

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

**Transporte de Metais Pesados no Solo no Contexto
da Disposição de Resíduos Sólidos**

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA

Luiz Inácio Lula da Silva

José Alencar Gomes da Silva

Vice-Presidente

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Sérgio Machado Rezende

Ministro da Ciência e Tecnologia

Luiz ManuelRebello Fernandes

Secretário-Executivo

Avílio Franco

Secretário de Coordenação das Unidades de Pesquisa

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

Adão Benvindo da Luz

Diretor do CETEM

Antônio Fernando Freitas Lins

Coordenadora de Planejamento, Acompanhamento e Avaliação

Antônio Rodrigues Campos

Coordenador de Apoio à Micro e Pequena Empresa

Arnaldo Alcover Neto

Coordenador de Análises Minerais

Cosme Antonio de Moraes Regly

Coordenador de Administração

João Alves Sampaio

Coordenador de Processos Minerais

Ronaldo Luiz Correa dos Santos

Coordenador de Processos Metalúrgicos e Ambientais

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

ISSN 0103-7374

ISBN 85-7227-220-8

STA - 33

Transporte de Metais Pesados no Solo no Contexto da Disposição de Resíduos Sólidos

Paulo Sergio Moreira Soares

Pesquisador do CETEM

Lídia Yokoyama

Professora Adjunta da Escola de Química da UFRJ

Denize Dias de Carvalho Freire

Professora Adjunta da Escola de Química da UFRJ

CETEM/MCT

2008

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

Ricardo Melamed

Editor

Luis Gonzaga Santos Sobral

Subeditor

CONSELHO EDITORIAL

Marisa Bezerra de M. Monte (CETEM), Paulo Sérgio Moreira Soares (CETEM), Saulo Rodrigues P. Filho (CETEM), Vicente Paulo de Souza (CETEM), Antônio Carlos Augusto da Costa (UERJ), Fátima Maria Zanon Zotim (UERJ), José Rubio (UFRGS), José Robeiro Aires (CENPES), Luis Enrique Sánches (EPUSP), Virgínia Sampaio Ciminelli (UFMG).

A Série Tecnologia Ambiental divulga trabalhos relacionados ao setor minero-metalúrgico, nas áreas de tratamento e recuperação ambiental, que tenham sido desenvolvidos, ao menos em parte, no CETEM.

O conteúdo desse trabalho é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es).

Thatyana Pimentel Rodrigo de Freitas

Coordenação Editorial

Vera Lúcia Espírito Santo Souza

Programação Visual

Márcia Galhano

Editoração Eletrônica

Soares, Paulo Sérgio Moreira

Transporte de metais pesados no solo no contexto da disposição de resíduos sólidos / Paulo Sérgio Moreira Soares, Lídia Yokoyama, Denize D. C. Freire – Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2005.

45p. (Série Tecnologia Ambiental, 33)

1. Metais pesados. 2. Solos. I. Yokoyama, Lídia. II. Freire, Denize Dias de Carvalho. III. Centro de Tecnologia Mineral. IV. Título. V. Série.

CDD – 631.41

SUMÁRIO

NOTA DOS AUTORES	6
RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	9
2 SOLO	11
3 TRANSPORTE E RETENÇÃO NO SOLO DE METAIS PRESENTES EM SOLUÇÃO AQUOSA	18
3.1 Infiltração e percolação de soluções aquosas no solo e transporte de metais	19
3.2 Retardo do transporte de metais no solo	27
4 EQUAÇÃO DE ADVECÇÃO - DISPERSÃO	32
5 CONTAMINAÇÃO DE SOLOS E MEDIDAS DE REMEDIAÇÃO	35
5.1 Geração de drenagens ácidas	35
5.2 Contaminação com cromo	40
5.3 Contaminação com cromo, chumbo e cádmio	41
BIBLIOGRAFIA	44

Nota dos Autores

Tratando-se de um tema complexo e interdisciplinar, o estudo do transporte de metais associado à contaminação e remediação de solos, exige o aprofundamento na discussão de temas que são usualmente tratados em detalhe em diferentes domínios da literatura técnica especializada como a engenharia, a química, a hidrogeologia, a hidrologia e a microbiologia entre outras. O presente trabalho, de caráter introdutório, é dirigido sobretudo aos não especialistas e tem como objetivo contribuir para orientar e estimular o leitor na busca pelo conhecimento específico nessa literatura.

Rio de Janeiro, março de 2005

Os Autores

Nota adicional

O texto da presente versão eletrônica, corresponde à edição revisada do exemplar nº33 da Série Tecnologia Ambiental, originalmente publicado em 2005.

Rio de Janeiro, setembro de 2008

Os Autores

RESUMO

O transporte de metais pesados no solo não é facilmente medido. No entanto, o assunto é de grande importância, sobretudo se considerados os riscos que estes podem acarretar à qualidade das águas superficiais e subterrâneas e os elevados custos usualmente envolvidos em operações de remediação.

O trabalho apresenta de forma introdutória uma revisão dos conceitos básicos envolvidos no transporte de metais pesados no solo, no contexto da disposição final de resíduos sólidos industriais. De forma complementar, são apresentados também alguns exemplos da aplicação desses conceitos na escolha de estratégias para remediação do solo contaminado com metais pesados.

Palavras-chave

transporte de metais pesados, contaminação do solo, remediação de solos contaminados, disposição de resíduos sólidos.

ABSTRACT

The transport of heavy metals in soil is not easily quantified. Nevertheless the subject is of great importance due to the risks and consequences involved in the contamination of surface and ground water and the high costs of remediation projects.

The work introduces a review of the basic concepts of the heavy metal transport in soil in the context of industrial solid waste disposal. Complementary, some examples are presented to illustrate the application of these concepts in the choice of the strategies for remediation of soils contaminated with heavy metals.

Keywords

heavy metals transport, soil contamination, contaminated soil remediation, solid waste disposal.

1 | INTRODUÇÃO

O transporte de contaminantes inorgânicos no solo não é facilmente medido. No entanto, o assunto é de grande importância, sobretudo quando considerados os riscos que estes podem acarretar à qualidade das águas superficiais e subterrâneas e os elevados custos usualmente envolvidos em operações de remediação.

A urbanização, o sistema de saneamento deficiente, a inadequada disposição de efluentes líquidos e de resíduos industriais, assim como algumas práticas agrícolas têm sido as causas mais importantes da contaminação das águas superficiais e subterrâneas em anos recentes.

A compreensão dos mecanismos de transporte e retenção de metais no solo permite o desenvolvimento de ferramentas para a previsão da mobilidade de contaminantes e a indicação dos critérios mais adequados para o projeto de unidades de gestão de resíduos sólidos (Basta, 2004). Além disto, possibilita o diagnóstico e o projeto de ações adequadas à remediação de áreas onde a contaminação do solo já está instalada.

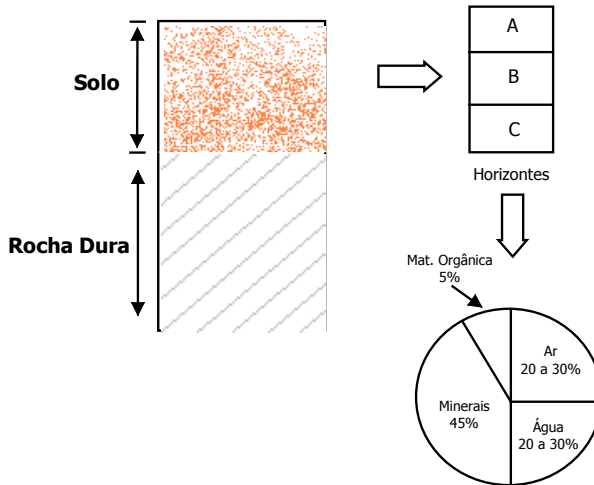
No presente trabalho são apresentados, de forma introdutória, os principais aspectos envolvidos no transporte de metais pesados no solo, no contexto da gestão e disposição final de resíduos sólidos industriais. Neste contexto, o transporte ocorre associado à percolação da água através de resíduos expostos à chuva ou à drenagem superficial, produzindo soluções aquosa contendo metais dissolvidos que podem comprometer a qualidade de corpos hídrico superficiais e subterrâneos.

O assunto é abordado em quatro seções. A seção 2 apresenta os principais elementos do sistema solo. A seção 3 trata, em dois subitens, dos mecanismos fundamentais envolvidos no transporte dos metais no solo: no subitem 3.1 são apresenta-

dos aspectos gerais associados à percolação de soluções aquosas no solo e no subitem 3.2 são feitos comentários sobre retardo e atenuação no transporte de metais. A seção 4 apresenta os elementos que compõem a equação da advecção – dispersão e a seção 5 ilustra, com alguns exemplos, a aplicação dos conceitos apresentados nas demais seções para o estabelecimento de estratégias de remediação do solo contaminado com metais pesados.

2 | SOLO

O solo pode ser definido como um sistema multicomponente constituído pelas fases: sólida, líquida e gasosa. A distribuição percentual volumétrica de cada fração constituinte é mostrada na Figura 1.



Fonte: adaptado de Hutchison e Ellison, 1992.

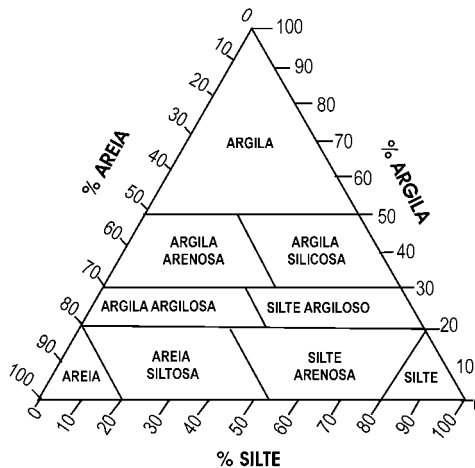
Figura 1. Constituição do sistema solo

A fase sólida, que corresponde a cerca de 50% do volume in situ do solo, é constituída de materiais orgânicos com e sem vida e inorgânicos com granulometria variada que compreende desde colóides a partículas pequenas.

A fração orgânica do solo compreende 2 a 5% de seu volume e localiza-se mais próximo à superfície sendo constituída de diversos elementos como: restos de vegetais vivos e mortos, bactérias, fungos, algas, protozoários, substâncias orgânicas como o húmus, vermes, artrópodos moluscos e pequenos vertebrados. A quantidade destes constituintes no solo de uma

determinada região, por sua vez, depende grandemente de fatores que contribuem para sua mobilização e disposição, tais como: as condições climáticas, tipo de solo inorgânico e topografia.

Os constituintes inorgânicos recebem a denominação de areias, argilas e siltes segundo suas granulometrias. A fração areia com partículas de diâmetro médio de 0,03 a 2,0 mm é constituída principalmente de quartzo; a fração silte, de 0,002 a 0,063 mm, é também composta de quartzo além de minerais silicatados primários e secundários; e, a fração argila, com diâmetro médio inferior a 0,002 mm, é constituída de silicatos secundários e de alumino - silicatos. A proporção destas três frações varia amplamente em solos naturais e a textura destes é dada de forma mais ou menos arbitrária pela proporção relativa das frações que apresentam. A Figura 2 apresenta um diagrama ternário com a classificação usual adotada internacionalmente para textura de solos.



Fonte: adaptado de Ritcey, 1989.

Figura 2. Diagrama textural de solos

A textura afeta as propriedades do solo como a condutividade hidráulica e a retenção de umidade, tendo portanto, efeito importante na capacidade de transporte e retenção de metais.

Alguns dos principais minerais constituintes do solo são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Alguns dos principais minerais encontrados no solo

Minerais primários	Minerais secundários
Feldspatos	Carbonatos
Micas	Pirita
Piroxênios	Caolinita
Anfibólios	Goetita
Olivinas	Boemita
Fosfatos	Hematita
Óxidos	

Fonte: adaptado de Fergusson, J.E.

As fases líquida e gasosa que correspondem, cada uma, a cerca de 20 a 30% do solo ocupam os vazios entre os grãos da fração sólida e compreendem a água intersticial (em verdade uma solução contendo substâncias orgânicas e inorgânicas) e os gases oriundos da atmosfera em adição aos gases produzidos das reações entre os constituintes das três fases. Os metais dissolvidos da fase aquosa do solo, por sua vez, têm como origem os próprios minerais que constituem a fase sólida ou fontes externas como derramamentos ou contaminações em superfície ou profundidade.

Os solos são estruturados em perfis constituídos de camadas ou horizontes diferenciados entre si com espessura que pode variar de alguns centímetros a um metro ou mais. Os hori-

zontes resultam do movimento vertical de materiais em solução e suspensão além de reações químicas, muitas das quais orgânicas. A água é o principal agente de transporte neste processo.

Embora os perfis dos solos variem grandemente em escala mundial, aqueles mais desenvolvidos são divididos em quatro horizontes principais designados pelas letras maiúsculas A, B, C e D a partir da superfície (Ritcey, 1989). Os horizontes A e B constituem o que se pode denominar solo verdadeiro. Pode ser subdividido em horizonte A0 onde predominam as frações orgânicas parcialmente decompostas, A1 onde se acumula o húmus e frações orgânicas em estágios mais avançados de decomposição, e A2 denominada zona de eluviação onde se acumulam as frações lixiviadas das camadas mais superficiais. O horizonte B tende a ser enriquecido em argilas e óxidos de alumínio e ferro. Este horizonte pode também acumular constituintes precipitados a partir da solução oriunda de camadas mais superficiais, ou trazidos de camadas inferiores pelas forças capilares e o movimento do lençol freático. O horizonte C, por sua vez, é constituído essencialmente pelo material parcialmente intemperizado do leito de rocha profundo representado pelo horizonte D. Uma descrição dos mecanismos de formação de solos, o que foge ao escopo deste trabalho, pode ser encontrada na literatura (Abrahão e Mello, 1998).

O desenvolvimento de horizontes naturais no solo é afetado por cinco fatores principais: o tipo de rocha original intemperizada, a topografia, o clima a atividade biológica e o tempo. À medida em que se dá a ação do intemperismo camadas de solo são formadas em maior profundidade e estas apresentam diferenças de pH, características mineralógicas, quantidade de matéria orgânica, etc.

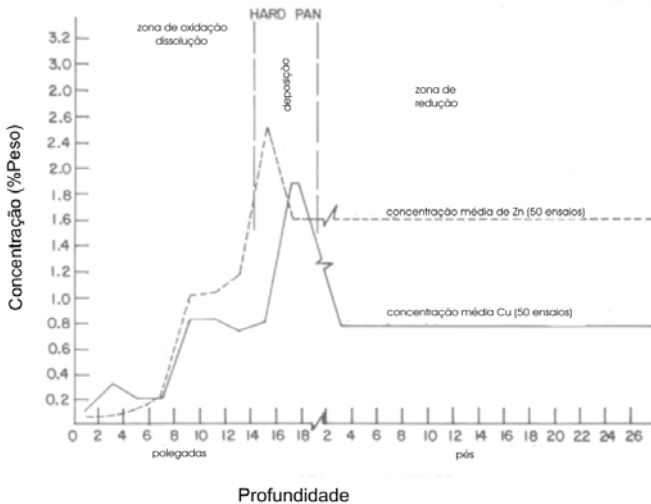
O efeito do intemperismo e da oxidação dos minerais do solo é particularmente importante quando se trata de entender os mecanismos de transporte de metais. Os vários compostos metálicos presentes na fase sólida ou em solução aquosa, produtos da lixiviação natural de constituintes do solo ou da contaminação superficial são lixiviados e convertidos em novas substâncias enquanto prosseguem sua migração. Minerais de ocorrência superficial no solo são oxidados e metais dissolvidos são transportados pela água presente no solo.

De forma simplificada, pode - se dizer que a oxidação de minerais e a lixiviação dos metais que os constituem ocorre na denominada zona de oxidação, que se estende desde a superfície do solo até o nível do lençol freático. Em verdade, até uma profundidade na qual o potencial de oxidação seja suficientemente alto para viabilizar o processo. À medida que a solução aquosa contendo metais move-se para baixo, atinge a zona denominada de transição ou de enriquecimento. Nesta região seus constituintes podem precipitar ou serem (ad)sorvidos. Mais adiante em profundidade, a solução alcança a denominada zona de redução onde a oxidação não define mais os mecanismos de equilíbrio entre as fases do solo.

Um horizonte impermeável denominado zona dura (“hardpan”) ocorre ocasionalmente na zona de transição durante o processo de formação natural dos solos. O termo é genérico e descreve uma camada argilosa, relativamente dura e impermeável produzida como resultado da forte agregação de partículas de solo pela precipitação de materiais relativamente insolúveis como a sílica, o óxido de ferro, carbonato de cálcio e matéria orgânica. A zona dura tem às vezes o papel de um isolante mecânico, que afeta a migração dos metais, dificultando o acesso da água e do oxigênio a camadas de maior profundidade e definindo o início da zona de redução.

O comportamento de migração de metais no solo como descrito acima é comum no processo de formação de muitos depósitos minerais e ocorre naturalmente em solos subjacentes a unidades de disposição de rejeitos de mineração. A compreensão dos mecanismos envolvidos nesta migração pode, portanto, ser útil para a previsão da contaminação do solo nessas unidades.

Um perfil das concentrações de cobre e zinco em profundidade no solo em um depósito de rejeitos de mineração pode ser visto na Figura 3. Nesta Figura, observa-se o efeito sobre estes metais das condições físico-químicas nas regiões de oxidação, depósito (enriquecimento) e redução.



Fonte: adaptado de Ritcey, 1989.

Figura 3. Perfil das concentrações de Zn e Cu no interior de uma pilha de disposição de resíduos de mineração

A região do solo onde a porosidade (vazios intergranulares) encontra-se completamente preenchida pela água denomina-se zona saturada. Caso nesta região a formação geológica seja permeável e capaz de transmitir água em quantidade suficiente para utilização regular na superfície, a formação é denominada aquífero. Na zona saturada a água encontra-se a pressão superior à atmosférica devido ao peso do fluido nas camadas mais próximas à superfície. A uma determinada profundidade, que pode variar de um local para o outro em uma mesma região, a pressão da água nos poros do solo iguala-se à atmosférica. A superfície na qual a pressão da água intersticial iguala-se à atmosférica é denominada nível do aquífero (“water table”), superfície livre do aquífero ou lençol freático. Furado um poço que alcance a superfície do aquífero, a água se elevará naturalmente até este nível. Caso o aquífero seja confinado, o nível do poço se elevará até a denominada superfície potenciométrica do aquífero.

O perfil do lençol freático geralmente acompanha a topografia de uma região embora com variações geralmente menos acentuadas que as observadas na superfície. A região acima do lençol freático, onde os poros do solo encontram-se apenas parcialmente preenchidos com água, denomina-se zona insaturada ou vadosa.

A Figura 4 mostra um esquema onde são representadas as zonas saturada e insaturada, além de um lençol freático suspenso. Este pode existir quando uma camada de rochas de baixa permeabilidade ocorre localmente a menor profundidade que a superfície do aquífero regional.

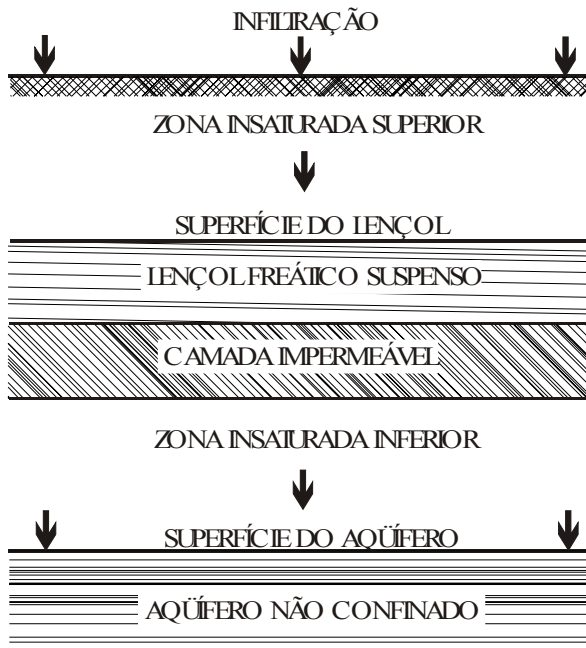


Figura 4. Águas subterrâneas

A migração de metais no solo ocorre de forma diferenciada nas zonas saturada e insaturada. De forma simplificada uma maior saturação do solo implica em menor condutividade hidráulica e, portanto, menor velocidade de escoamento da água com redução da velocidade de migração de metais dissolvidos por advecção como será visto mais adiante.

3 | TRANSPORTE DE RETENÇÃO NO SOLO DE METAIS PRESENTES EM SOLUÇÃO AQUOSA

3.1 | Infiltração e percolação de soluções aquosas no solo e transporte de metais

Unidades de disposição de resíduos sólidos, expostas à ação da água, podem constituir-se em fonte primária de contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Este é o caso, por exemplo, de unidades a céu aberto como aterros sanitários urbanos, industriais ou barragens de rejeitos de mineração onde as águas das chuvas incidem sobre os resíduos. Ao atingirem estes resíduos, usualmente dispostos em pilhas, parte da água da chuva é interceptada pela vegetação (caso de unidades revegetadas), parte escoar superficialmente ou acumula-se na superfície e taludes laterais da pilha constituindo poças, e parte infiltra-se, sofre evaporação e evapotranspiração ou segue para o interior da pilha. A Figura 5 mostra esta distribuição de águas da chuva de forma esquemática.

A água infiltrada e de percolação pode alcançar o solo de fundação sob a pilha constituindo uma solução aquosa contendo metais. As fases sólida, líquida e gasosa do solo e a sua micro fauna e flora interagem com a solução, afetando o transporte e/ou retenção dos metais.

Os mecanismos que presidem o transporte de solutos em meios porosos aplicam-se também ao transporte de metais no solo que, por sua vez, pode ser assemelhado ao que ocorre quando uma solução percola uma coluna cromatográfica (Stumm, 1992). Na matriz do solo, porém, as partículas apresentam maior disperso granulométrica e são mais heterogêneas em composição que em um meio cromatográfico. Além disso, no solo o transporte pode ocorrer de forma imprevisível

em regiões saturadas e insaturadas, sendo que nessas últimas a água e o ar presentes nos interstícios dos grãos podem alterar bastante a velocidade de escoamento, também afetada pela presença de rachaduras naturais na zona próxima às raízes da vegetação.

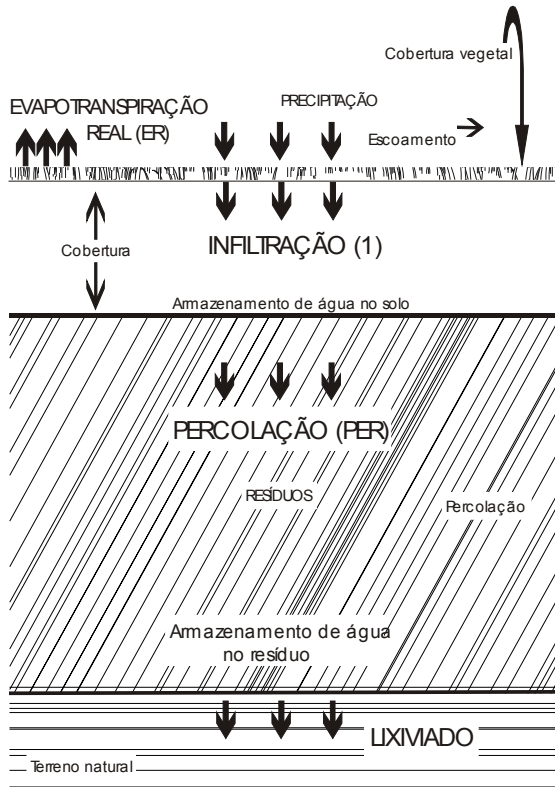


Figura 5. Distribuição da água da chuva sobre a superfície de um resíduo depositado a céu aberto.

De forma geral, porém, o transporte de solutos no solo é afetado por dois mecanismos básicos: a difusão e a advecção.

A difusão é o processo pelo qual as espécies dissolvidas, iônicas ou moleculares movem-se na solução de regiões de maior concentração para as de menor concentração (atividade química) para as de menor concentração. A Advecção, por sua vez, pode ser entendida simplificada como o processo pelo qual a água, em movimento, carrega solutos dissolvidos.

Em adição a estes mecanismos, contribuem também para o transporte de solutos os fenômenos de dispersão, e de atenuação ou retardo, como será visto mais adiante, e que fazem com que este transporte ocorra a taxas diferentes daquelas previstas apenas pela advecção/difusão.

Difusão

A difusão unidimensional de um soluto em solução em regime permanente pode ser descrita pela lei de Fick expressa matematicamente pela equação:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad (3.1)$$

onde:

F = fluxo mássico do soluto por unidade de área por unidade de tempo

D = coeficiente de difusão (área/tempo)

C = concentração de soluto (massa/volume)

dC/dx = gradiente de concentração (massa/ volume/distância)

O sinal negativo indica que o movimento do soluto se dá a partir da região de maior concentração para a de menor concentração do soluto.

Para sistemas onde a concentração varia com o tempo, a Segunda lei de Fick, dada pela equação (3.2), é aplicável.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3.2)$$

onde

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{variação da concentração do soluto com o tempo}$$

No solo, a difusão não se processa tão rapidamente como o previsto pelas Leis de Fick uma vez que a solução flui através de poros e ao redor de partículas que interferem no movimento da solução. De forma a levar isso em conta é comumente empregado em modelos matemáticos de migração, um coeficiente de difusão efetivo D^* definido como:

$$D^* = w \quad (3.3)$$

onde w é uma constante empírica determinada experimentalmente.

Através de mecanismos de difusão é possível que o soluto migre no solo com velocidade maior que o do solvente. Por outro lado as equações apresentadas não levam em conta fenômenos de adsorção que tendem a retardar esta migração. Estes fenômenos serão tratados mais adiante.

Advecção

A advecção, como já comentado, é o transporte de solutos simultaneamente a do solvente que os carrega. Examinar os mecanismos de transporte de solutos por advecção corresponde, portanto, ao exame dos mecanismos do transporte da água em meios porosos.

A velocidade de águas subterrâneas pode ser determinada pela equação (3.4):

$$v_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (3.4)$$

onde:

v_x = velocidade linear média

K = condutividade hidráulica

n_e = porosidade efetiva

$\frac{dh}{dl}$ = gradiente hidráulico

Valores típicos de K são:

- para solos argilosos superficiais: 0,01 a 0,2 m/dia
- solos argilosos profundos: 10^{-8} a 10^{-2} m/dia
- areias finas 1 a 5 m/dia
- areias médias: 5 a 20 m/dia
- pedregulhos 100 a 1000 m/dia

- misturas de areias e pedregulhos: 5 a 20 m/dia
- misturas de argilas areias e pedregulhos 0,001 a 0,1 m/dia

Contaminantes que sofrem advecção são transportados a uma velocidade linear média v_x igual à da água subterrânea.

Dispersão

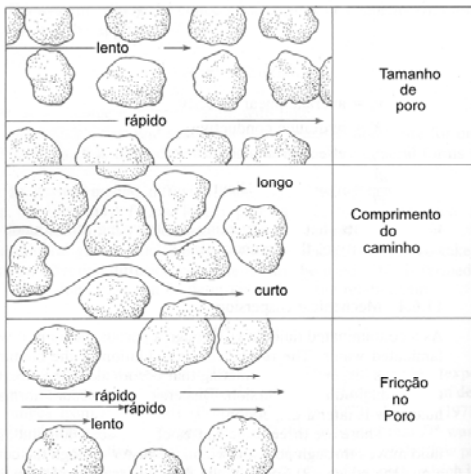
Quando uma solução move-se em um meio poroso pode misturar-se com a água presente em zonas saturadas ou mesmo insaturadas. O resultado desta mistura será a diluição da solução com a consequente redução da concentração do soluto na solução. Este fenômeno é conhecido como dispersão do soluto.

A dispersão pode ser classificada como longitudinal, quando ocorre ao longo do eixo de escoamento, ou transversal, quando ocorre na direção normal a este eixo.

A observação em detalhe permite identificar três causas principais para a ocorrência da dispersão longitudinal com alongamento da pluma de dispersão ao longo desta direção: (1) em um escoamento em meio poroso, o movimento da água é mais rápido no centro dos poros do que junto a suas paredes; (2) determinadas frações da solução se movem por caminhos mais longos que outras, sendo retardadas em função dos obstáculos que encontram em seu caminho; (3) parte da solução que escoar através dos poros maiores tende a mover-se mais rápido que aquela que o faz através de poros menores. A Figura 6 ilustra aspectos da dispersão longitudinal.

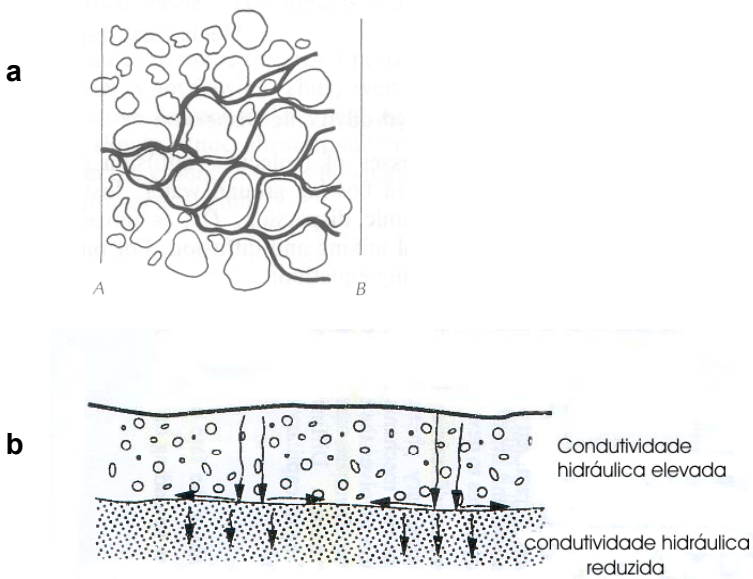
A dispersão transversal da solução, por sua vez, ocorre como consequência de que o fluxo pode dividir-se lateralmente em diferentes ramos quando escoando em um meio poroso, mesmo em condições laminares (Figura 7a). Além disto, as

forças de capilaridade em zonas insaturadas do solo podem contribuir para a dispersão lateral da solução. Estas forças são inversamente proporcionais ao tamanho dos grãos do solo e maiores quando o grau de saturação do solo é menor. A dispersão lateral pode ainda ocorrer em solos onde a permeabilidade varia com a profundidade. Nestes solos, quando o fluxo descendente encontra uma camada de menor permeabilidade, o escoamento preferencialmente vertical induzido pela força gravitacional pode ocorrer simultaneamente com o escoamento lateral. Desta forma, a solução tenderá a acumular-se na parte superior da camada de menor permeabilidade até que seja atingido um nível de pressão capaz de vencer a resistência ao fluxo descendente como representado no esquema da Figura 7b.



Fonte: adaptada de Fetter, 1994.

Figura 6. Aspectos da dispersão longitudinal



Fonte: adaptada de Hutchinson, 1992.

Figura 7 (a; b). Aspectos da dispersão transversal

Na prática não é possível separar os processos de dispersão e de difusão já descritos. Desta forma o modelamento matemático unidimensional dos fenômenos de migração de contaminantes exige a definição de um coeficiente de dispersão hidrodinâmica D_L que exprime quantitativamente os efeitos simultâneos da dispersão e da difusão sobre a migração do soluto. D_L associa-se a D^* (já definido anteriormente), através da equação:

$$D_L = a_L v_x + D^* \quad (3.5)$$

onde:

D_L = coeficiente longitudinal de dispersão hidrodinâmica

a_L = dispersividade dinâmica

v_x = velocidade linear média da água subterrânea

D^* = coeficiente de difusão efetivo

3.2 | Retardo do transporte de metais no solo

Fenômenos químicos, físico-químicos e biológicos podem contribuir para o retardo do transporte de metais no solo (Hutchinson e Ellison, 1992; Drury, 1999). O principal fenômeno não biológico que retarda a migração de metais no solo é a sorção que compreende os fenômenos de adsorção, precipitação e intrusão.

A adsorção, à qual nos limitaremos no presente trabalho, pode ser definida como a acumulação de elementos, ou espécies químicas sobre a superfície das partículas sólidas com a conseqüente redução da concentração destas espécies na solução intersticial contida nos poros entre estas partículas (“pore water”). A adsorção é basicamente função da carga associada às partículas de solo e do tipo de íon em solução e é influenciada tanto por forças intermoleculares quanto pelo pH e potencial redox (Hutchison e Ellison, 1992).

A determinação de isotermas de adsorção através de experimentos de laboratório é uma das formas de avaliar o retardo do transporte de íons de metais pesados no solo, por adsorção. Isotermas de adsorção são obtidas a partir do contato de diferentes quantidades previamente determinadas de solo seco com uma solução contendo o metal sobre o qual se deseja a informação de adsorção. Depois de estabelecido o equilíbrio, as concentrações do metal no solo e na solução são analisadas. Traça-se então um gráfico tendo nas abcissas a concentração do metal em solução e nas ordenadas a concentração do metal adsorvido no solo. Isotermas assim

levantadas podem ser descritas pelos modelos de Langmuir ou Freundlich (Stumm, 1992).

A equação que descreve uma isoterma de Langmuir pode ser obtida da aplicação da lei da ação das massas a um modelo químico simplificado da adsorção de metais.

Suponha-se que a adsorção de um metal A sobre a superfície de um sólido possa ser descrita pela equação:



onde:

S = sítios da superfície do sólido com capacidade de adsorver

A = metal em solução

AS = metal adsorvido na superfície do sólido

S e AS podem ser expressos em mol/g ou mol/m².

Aplicando a lei da ação das massas ao caso em questão vem:

$$\frac{[AS]}{[S] \cdot [A]} = K_{ads} = \exp\left(-\frac{\Delta G_{ads}^0}{RT}\right) \quad (3.7)$$

a concentração máxima nos sítios superficiais do sólido S_T é dada por

$$[S_T] = [S] + [AS] \quad (3.8)$$

Assim,

$$[AS] = [S_T] \frac{K_{ads} [A]}{1 + K_{ads} [A]} \quad (3.9)$$

Se definirmos a concentração superficial como:

$$\Gamma = \frac{[AS]}{\text{massasólido}} \quad \text{e} \quad (3.10)$$

$$\Gamma_{\max} = \frac{[S_T]}{\text{massasólido}}$$

Obtém-se:

$$\Gamma = \Gamma_{\max} \frac{K_{ads}[A]}{1 + K_{ads}[A]}$$

que é a equação que descreve a isoterma de Langmuir. A forma recíproca desta equação

$$\Gamma^{-1} = \Gamma_{\max}^{-1} + (K_{ads}^{-1} \Gamma_{\max}^{-1}) \cdot [A]^{-1} \quad (3.11)$$

que é a equação de uma reta com coeficiente linear Γ_{\max}^{-1} e coeficiente angular $(K_{ads}^{-1} \Gamma_{\max}^{-1})$

pode ser empregada para a determinação de Γ_{\max} e da constante de equilíbrio K_{ads}

A isoterma de Freundlich, por sua vez, relaciona a concentração de metal adsorvido na fase sólida Y em equilíbrio com a concentração de metal na fase aquosa X através da relação:

$$Y = m X^n [S_T] = [S] + [AS] \quad (3.12)$$

Onde m e n são constantes. Aplicando logaritmos em ambos os lados da equação:

$$\log Y = \log m + n \log X \quad (3.13)$$

que representada em escala logarítmica é a equação de uma reta com coeficiente angular n e coeficiente linear m .

Compostos insolúveis que se formam como produto de reações químicas podem também imobilizar os metais no solo. Esta imobilização poderá ser permanente ou temporária caso o composto seja estável, ou instável quimicamente nas condições que prevalecem no local da imobilização (Han et al., 2003). Esses compostos podem resultar de:

- Precipitação direta: quando um metal precipita como um composto insolúvel por ter sido excedido o limite de solubilidade deste composto.
- Hidrólise e precipitação: reações de hidrólise e precipitação podem também ocorrer nas soluções que percolam o solo contribuindo para a retenção da migração de metais.
- Precipitação precedida de complexação: durante a percolação no solo os metais em solução podem sofrer complexação com fosfatos, sulfatos, carbonatos etc. Caso os complexos sejam solúveis, continuarão migrando com o soluto. Em caso contrário, poderão precipitar e serem imobilizado. A formação de quelatos também pode contribuir, de forma análoga, para alterar o transporte de um metal quando este migra de uma região do solo rica em húmus e matéria orgânica (Gao, et al., 2003).
- Precipitação precedida e redução: metais e complexos metálicos podem reduzir-se em um ambiente anóxico e precipitar ou permanecer em solução. Um exemplo deste caso é dado pelo cromo hexavalente que reduzido a trivalente (menos tóxico) em pH acima de 4,0

forma óxido, carbonato ou sulfeto e precipita (Ferguson, 1991).

A vegetação pode também retardar ou impedir o transporte de metais adsorvendo-os e acumulando-os junto às suas raízes ou em seus tecidos. Este fenômeno, que ocorre naturalmente, tem sido utilizado como técnica para o tratamento de efluentes aquosos em instalações de mineração (Nedeloska e Doran, 2000). Nestas instalações, espécies vegetais selecionadas são plantadas em áreas inundadas com lâminas d' água de pequena profundidade. O efluente líquido é conduzido a estas áreas e os metais são capturados da solução pelas raízes dos vegetais através de mecanismos de sorção.

4 | EQUAÇÃO DE ADVECÇÃO - DISPERSÃO

Um modelo matemático da migração capaz de reunir informações quantitativas de natureza química, físico-química e biológica envolvendo, entre outros, fenômenos de precipitação e coprecipitação, sorção, complexação e oxiredução além de aspectos microbiológicos somente pode ser aplicado quando são conhecidas as condições de contorno de cada caso.

A chamada equação de advecção – dispersão proposta por Beruch; Street e Hoopes; (Harlemman apud Fetter, 1994) é um modelo que descreve matematicamente o comportamento unidimensional de migração de um soluto em um solo homogêneo saturado. A esta equação pode ser ainda incluído um termo devido à fenômenos de sorção (Stumm, 1992), obtendo-se assim a seguinte relação:

$$-v_x \frac{\partial C_i}{\partial x} + D_L \frac{\partial^2 C_i}{\partial x^2} - \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial S_i}{\partial t} = \frac{\partial C_i}{\partial t} \quad (4.1)$$

onde :

v_x = velocidade linear (cm /s)

D_L = coeficiente de dispersão (cm²/s)

C_i = concentração da espécie i (mol/L)

x = distância longitudinal da fonte (cm)

S_i = espécie i sorvida (mol/kg)

ρ = densidade aparente (kg/L)

θ = porosidade (volume de vazios/volume total)

O termo **1** associa-se aos fenômenos de *advecção* o **2** aos de *dispersão* e o **3**, aos de *sorção*

A equação de advecção - dispersão baseia-se na premissa de que o centro de massa do soluto move-se a uma velocidade linear média igual à da água subterrânea, além de assumir que a dispersão hidrodinâmica provoca o espalhamento do soluto adiante e atrás do centro de massa segundo uma distribuição normal gaussiana.

A concentração C a uma distância L da fonte que libera contaminante com concentração C_0 a um tempo t é dada pela equação proposta por Ogata em 1970 (Fetter, 1994).

$$C = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L - v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) + \exp \left(\frac{v_x L}{D_L} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{L + v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] \quad (4.2)$$

onde:

C = concentração do soluto (mg/L)

C_0 = concentração inicial do soluto (mg/L)

L = comprimento do percurso (m)

v_x = velocidade linear média da água subterrânea (m/dia)

t = tempo desde o início da contaminação (dias)

D_L = coeficiente de dispersão longitudinal (m)

erfc = função complementar de erro

Para o caso de fluxos em zonas insaturadas, o modelo proposto pela equação de Richard expressa a lei de Darcy em função da quantidade de água no solo e tem a seguinte forma:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K(\theta) \frac{\partial H(\theta)}{\partial x} \right) \quad (4.3)$$

onde:

$K(\theta)$ = condutividade hidráulica no meio insaturado (m/s)

$H(\theta)$ = potencial de matriz (m) (sucção devida a forças capilares causadas por tensão superficial e atração molecular).

θ = conteúdo volumétrico de água no solo

x = distância ao longo do perfil vertical

t = tempo

A equação 4.3 explicita claramente que a condutividade hidráulica e a sucção da matriz do solo variam com o conteúdo de água.

As funções $H(\theta)$ e $K(\theta)$ tem sido objeto de trabalhos por parte de muitos pesquisadores que concluíram que ambas dependem da distribuição granulométrica do solo. As medidas de campo destas duas funções são somente possíveis, entretanto, para solos ou pilhas de resíduos de granulometria fina (< 65 malhas).

5 | CONTAMINAÇÃO DE SOLOS E MEDIDAS DE REMEDIAÇÃO

A determinação da concentração de um metal no solo para que este seja considerado livre de contaminação é tema de constante debate científico, tecnológico e até mesmo jurídico. Níveis seguros para cada metal podem depender de diferentes aspectos como as condições climáticas do local do exame, tipo de uso atual e futuro das áreas contaminadas e adjacentes, tipo de solo, geologia e hidrogeologia, especiação do metal, aspectos toxicológicos etc.

Os casos apresentados a seguir ilustram algumas entre as diversas situações em que a escolha da melhor solução para problemas de contaminação do solo exige a conjugação entre o conhecimento do comportamento de migração dos metais e as condições específicas que prevalecem no local examinado.

5.1 | Geração de drenagem ácida

A Drenagem Ácida de Mina - DAM pode ser definida como a solução ácida gerada quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração (rejeito ou estéril) são oxidados em presença de água. Esta solução age como agente lixiviante dos minerais presentes no resíduo mineral produzindo um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico. Caso o percolado alcance corpos hídricos próximos pode contaminar suas águas tornando-as impróprias para uso por muito tempo depois de cessadas as atividades de mineração (Borma e Soares, 2002)

A DAM pode ocorrer onde o mineral ou metal de interesse encontra-se associado a sulfetos. Sua ocorrência tem sido relatada na extração de ouro, carvão, cobre, zinco ou urânio, entre outros bens minerais, e ela associa-se à disposição

inadequada de resíduos de lavra e beneficiamento. A minimização da geração de DAM pode ser alcançada evitando-se que esses resíduos sejam expostos a água em condições oxidantes.

No Brasil não existem levantamentos exaustivos a respeito dos locais de ocorrência de DAM. Recentemente, porém, alguns casos tem sido objeto de estudo mais intenso, como o do minério de urânio do Complexo Minerio Industrial das Indústrias Nucleares do Brasil - INB em Poços de Caldas, sul do Estado de Minas Gerais, o das minas de carvão da região de Criciúma, sudeste do Estado de Santa Catarina e o da região de Candiota, sul do Estado do Rio Grande do Sul. Em todos os casos a geração de DAM associa-se à presença de sulfetos associados aos minérios. Nestas regiões, em maior ou menor grau, a população vive em regiões adjacentes às áreas de mineração e faz uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos para a agricultura e pecuária. As características químicas e físico-químicas típicas de uma DAM podem ser vistas na Tabela 2.

Tabela 2. Características típicas de uma DAM produzida em minerações de carvão (concentrações em mg/L); CONAMA refere-se à legislação federal para descarte de efluentes líquidos Resolução CONAMA 17 de março de 2005,

Parâmetro	DAM	CONAMA
pH	2,5	5 a 9
Sulfato (mg/L)	1500,0	-
Ferro dissolv. (mg/L)	118,00	15,0
Manganês dissolv. (mg/L)	138,00	1,0
Cobre (mg/L)	56,00	1,0
Cromo total (mg/L)	0,15	0,5
Cádmio total (mg/L)	0,04	0,2
Sulfetos (mg/L)	19,40	1,0
Chumbo total (mg/L)	2,10	0,5
Zinco total (mg/L)	0,50	5,0
Bário total (mg/L)	2,50	5,0
Selênio total (mg/L)	0,30	0,30
Níquel total (mg/L)	0,50	2,0
Prata total (mg/L)	0,10	0,1
Boro (mg/L)	0,10	5,0
Estanho total (mg/L)	0,70	4,0
Mercúrio total (mg/L)	1,70	0,01
Arsênio total (mg/L)	0,20	0,5

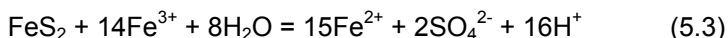
Tomando como exemplo a pirita, o processo de geração de DAM pode ser representado de forma simplificada pela equação:

Na realidade, a oxidação da pirita é um processo que ocorre em vários estágios, alguns dos quais simultâneos, em função do tempo de exposição ao oxigênio atmosférico, dos processos microbiológicos e das condições predominantes no interior da pilha ou depósito de resíduos. As reações químicas associadas a estes estágios são comumente representadas pelas seguintes equações (Souza, 1995):

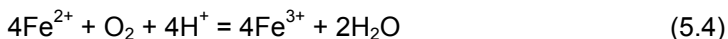
oxidação da pirita pelo O₂ atmosférico (oxidação direta):



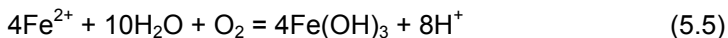
oxidação da pirita pelo Fe³⁺ (oxidação indireta):



oxidação do Fe²⁺ a Fe³⁺:



precipitação do Fe(OH)₃:



A oxidação direta, pela reação com o oxigênio e água, ocorre segundo a equação (5.2). A velocidade dessa reação é dependente da superfície da pirita exposta ao oxigênio, da concentração de oxigênio no meio e da temperatura.

Além do oxigênio, a oxidação da pirita pode se dar pela presença do íon férrico (Fe³⁺) em solução (equação (5.3)). Esse processo é também denominado oxidação indireta. Segundo Ritcey, 1992 essa é uma reação rápida desde que exista Fe³⁺ em concentração suficiente para que ela ocorra. A medida em que o Fe³⁺ presente no sistema é consumido, a velocidade de oxidação decresce e passa a ser dependente da velocidade de produção desse íon, representada pela equação (4.4).

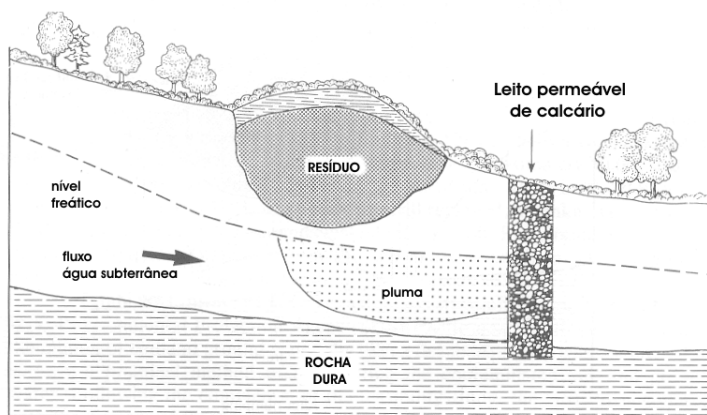
A oxidação do íon ferroso (Fe²⁺) a férrico (Fe³⁺), representada pela equação (5.4), tem cinética dependente do pH, e é

também afetada pela ação de bactérias em especial as do tipo *Thiobacillus Ferrooxidans*. Para valores de pH acima de 4, a velocidade de oxidação do Fe^{2+} aumenta rapidamente com o aumento do pH. Entretanto, nestas condições, o Fe^{3+} não estará disponível para oxidação da pirita, tendendo a precipitar como hidróxido férrico (equação (5.5)). Para valores de pH inferiores a 4,5, a velocidade de oxidação do ion ferroso é mais lenta (Souza, 1995).

As bactérias *Thiobacillus Ferrooxidans* podem acelerar a produção de Fe^{3+} em mais de cinco vezes em relação aos sistemas puramente abióticos. Entretanto, em função do exposto acima, este efeito só é observado para baixos valores de pH.

No caso brasileiro, os estudos para redução da contaminação do solo provocada pela DAM são ainda em pequeno número. Entre estes se encontram trabalhos desenvolvidos pelo Centro de Tecnologia Mineral - CETEM/MCT, Instituto de Radiodosimetria - IRD/CNEN, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ e a Universidade de Viçosa, entre outras instituições, sobretudo para a compreensão dos fenômenos envolvidos na geração da contaminação, de forma a preveni-la.

Um possível tratamento para conter a dispersão da contaminação provocada pela DAM no solo é apresentado na Figura 8. Neste caso a pluma de contaminação contendo metais em solução é interceptada por uma barreira ativa contendo agentes de neutralização como calcário ou cal.



Fonte: adaptado de Fetter, 1994.

Figura 8. Aplicação de barreiras reativas na remediação

5.2 | Contaminação com cromo

O papel dos microorganismos na migração de metais em solução no solo pode ser ilustrado pelo exemplo relatado pela literatura de uma propriedade industrial do meio-oeste dos EUA contaminada com cromo (Nyer, 1998).

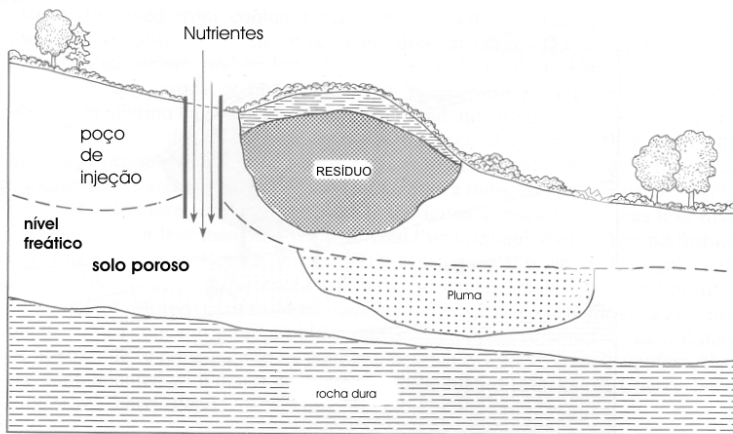
Neste caso a solução adotada envolveu a restrição da mobilidade do metal dissolvido e redução de sua toxicidade através da redução química de Cr(VI) a Cr(III) com intermediação de bactérias.

O processo consistiu na produção de condições redutoras junto à pluma de contaminação contendo Cr(III) através da injeção de uma solução com uma fonte de carboidratos, neste caso melaço de cana diluído. As bactérias nativas degradaram os carboidratos injetados utilizando o O_2 disponível no horizonte contaminado gerando assim condições que garantiram a re-

dução do cromo. O pH alcançado permitiu também a precipitação do Cr(III) como Cr(OH)_3 .

No caso específico relatado as concentrações de cromo em solução foram reduzidas de 15 ppm para cerca de 0,02 ppm, fazendo uso das bactérias pré-existentes na área.

Um desenho esquemático representando a aplicação do processo é apresentado na Figura 9.



Fonte: adaptado de Fetter, 1994.

Figura 9. Tratamento de remediação por ação de microorganismos

5.3 | Contaminação com cromo, chumbo e cádmio

A contaminação com cromo, neste caso, ocorreu em uma instalação industrial desativada localizada em Miami, EUA. Quando em operação esta instalação produzia peças anodizadas de alumínio e placas eletrorevestidas para uso em circuitos elétricos. Cromo e em menor quantidade, chumbo e cádmio

foram identificados como os principais contaminantes do solo (Linton et al., 2001).

A propriedade localiza-se em uma área comercial e industrial coberta com asfalto e o principal aquífero da região sob a propriedade é o Biscayne que abastece a cidade de Miami.

A análise química das águas coletadas do subsolo não havia sido feita de forma sistemática. As amostras analisadas não indicavam contaminação com cromo.

A geologia do local favorecia a baixa mobilidade do cromo. Ferro e alumínio presentes no solo permitiam antever a possibilidade de uma co-precipitação. Além disto havia uma camada de calcário no subsolo em profundidade próxima à do lençol freático. As condições do subsolo são predominantemente alcalinas sendo o potencial redox padrão do solo (Eh) de - 0,44 eV o que favorece a ocorrência de cromo na forma de hidróxido de cromo(III) - $\text{Cr}(\text{OH})_3$.

Foram realizados testes de lixiviação com o solo contaminado de forma a avaliar a possível mobilização de metais. A mobilidade dos metais no solo é fortemente dependente das condições locais da área contaminada e os valores encontrados na literatura frequentemente não são úteis na previsão destas características.

Os testes foram realizados com dois tipos de solo encontrados na propriedade para o levantamento de isotermas de adsorção com uma solução sintética simulando a água subterrânea empregando procedimento análogo ao descrito no item 3 deste trabalho.

Antes que o resultado completo do comportamento de adsorção estivesse disponível, foi realizada uma simulação assumindo uma isoterma linear.

Nesta simulação o nível admissível de contaminação no solo foi calculado assumindo o valor limite de contaminação de cromo na água subterrânea de 0,1mg/L de Cr (III). O cálculo levou à determinação do valor de 165mg de cromo/kg como admissível no solo. Em outras palavras, esta seria a concentração de Cr(III) no solo a ser atingida após o processo de limpeza.

Quando todos os resultados dos testes estavam disponíveis o traçado de nova isoterma levou à constatação de que a adsorção de cromo nos solos testados tinha comportamento não linear e este comportamento poderia ser descrito pela isoterma de Langmuir.

Novos cálculos foram então realizados, tomando o valor real do coeficiente K_d como obtido pelo modelo da isoterma de Langmuir. O valor de contaminação aceitável para o solo passou a ser de 850mg/kg. Para o chumbo e cádmio os valores obtidos com o modelo experimental (não linear), foram também maiores que os obtidos inicialmente.

Em conclusão, a abordagem adotada levou à elevação do nível admissível da contaminação do solo do valor inicial de 165 mg/kg para 850 mg/kg de Cr (III) permitindo a economia de cerca de 2 milhões de dólares americanos em medidas de remediação do solo que não agregariam valor às medidas de proteção adotadas para proteger o aquífero de Biscayne.

BIBLIOGRAFIA

- Abrahão, W.A.P.; Mello, J.W.V. Fundamentos de Pedologia e Geologia de Interesse no Processo de Recuperação de uma Área Degradada *In* Recuperação de Áreas Degradadas, Dias, L.E.; Mello, J.W.V. Univ. Fed. Viçosa, Viçosa, MG, 1998.
- Basta, N.T.; Mc Gowen, S.L. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Env. Poll.* 127, 73-82, 2004.
- Borma L.S.; Soares, P.S.M. Drenagem Ácida e gestão de resíduos sólidos de mineração *in* Extração de Ouro - Princípios Tecnologia e Meio Ambiente Trindade, R.E.; Barbosa Filho, Eds. Capes, CNPq, Rio de Janeiro, 2002.
- CONAMA Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005, MMA, Brasília, DF, mar., 2005.
- Drury, W.J. Treatment of Acid Mine Drainage with Anaerobic Solid - Substrate Reactors, *Water Env. Research*, vol 71, n6, Sept./Oct. 1999.
- Fergusson, J.E. The heavy Elements in Soils: Chemistry Environmental Impact and Health Effects, Pergamon Press, UK, 1991.
- Fetter, C.W. Applied Hydrogeology, 3rd Edition, Prentice Hall, New Jersey, 1994.
- Gao, Y.; He, J.; Hu, H.; Liu, F. Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soil *Env. Intern.* 29 (2003) 613-618.
- Han, F.X.; Banin, A.; Kingery, W.L.; Triplett, G.B.; Zhou, L.X., Zheng, S.J.; Ding, W.X. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil, *Adv. Env. Research.* 8, 113-120, 2003.
- Hutchison I.P.G., Ellison, R.D. Ed. Mine Waste Management, Lewis Publishers, London, 1992.
- Linton, J.; Flickinger, M.; Davis, A. The cost Benefit of site specific soil/water partition coefficients for metals; a case Study *in*

Contaminated Soils – Vol.6, Kostecki, P.T.; Calabrese, E.J.; Dracun, J. Eds, Amherst Sci. Publishers, Amherst, Massachusetts, EUA, 2001.

Nedelkoska, T.V. ; Doran, P. M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining Minerals Eng., vol 13, n° 5, 2000.

Nyer, E. K Ground Water and Soil Remediation: Pratical methods and Strategies, Ann Harbor Press, Michigan, 1998.

Ritcey, G.M. Tailings Management – Problems and Solutions in the Mining Industry, Elsevier, Amsterdam, 1989.

Souza, V.P. Drenagens acidas do estéril piritoso da mina de urânio de Poços de Caldas: interpretação e implicações ambientais, Dissertação MSc. , Dep. Eng. Minas, Esc. Polit. USP, S. Paulo, 1995..

Stumm, W. Chemistry of the Solid Water Interface, J. Wiley & Sons, Inc. New York, 1992.

SÉRIES CETEM

As Séries Monográficas do CETEM são o principal material de divulgação da produção científica realizada no Centro. Até o final do ano de 2005, já foram publicados, eletronicamente e/ou impressos em papel, cerca de 200 títulos, distribuídos entre as seis séries atualmente em circulação: Rochas e Minerais Industriais (SRMI), Tecnologia Mineral (STM), Tecnologia Ambiental (STA), Estudos e Documentos (SED), Gestão e Planejamento Ambiental (SGPA) e Inovação e Qualidade (SIQ). A Série Iniciação Científica consiste numa publicação eletrônica anual.

A lista das publicações poderá ser consultada em nossa *homepage*. As obras estão disponíveis em texto completo para *download*. Visite-nos em <http://www.cetem.gov.br/series>.

Últimos números da Série Tecnologia Ambiental

STA-32 - Produção de Sulfeto em Reator do Tipo UASB e sua Potencial Aplicação na Remoção de Metais Pesados de Efluentes. Andréa Camardella de Lima Rizzo e Selma Gomes Ferreira Leite, 2004.

STA-31 - Tratamento de areia de praia contaminada por óleo cru utilizando reagente de Fenton. Valéria Souza Milliolli, Denize Dias de Carvalho Freire e Magali Christe Cammarota, 2004.

STA-30 - Tecnologia de Sistemas passivos para o tratamento de drenagem ácida de minas. Roberto de Barros Emery Trindade e Paulo Sérgio Moreira Soares, 2004.

STA-29 - Avaliação do Potencial de Drenagem Ácida de Rejeitos da Indústria Mineral. J. R. J. Zumarán Farfan, O. Barbosa e Vicente Paulo de Souza, 2004.

INFORMAÇÕES GERAIS

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
Avenida Pedro Calmon, 900 – Cidade Universitária
21941-908 – Rio de Janeiro – RJ
Geral: (21) 3867-7222
Biblioteca: (21) 3865-7218 ou 3865-7233
Telefax: (21) 2260-2837
E-mail: biblioteca@cetem.gov.br
Homepage: <http://www.cetem.gov.br>

NOVAS PUBLICAÇÕES

Se você se interessar por um número maior de exemplares ou outro título de uma das nossas publicações, entre em contato com a nossa biblioteca no endereço acima.

Solicita-se permuta.

We ask for interchange.