuem estrutura cristalina muito semelhante à da esmectita, porém com um grau de substituição isomórfica maior, dando uma carga maior à estrutura.

c) Vermiculitas - Apresentam estruturas semelhantes à da montmorilonita, onde o  $\text{Mg}^{2+}$  é o cátion neutralizante principal.

d) Cloritas - Sua estrutura básica é do tipo 2:1 com uma



segunda folha octaédrica de hidróxido de magnésio.

- e) Camada mista - A estrutura é formada, geralmente, pelo empilhamento de dois minerais de argila do tipo 2:1, podendo ou não, estarem dispostos de forma regular. Como exemplo tem-se a illita-montmorilonita, a clorita-esmectita etc.

As Figuras 1 e 2 ilustram algumas das estruturas citadas.

A Tabela I apresenta algumas características de certos argilominerais.

As estruturas dos minerais de argila descritas anteriormente, são eletricamente neutras, porém a maioria dos argilominerais apresentam carga elétrica negativa. O caráter eletronegativo pode ser consequência de substituições isomórficas de átomos que ocorrem durante a formação das estruturas tetraédricas e octaédricas. O  $Al^{3+}$  pode substituir o  $Si^{4+}$  na unidade tetraédrica, e o  $Mg^{2+}$  ou  $Fe^{2+}$  substituir o  $Al^{3+}$  na unidade octaédrica, gerando cargas negativas de oxigênios não balanceados. A existência de ligações partidas, nas extremidades da estrutura cristalina, é também geradora de fontes de cargas negativas.

A eletroneutralidade é mantida através de cátions, que são atraídos pela estrutura. Por estarem fixados na superfície, tais cátions, podem ser permutados por outros íons através de reação química.

O número de cátions permutáveis ou o número de grupos ativos (carga negativa), por unidade de massa do solo, representa a capacidade de troca catiônica do solo. Esta é expressa em miliequivalentes de íons por 100 g de solo.

## 2.2. Parâmetros de retenção e migração

Uma liberação acidental de rejeitos radioativos no solo, pode causar danos sérios ao homem e ao meio ambiente, requerendo, desta forma, um estudo sistemático que auxilie na escolha de locais para a instalação de um repositório. Tal estudo envolve a determinação de vários parâmetros, sendo o coeficiente de distribuição,  $K_d$ , um dos mais importantes, por quantificar o grau de retenção de um elemento no solo.

O  $K_d$  é definido como sendo a razão entre a quantidade de soluto retido no solo, por unidade de massa do solo, e a quantidade de soluto remanescente na solução, por unidade de volume da solução, após o

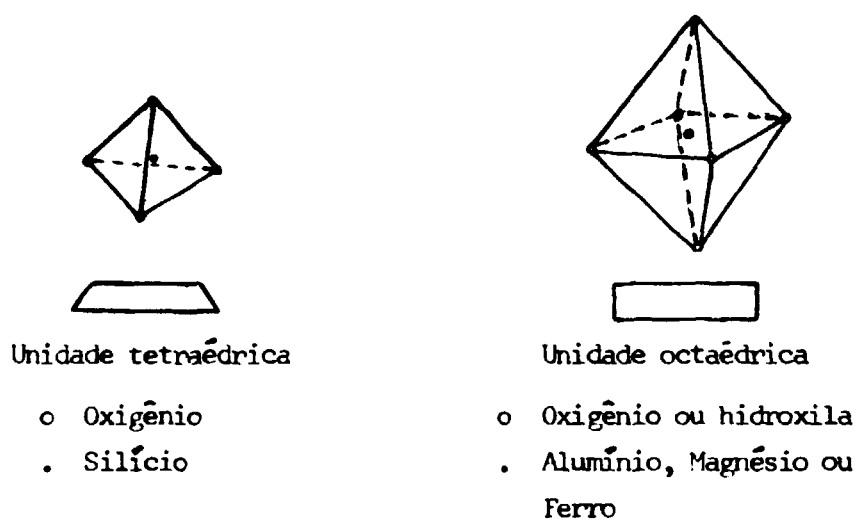


Figura 1 - Representação esquemática das unidades tetraédricas e octaédricas.

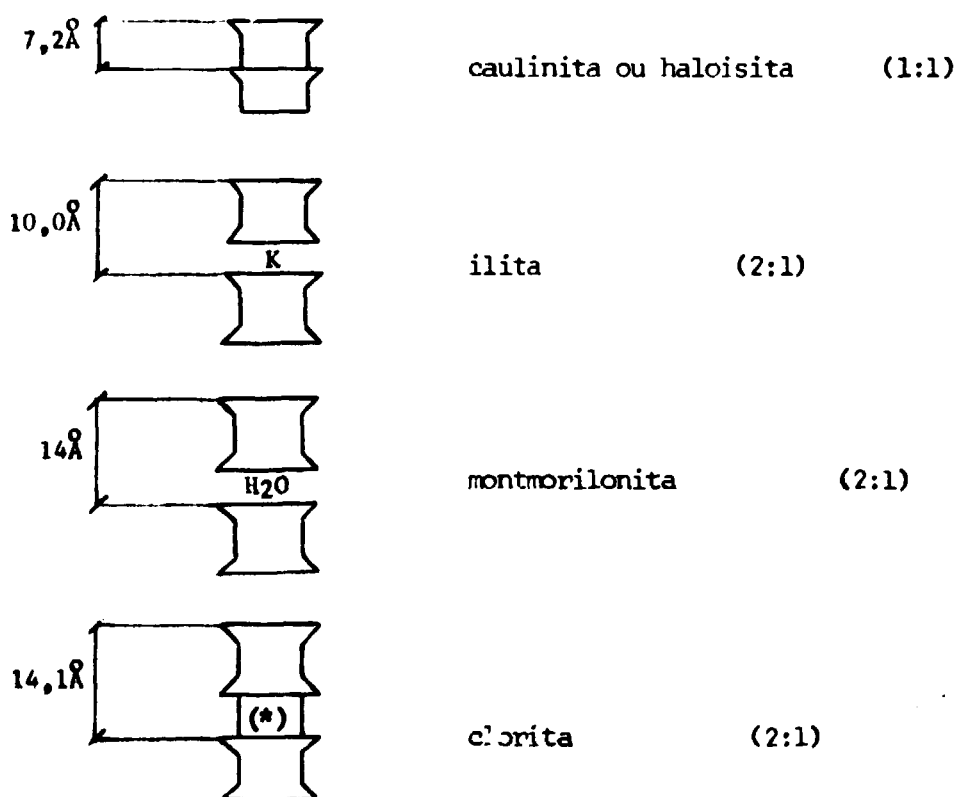


Figura 2 - Representação esquemática da estrutura unitária dos argilominerais principais<sup>(5)</sup>.

(\*)  $Mg(OH)_2$

Tabela I - Estrutura e propriedades dos argilominerais principais<sup>(4)</sup>.

Mineral	Camadas	Espaçamento entre as camadas (Å)	Área Específica (m <sup>2</sup> /g)	C.T.C. * (m Eq/100g)
Caulinita	tetraédrica octaédrica	7,2	10-20	3-15
Ilita	tetraédrica octaédrica tetraédrica	10	65-100	20-40
Esmeectita	tetraédrica octaédrica tetraédrica H <sub>2</sub> O	12-17	50-120	80-100
Vermiculita	tetraédrica octaédrica tetraédrica H <sub>2</sub> O	13-14	40-80	100-150
Clorita	tetraédrica octaédrica tetraédrica	14		10-40

\* C.T.C. = Capacidade de Troca Catiônica

equilíbrio, isto é: A unidade é o  $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$  ou  $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$ .

$$K_d = \frac{\text{quantidade de radionuclídeo retido por grama de solo}}{\text{quantidade de radionuclídeo} \quad \text{mililitro de solução}}$$

Supondo que o processo migratório de um radionuclídeo no solo segue as leis cromatográficas, pode-se calcular o fator de retardação,  $R_d$ , pela expressão:

$$R_d = 1 + \rho \frac{(1 - \eta)}{\eta} K_d \quad (1)$$

onde:  $\rho$  é a densidade do solo

$\eta$  é a porosidade do solo

O fator de retardação é a razão entre a velocidade da água no solo\*,  $V_a$ , e a velocidade do radionuclídeo no solo,  $V_r$ .

Atualmente, para o estudo do transporte de radionuclídeos em meios geológicos, são utilizados dois métodos para a determinação do  $K_d$  e/ou  $R_d$  em laboratório<sup>(1,4,6)</sup>: o estático e o dinâmico.

O método estático, também conhecido como "batch", consiste em colocar uma quantidade conhecida de solo em contato com uma solução de volume e concentração do radioelemento conhecidos. O sistema, assim formado, é agitado frequentemente, até equilíbrio completo. Este é verificado quando a atividade da solução, medida em intervalos regulares de tempo, permanecer constante.

No método estático, mais utilizado por causa da simplicidade e rapidez de obtenção de resultados, deve-se considerar que:

- a) os efeitos causados pelo fluxo de água não são considerados;

---

(\*) Há duas zonas de ocorrência de água subterrânea: uma onde os interstícios do solo ficam completamente preenchidos (zona de saturação), e outra onde os interstícios são parcialmente preenchidos por água e parcialmente por ar.

b) a proporção solução/solo utilizada nos testes é muito maior, comparada àquela encontrada nas condições reais;

c) podem ser produzidos sítios de troca por causa da quebra das partículas durante o processo de agitação, etc.

Assim, os resultados obtidos devem ser usados somente como valores estimativos, porque não representam as condições reais.

Pelo método dinâmico, o  $R_d$  é determinado, usando-se colunas de solo indeformado, e a medida da migração dos radionuclídeos é realizada com um detector de varredura ("scanning"). A velocidade do fluxo aquoso é medida usando-se água, marcada com trítio.

A grande vantagem do processo dinâmico é que ele se aproxima mais das condições reais. Porém a dificuldade de se extrair colunas com solo indeformado (geralmente de grandes proporções) e o tempo para se obter os resultados, limitam o seu uso. Para contornar tais dificuldades, o  $R_d$  também pode ser determinado usando-se colunas menores e amostras de solo deformadas. Os resultados obtidos desta forma serão no entanto, menos realísticos.

O método<sup>(1)</sup> dinâmico aproximado consiste em percolar-se uma solução do elemento considerado através de uma coluna contendo uma massa conhecida de solo. As frações do efluente são coletadas e as concentrações do radionuclídeo são determinadas. O processo termina quando a concentração do efluente se iguala à do influente, indicando assim a saturação da coluna.

Com os dados obtidos, constrói-se uma curva de quebra, conforme a Figura 3, do volume total do percolado contra a razão entre as concentrações do radionuclídeo na solução influente,  $A_0$ , e a solução efluente,  $A$ .

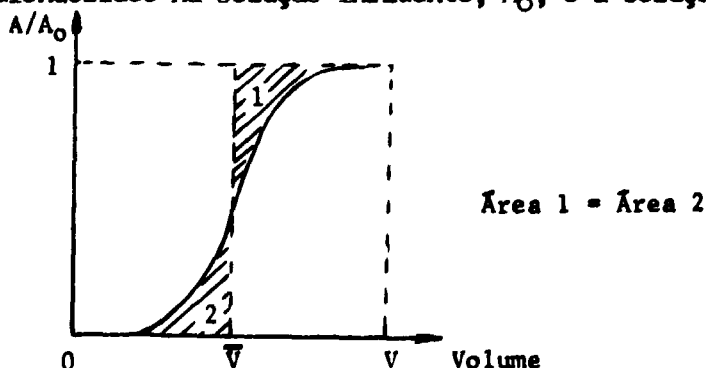


Figura 3 - Curva de quebra para o volume total do percolado contra a razão entre as concentrações do radionuclídeo na solução influente,  $A_0$ , e a solução efluente,  $A$ .

Na condição de equilíbrio, ou seja, após a saturação tem-se:

$$V A_0 = C m + V_v A_0 + \int_0^V A dV \quad (2)$$

onde:  $C$  é a concentração do elemento retido por uma massa  $m$  de solo

$V_v$  é o volume de vazios do solo

$V$  é o volume total do percolado

Dividindo-se a equação (2) por  $A_0$ , tem-se:

$$V = \frac{C}{A_0} m + V_v + \int_0^V \frac{A}{A_0} dV \quad (3)$$

ou,

$$V - \int_0^V \frac{A}{A_0} dV = \frac{C}{A_0} m + V_v \quad (4)$$

mas o volume médio do percolado vem dado pela equação:

$$\bar{V} = V - \int_0^V \frac{A}{A_0} dV \quad (5)$$

então substituindo-se (5) em (4), tem-se:

$$\bar{V} = \frac{C}{A_0} m + V_v \quad (6)$$

ou, pondo em evidência o termo  $C/A_0$ :

$$\frac{C}{A_0} = \frac{\bar{V} - V_v}{m} \quad (7)$$

Como por definição o  $K_d$  é dado por:

$$K_d = \frac{C}{A_0}$$

substituindo-se na equação (7) pode-se escrever que:

$$K_d = \frac{\bar{V} - V_v}{m} \quad (8)$$

O volume de vazios pode ser determinado percolando-se uma solução contendo íons cloreto, seguindo-se o procedimento citado anteriormente. A Figura 4 mostra a curva de quebra para os íons de  $\text{Cl}^-$ .

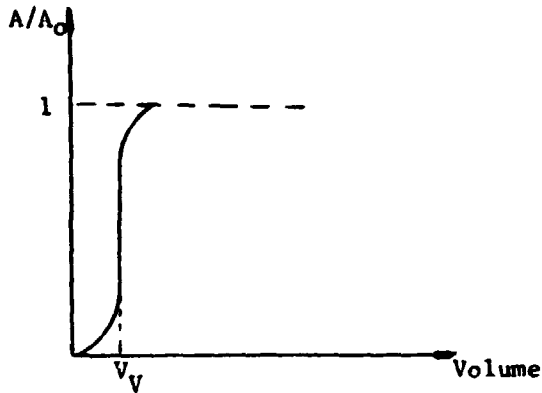


Figura 4 - Curva de quebra da qual se obtém graficamente o volume de vazios no solo,  $V_V$ .  $A$  e  $A_0$  são as concentrações de  $\text{Cl}^-$  na solução influente e efluente respectivamente.

O valor de  $V_V$  é obtido graficamente, admitindo-se que o íon  $\text{Cl}^-$  não é fixado no solo.

Conhecendo-se o valor  $\bar{V}$  e obtendo-se experimentalmente o valor  $V_V$  pode-se determinar o  $K_D$  pela equação (8).

### 2.2.1. O fluxo de água no solo

Para se estimar a velocidade de migração de íons no solo utilizando-se a equação (1), se faz necessário o conhecimento da velocidade da água.

A velocidade da água no solo pode ser obtida utilizando-se o trabalho desenvolvido por Henri Darcy, conhecido como lei de Darcy:

$$Q = K A \frac{dh}{dt} \quad (9)$$

Onde:  $Q$  é a vazão de água,  $\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

$A$  é a secção do solo atravessada pela água,  $\text{cm}^2$

$K$  é o coeficiente de permeabilidade<sup>(\*)</sup> ou condutividade hidráulica,  $\text{cm} \cdot \text{s}$

(\*) Ver Apêndice, para maiores informações.

$\frac{dh}{dz}$  é o gradiente hidráulico

Como a razão entre a vazão de água e a área é igual à velocidade da água no solo pode-se escrever:

$$V_a = K \frac{dh}{dz} \quad (10)$$

### 2.3. Fatores que influem na migração

Os fatores que influem na migração de elementos químicos no solo são os fatores físicos, por exemplo granulometria do solo, estrutura e os fatores químicos como o pH e a complexação.

#### 2.3.1. Fatores físicos

##### 2.3.1.1. Composição granulométrica do solo

A composição granulométrica influi na migração, uma vez que a retenção de radionuclídeos pode se dar por adsorção nas partículas do solo e também por troca iônica com as argilas. A análise granulométrica permite determinar o teor de pedregulhos, areias, siltes e argilas de uma determinada amostra, assim sendo, torna possível conhecer a afinidade entre os radionuclídeos e o solo<sup>(2)</sup>.

##### 2.3.1.2. Estrutura do solo

O solo é composto por vários agregados de partículas que mantêm espaços entre si, formando porosidades. Desta forma, a estrutura do solo influi na permeabilidade e como consequência no fator de retardação (veja seção 2.2).

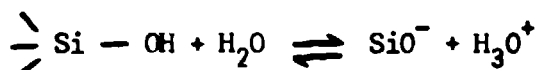
#### 2.3.2. Fatores químicos

##### 2.3.2.1. Acidez e alcalinidade do solo

O pH tem uma importância significativa<sup>(1)</sup> sobre o  $K_d$ . De um modo geral, o  $K_d$  cresce com o aumento do pH, e é praticamente nulo em soluções muito ácidas. Isto é explicado pela competição entre os íons  $H^+$



e outros cátions nos sítios de troca (cargas negativas). Por outro lado, o aumento do pH ocasiona um aumento do número de sítios ativos, explicado pela lei da ação das massas:



O aumento do pH também pode ocasionar a precipitação de alguns radionuclídeos.

#### 2.3.2.2. Complexação

A complexação dos radionuclídeos<sup>(5)</sup> com compostos presentes no solo é outro fator que influi na migração, contribuindo geralmente para o seu aumento. Ânions como  $\text{OH}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ , e matéria orgânica que inclui aminoácidos, ácidos graxos, fenóis, esteróis, açúcares, hidrocarbonetos, uréia, porfirinas e ácidos húmicos podem formar complexos com os radionuclídeos e, as estruturas assim formadas, serem fracamente retidos pelo solo.

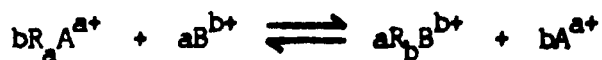
#### 2.3.2.3. Colóides

Os radionuclídeos podem também formar colóides<sup>(4)</sup> ou serem adsorvidos na superfície de um colóide já formado. Os mecanismos de migração dessas partículas são incertos, sabendo-se, porém, que na argila eles podem ser retidos, principalmente se elas estiverem compactadas. Isto pode ocorrer, provavelmente, por causa do tamanho dos colóides e da estrutura das argilas que acabariam por funcionar como um filtro.

#### 2.3.2.4. Concentração dos elementos na solução

A influência da concentração dos elementos na solução<sup>(2)</sup> pode ser explicada utilizando-se a lei da ação das massas, considerando que as reações de troca-iônica são estequiométricas e reversíveis.

Seja a reação genérica de troca-iônica:



Onde: R é o radical ativo

$A^{a+}$  e  $B^{b+}$  são os cátions permutáveis sendo,  $A^{a+}$  em macroquantidades e  $B^{b+}$  em quantidades de traços

$a+$  e  $b+$  são as valências dos cátions

$a$  e  $b$  são os números de moles dos reagentes ou produtos.

A constante de equilíbrio  $K_A^B$  para esta reação é:

$$K_A^B = \frac{[R_b B^{b+}]^a [A^{a+}]^b}{[R_a A^{a+}]^b [B^{b+}]^a} \quad (11)$$

O coeficiente de distribuição,  $K_d$ , em relação a  $B^{b+}$  vem dado por:

$$K_d = \frac{[R_b B^{b+}]^a}{[B^{b+}]^a} \quad (12)$$

Portanto, substituindo-se a equação (12) na equação (11) obtém-se:

$$K_d = K_A^B \left[ \frac{R_a A^{a+}}{A^{a+}} \right]^b \quad (13)$$

Pela expressão (13) pode-se verificar que o  $K_d$  é inversamente proporcional à concentração dos íons permutáveis na solução.

#### 2.3.2.5. Presença de outros íons na solução

O  $K_d$  pode ser afetado pela presença de outros íons provavelmente, por causa da competição entre os sítios ativos e pelo efeito da concentração.

Porém, cada tipo de argila parece apresentar preferência por um elemento em particular<sup>(1)</sup>. Existe uma ordem de seletividade pa-

ra alguns íons nos principais tipos de argilas, conforme mostra a Tabela II.

Tabela II - Ordem de seletividade das argilas para alguns íons na presença de outros íons.

Tipo de argila	Seletividade em ordem decrescente
Caulinita	$^{95}\text{Zr}$ , $^{95}\text{Nb}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{60}\text{Co}$
Ilita	$^{137}\text{Cs}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{95}\text{Zr}$ , $^{95}\text{Nb}$ , $^{90}\text{Sr}$
Montmorilonita	$^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{95}\text{Zr}$ , $^{95}\text{Nb}$
Vermiculita	$^{137}\text{Cs}$ , $^{85}\text{Sr}$ , $^{60}\text{Co}$

Em suma, o valor do  $K_d$  pode variar de um método para outro e depende de diversos fatores como a natureza e concentração do radionuclídeo e de parâmetros inerentes ao próprio solo. Com o propósito de ilustrar algumas dessas variações, a Tabela III mostra algumas características do solo e a Tabela IV mostra valores de  $K_d$  obtidos pelo método estático e dinâmico<sup>(6)</sup>.

Tabela III - Características dos horizontes do solo<sup>(6)</sup>

Solo	Horizonte	Profundidade (cm)	Argilominerais	C <sub>org</sub> <sup>a</sup> (wt%)	CTC <sup>b</sup> meq/100 g
Ranker (Trebel)	O	0			
	(E)A <sub>h</sub>	4	Clorita, ilita, caulinita	1,7	3,9
	(B)C	15		0,4	2,6
Podsol (Gorleben)	O	0			
	A <sub>h</sub>	3		1,9	7,8
	E	23		2,1	5,8
	B <sub>h</sub> ·fe	27	Clorita, ilita, caulinita	4,3	30,2
	B <sub>fe</sub>	32		1,6	4,8
	BC	42		0,2	2,6
	C	100			
Braunerde (Brühlendorf)	A <sub>h</sub>	0		2,4	7,8
	B <sub>v</sub>	9	Clorita, ilita, caulinita, montmorilonita	0,3	3,0
	BC	48		0,05	4,2
	C	95			

a - Porcentagem de carbono orgânico

b - Capacidade de troca catiônica

Tabela IV - Comparação entre os coeficientes ( $K_d$ ) do  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  obtidos por batch e coluna <sup>(6)</sup>

$^{85}\text{Sr}$								
Brinkendorf			Gorleben			Trebel		
Batch $K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	Horizonte	Coluna $K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	Batch $K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	Horizonte	Coluna $K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	Batch $K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	Horizonte	Coluna $K_d(\text{cm}^3/\text{g})$
110	<u>A<sub>h</sub></u>	10	31	<u>O</u>	80	8	<u>O</u>	40
			80	<u>(E)A<sub>h</sub></u>	40	30	<u>(E)A<sub>h</sub></u>	10
3	<u>B<sub>v</sub></u>	2	8	<u>E</u>	a			
			20	<u>B<sub>h,fe</sub></u>	a			
			1	<u>B<sub>fe</sub></u>	a			
						0,8	<u>C</u>	0,3
			0,9	<u>BC</u>	a			
1,4	<u>BC</u>	1,5						

cont...

137Cs								
Brinkendorf			Gorleben			Tropel		
Batch K <sub>d</sub> (cm <sup>3</sup> /g)	Horizonte	Coluna K <sub>d</sub> (cm <sup>3</sup> /g)	Batch K <sub>d</sub> (cm <sup>3</sup> /g)	Horizonte	Coluna K <sub>d</sub> (cm <sup>3</sup> /g)	Batch K <sub>d</sub> (cm <sup>3</sup> /g)	Horizonte	Coluna K <sub>d</sub> (cm <sup>3</sup> /g)
60	<u>A<sub>h</sub></u>	(3000) <sup>b</sup>	320	<u>O</u>	30	350	<u>O</u>	70
						120	<u>(E)A<sub>h</sub></u>	30
			70	<u>(E)A<sub>h</sub></u>	15			
			90	<u>E</u>	a			
200	<u>B<sub>v</sub></u>	a	14	<u>B<sub>h</sub>·fe</u>	a			
			120	<u>B<sub>fe</sub></u>	a			
						840	<u>C</u>	a
360	<u>BC</u>	a	700	<u>BC</u>	a			

a = valor não determinado, porque o radionuclídeo não migrou no período de observação (= 2 anos)

b = valor inclui também a quantidade de radioatividade absorvida pelo musgo no solo e não pode, desta forma ser atribuído somente ao solo.

## APÊNDICE

## 1 - Volume de vazios

As partículas do solo têm espaços entre si, que podem estar preenchidos com água, com ar ou ambos. É, portanto, um sistema composto pelas fases sólida, líquida e gasosa<sup>(3)</sup>

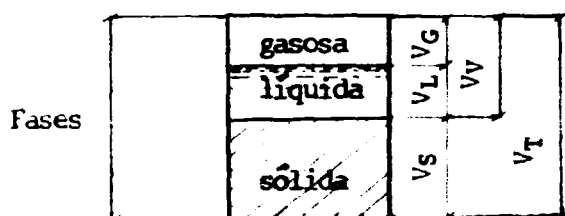


Figura A.1 - Composição do solo em termos volumétricos.

Cada fase possui um certo volume, representado por  $V_S$ ,  $V_L$  e  $V_G$ .  $V_T$  é o volume total, ou seja, a soma dos volumes das três fases.  $V_V$  é o volume de vazios ou a soma dos volumes da fase líquida e gasosa. Portanto:

$$V_T = V_S + V_L + V_G$$

$$V_V = V_L + V_G$$

## 2 - Índice de vazios

O índice de vazios ( $\epsilon$ )<sup>(3)</sup> é definido como sendo a razão entre o volume de vazios  $V_V$  e o volume da parte sólida  $V_S$ .

Assim sendo:

$$\epsilon = \frac{V_V}{V_S}$$

Determinando-se o peso específico das partículas do solo ( $\gamma_g$ ) e o peso específico do solo seco ( $\gamma_s$ ), em laboratório, pode-se chegar ao valor de  $\epsilon$  por:

$$\epsilon = \frac{\gamma_s}{\gamma_s} - 1$$

### 3 - Porosidade

A porosidade ( $\eta$ )<sup>(30)</sup> é definida como sendo a razão entre o volume de vazios e o volume total de uma amostra de solo

$$\eta = \frac{V_V}{V_T}$$

Dividindo-se ambos os termos da fração por  $V_S$ , tem-se:

$$\eta = \frac{V_V}{V_S} \cdot \frac{V_S}{V_T}$$

mas como:  $\epsilon = V_V/V_S$ , substituindo-se na equação anterior tem-se:

$$\frac{V_S}{V_T} = \frac{1}{1 + \epsilon}$$

Portanto, a porosidade em função do índice de vazios pode ser escrita como:

$$\eta = \frac{\epsilon}{1 + \epsilon}$$

### 4 - Permeabilidade

A permeabilidade<sup>(3,7,8)</sup> é a habilidade do solo em permitir o escoamento da água através dos interstícios, sendo expresso numericamente pelo coeficiente de permeabilidade,  $k$ .

O valor de  $k$  pode ser determinado por três maneiras:

- 4.1. Empiricamente utilizando-se equações relacionadas com a granulometria.
- 4.2. Com ensaios no campo, onde são empregados dois métodos principais:



- bombeando-se a água de um poço até o seu nível mais baixo e observando-se a velocidade ascensional da água, ou
- adicionando-se água em um tubo de sondagem cravado no terreno e medindo-se a velocidade de escoamento.

4.3. Com ensaios no laboratório, utilizando-se permeâmetros de nível variável ou constante, dependendo do tipo de solo. Tais aparelhos são de grande utilidade, pois permitem estimar o valor de  $k$  com maior facilidade e rapidez, se comparados com os ensaios no campo.

A Figura A.2 mostra os intervalos de variação da permeabilidade e os ensaios normalmente utilizados.

$k(\text{cm/s})$	$10^2$	$10^1$	$10^0$	$10^{-1}$	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$	$10^{-5}$	$10^{-6}$	$10^{-7}$	$10^{-8}$	$10^{-9}$
Tipos de solo	Pedregulho limpo		Areias limpas e misturas ( areia limpa e pedregulho )			Areias muito finas e siltes; misturas de areia, siltes e argilas				Argilas abaixo da zona de intemperismo		
Determinação de $k$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permeâmetro de nível constante</li> <li>- Ensaio no campo (bombeamento)</li> </ul>					Permeâmetro de nível variável		Permeâmetro de nível variável, requerendo muita experiência				

Figura A.2 - Coeficiente de permeabilidade

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. ENDO, L.S. Avaliação de parâmetros de retenção dos produtos de fissão no solo. Instituto de Energia Atômica. São Paulo. 1978 (Dissertação de Mestrado).
2. SAAS, A. GRAUBY, A. Fixation et migration dans les sols des principaux produits de fission et d'activation. *Bull. Inf. Sci. Tech.*, Paris 151: 55-63, 1970.
3. CAPUTO, H. P. *Mecânica dos solos e suas aplicações*. Livros Técnicos e Científicos, Ed. S.A., Rio de Janeiro, 1978.
4. HIGGO, J.J.W. Clay as a barrier to radionuclide migration. Department of Chemistry, Imperial College of Science and Technology, London SW7 2AY, U.K. *Progress in Nuclear Energy*, 19(2): 173-207, 1987.
5. SANTOS, P.S. *Tecnologia de argilas, aplicada as argilas brasileiras*. São Paulo, Edgard Blücher Ed. da Universidade de São Paulo, 1975.
6. BACHHUBER, H. BUNZL, K., SCHIMACK, W. The migration of Cs137 e Sr90 in multilayered soils: results from batch, column and fallout investigations. *Nuclear Technology* 59: 291-301, Nov., 1982.
7. BOWLES, J.E. Physical and Geotechnical Properties of Soils. McGraw-Hill International Book Company, Tokyo, 1979.
8. TODD, D.K. Ground water hidrology. J. Willey & Sons Inc., 1959.