

MOBILIDADE DE METAIS PESADOS EM SOLO TRATADO COM RESÍDUO SIDERÚRGICO ÁCIDO⁽¹⁾

N. M. B. AMARAL SOBRINHO^(2,5), A. C. X. VELLOSO^(3,5),
L. M. COSTA^(4,5) & C. OLIVEIRA⁽²⁾

RESUMO

Amostras do horizonte Bt de um Podzólico Vermelho-Amarelo (PV), predominante no aterro-piloto de resíduos industriais (ARSI) da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), foram acondicionadas, em 1992, em colunas de vidro com 5,4 cm de diâmetro e 37 cm de altura. Sobre essas amostras de solo foram colocadas amostras de um resíduo ácido da CSN na proporção solo-resíduo de 4:1 (conforme a concepção básica do projeto do ARSI). Tal sistema resíduo-solo foi lixiviado com 50 volumes-poro de água deionizada, com pH 4,5, com o objetivo de avaliar a movimentação de Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb nas colunas. Depois da lixiviação, removeu-se o resíduo do topo das colunas, e seccionaram-se as amostras de solo em 4 partes iguais. Os metais pesados das amostras do resíduo e do solo foram extraídos seqüencialmente. 0 Pb, Cu e Cr mobilizados do resíduo ficaram retidos nos primeiros 5 cm da coluna de solo. 0 Zn, Mn, Ni e Cd tiveram aumento da concentração em profundidade. Nos efluentes das colunas com o resíduo, foram observadas concentrações de Mn e Ni bem superiores aos padrões permitidos pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA, 1985).

Termos de indexação: metal pesado, resíduo siderúrgico, mobilidade iônica.

⁽¹⁾ Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor, apresentada ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa-UFV, Viçosa (MG). Pesquisa realizada com recursos da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN). Recebido para publicação em setembro de 1996 e aprovado em março de 1998.

⁽²⁾ Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro-UFRRJ. CEP 23851-970 Seropédica (RJ).

⁽³⁾ Professor do Laboratório de Solos do Centro de Ciências e Tecnologia Agropecuárias, CCTA, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF. Av. Alberto Lamego nº 2000, CEP 28015-620 Campos dos Goytacazes (RJ).

⁽⁴⁾ Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa-UFV. CEP 36570-000 Viçosa (MG).

⁽⁵⁾ Bolsista do CNPq.

SUMMARY: *HEAVY METAL MOBILITY IN SOIL COLUMNS TREATED WITH AN ACID IRON SMELTER RESIDUE*

Air dried subsurface samples of a heavy textured Red-Yellow Podzolic soil, representative of the industrial solid residue pilot landfill (ISRL) of the National Steel Works (Companhia Siderúrgica Nacional-CSN), were packed in 5.4 cm width and 37 cm high glass columns. An acid iron smelter residue was placed on the top of the soil columns to make a 4:1 soil-residue ratio, in consonance with the basic CSN project. To evaluate Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb mobilities, the system soil-residue was leached with 50 pore volumes of deionized water at pH 4.5. After leaching, the residue was removed from the tops and the soil columns were sectioned into 4 equal parts. The heavy metals in the residue and in the soil samples were sequentially extracted. Pb, Cr and Cu dissolved from the residues were retained in the upper 0-5 cm soil columns. Zn, Mn, Ni and Cd showed the same distribution pattern, i.e. increased concentration with depth. In the effluents leaching out the columns (with the residue on the top) the levels of Mn and Ni were higher than the standard limits allowed by FEEMA (1985).

Index terms: heavy metal, steel works residue, landfill, leaching, metal mobility.

INTRODUÇÃO

De modo geral, os resíduos resultam de atividades industriais ou de sistemas de tratamento de diversas origens, podendo apresentar-se nas formas sólida, semi-sólida, líquida ou gasosa. Em função de suas características específicas, podem apresentar risco efetivo ou potencial à saúde humana, ou gerar impactos aos meios físico, biótico e sócio-econômico, exigindo cuidados especiais quanto ao manuseio, acondicionamento, coleta, transporte e disposição final. Tal disposição depende do grau de periculosidade do resíduo, podendo acontecer em aterros convencionais, para os resíduos inertes, e em aterros especiais, para os não-inertes e/ou perigosos.

A CSN vem desenvolvendo projetos para a disposição adequada dos seus resíduos no ARSI. Nesses estudos, têm sido obtidas informações básicas sobre as características físicas e químicas dos resíduos (COBRAPI, 1986) e os prováveis riscos de contaminação de solos e águas subterrâneas (Amaral Sobrinho, 1993). A geração específica dos resíduos sólidos da CSN é de 634 kg t⁻¹ de aço líquido produzido (Cantini & Souza, 1989). Dos resíduos gerados de 2.700.000 t ano⁻¹, 4,9% deverão ser dispostos no ARSI. A possível contaminação por metais pesados dos aquíferos próximos ao ARSI dependerá, dentre numerosos fatores, da concentração e solubilidade dos metais pesados presentes nos resíduos, da quantidade de resíduo colocada no aterro, da precipitação pluviométrica local e da capacidade de interação desses resíduos com a fase sólida do solo (inorgânica e/ou orgânica). Essa interação é bastante complexa, envolvendo reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução.

O movimento dos metais pesados no solo tem sido objeto de numerosas pesquisas (Biddappa et al., 1982; Khan & Frankland, 1983; Williams et al., 1985; Welch & Lund, 1989; Alloway, 1990). Tais estudos têm demonstrado que os metais Pb, Cr e Cu apresentam baixa mobilidade, acumulando-se na superfície dos solos contaminados, enquanto Zn, Mn, Ni e, principalmente, Cd são relativamente mais móveis, apresentando maior risco de contaminação da água subterrânea (Sheppard & Thibault, 1992). No Brasil, os trabalhos dessa natureza são poucos.

Este trabalho teve por objetivo avaliar, em colunas de amostras de terra, a mobilidade de alguns metais pesados provenientes do resíduo siderúrgico ácido da CSN.

MATERIAL E MÉTODOS

Três resíduos ácidos, oriundos de tratamento com H₂SO₄, todos sólidos, produzidos na CSN, localizada no município de Volta Redonda (RJ), foram coletados nos locais de geração, retirando-se várias amostras simples do topo, meio e da base das pilhas de rejeitos, para formar a amostra composta (ABNT, 1985). Em seguida, as três amostras compostas foram secas ao ar, destorroadas, quando necessário, com rolo de madeira, e passadas em peneira de plástico de 0,2 mm de abertura aproximadamente. Misturaram-se e homogeneizaram-se massas iguais dos três resíduos ácidos. Neste trabalho, tal mistura de resíduos será chamada de resíduo ácido. A mistura apresentou 950 mg kg⁻¹ de sulfato solúvel, pH 3,8 e os seguintes teores de metais pesados em mg kg⁻¹: Mn 13766,00; Ni 1575,00; Pb 3600,00; Cr 873,33; Zn 840,00; Cu 46,08 e Cd 5,50.

Procurou-se simular o aterro-piloto de resíduos industriais (ARSI) da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), utilizando amostras de solo coletadas do horizonte Bt do PV típico do ARSI, acondicionadas em tubos de vidro com 5,4 cm de diâmetro e 37 cm de altura, sobre as quais foram colocadas amostras de resíduo siderúrgico ácido da CSN, de maneira que a proporção altura da coluna de terra para a altura da camada de resíduo fosse de 4:1, aproximadamente, conforme a concepção básica do referido projeto (COBRAPI, 1986). As amostras do Bt do PV típico do ARSI apresentaram 650 g kg⁻¹ de argila, 160 g kg⁻¹ de silte, 190 g kg⁻¹ de areia, 6,6 g kg⁻¹ de carbono orgânico, 130 mmol_c dm⁻³ de CTC efetiva, pH 4,6 e os seguintes teores de metais pesados em mg kg⁻¹: Zn 23; Cu 4,4; Ni 15,0; Cd 1,0; Pb 15,0 e Mn 67,5. O ensaio com 5 repetições consistiu em dois tratamentos (testemunha e resíduo ácido) e num total de 10 unidades experimentais (colunas).

Acondicionamento das colunas

Sobre um disco de vidro perfurado, localizado na parte inferior das colunas, colocou-se uma camada de lã de vidro. A seguir, por meio de um funil de cano longo, que era mantido em contínua movimentação, adicionaram-se, a cada coluna, 600 g das amostras de solo, quantidade calculada para produzir uma coluna de 20 cm de altura, aproximadamente. Para obter um procedimento que pudesse ser repetido uniformemente, além de tornar a densidade da amostra mais regular, as colunas com a quantidade da amostra eram lançadas, através de um suporte, dez vezes (número previamente ajustado) de uma altura de 15 cm e amortecidas em borracha maciça de 3 cm de altura.

Determinação do volume-poro

Depois do acondicionamento, colocaram-se as colunas em caixas de isopor com água deionizada em quantidade necessária para o aparecimento de uma película de água no topo da coluna. Nesse ponto, a coluna foi pesada e, por diferença, obtida a massa de água contida na amostra, que correspondeu ao volume-poro para 600 g de solo. Obteve-se o volume-poro de 175 mL, que constituiu a unidade para a percolação dos diversos volumes-poros através das colunas.

Percolação

Depois de saturadas, as colunas foram colocadas em suportes para mantê-las na posição vertical. A seguir, exceção para a testemunha, utilizando um funil, que era mantido em contínua movimentação, colocaram-se em 5 colunas individuais 150 g do resíduo ácido de forma que a camada sobre a coluna de terra fosse de 5 cm, aproximadamente. Após, iniciou-se o processo de lixiviação deixando-se verter, vagarosamente, água deionizada ajustada em pH 4,5, considerando uma chuva ácida. Durante a

lixiviação, manteve-se uma altura de coluna líquida de 6 cm acima da superfície do resíduo. As amostras nas colunas foram lixiviadas com 50 volumes-poros, quantidade correspondente à precipitação total na área do aterro num período de 4 anos, sendo o percolado coletado, a cada 175 mL (correspondente a um volume-poro), e guardado em frascos graduados.

Após cuidadosa remoção do resíduo, as colunas de solo foram retiradas e seccionadas em quatro partes iguais (0-5, 5-10, 10-15 e 15-20 cm), secas ao ar, destorroadas, pulverizadas em almofariz de ágata, homogeneizadas e guardadas em frascos de polietileno para a análise dos metais pesados.

Extração seqüencial e análises químicas

As amostras do PV e do resíduo (lixiviados e não lixiviados) foram submetidas à extração seqüencial, segundo método de Tessier et al. (1979), que utiliza, seqüencialmente, numa mesma amostra, os seguintes extratores: NaOAc 1 mol L⁻¹, ajustado em pH 5 com HOAc, para metais solúveis, trocáveis e associados a carbonatos; NH₂OH HCl (cloridrato de hidroxilamina) 0,04 mol L⁻¹, para metais pesados ligados a óxidos Fe e Mn; H₂O₂ a 300 g L⁻¹ ajustado em pH 2 com HNO₃, a 85°C, para metais pesados complexados pela matéria orgânica. A fração residual foi determinada por digestão numa mistura de HClO₄ e HF na proporção de 1:5. Os extratos das amostras de terra, de resíduo e dos efluentes foram analisados para Pb, Cr, Cu, Zn, Mn, Ni e Cd, por espectroscopia de absorção atômica, com forno de grafite. O pH das amostras de terra e de resíduo foi obtido em água na relação 1:2,5. A concentração de sulfato solúvel em CaCl₂ no resíduo foi determinado por turbidimetria, pelo método de Bissani et al. (1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As diferenças entre os teores de metais pesados totais e extraídos, seqüencialmente, no resíduo ácido, antes e depois da lixiviação, encontram-se no quadro 1.

Verificaram-se, em relação ao total das frações, perdas de 58%, para Ni; 56%, para Cd; 52%, para Zn; 40%, para Mn; 10%, para Cr; 8,7%, para Cu, e 7,5%, para Pb. A elevada concentração de sulfato solúvel no resíduo indica ser esse ânion o principal responsável pela mobilização desses metais. Os teores de Ni, Cd, Zn, Mn, Cu e Pb no resíduo e as respectivas perdas desses elementos na fração NaOAc de, respectivamente, 44, 81, 45, 59, 87 e 100%, permitem a predição de contaminação de aquíferos por aqueles metais. Os resultados obtidos no quadro 1 revelam, pelo menos qualitativamente, que os teores totais de metais pesados no resíduo e a

solubilidade desse material em NaOAc deverão ser considerados na avaliação dos riscos de poluição de sistemas naturais.

Coluna de terra sem resíduo

A distribuição dos metais pesados nas colunas de terra sem resíduo mostrou, depois da lixiviação, que os teores totais desses metais mantiveram-se constantes nas quatro camadas (linha tracejada nas figuras de 1 a 5), apresentando as concentrações de 23 mg kg⁻¹, para Zn; 67,5 mg kg⁻¹, para Mn; 15 mg kg⁻¹, para Ni; 1,0 mg kg⁻¹, para Cd; 4,4 mg kg⁻¹, para Cu; 15 mg kg⁻¹, para Pb, e 25 mg kg⁻¹, para Cr.

Coluna de terra com resíduo

O movimento das diferentes formas de Pb, Cr e Cu nas colunas de terra com a camada do resíduo ácido depois da lixiviação e os respectivos diagramas de barra, mostrando a distribuição percentual

relativa daquelas frações aparecem na figura 1. Observa-se translocação daqueles metais que se concentraram, exceção do Cr, na camada superficial (0-5 cm) da amostra do solo. Esses incrementos relativos à testemunha foram de 255 mg kg⁻¹, para Pb; 80 mg kg⁻¹, para Cr, e 3,6 mg kg⁻¹, para Cu. Tais incrementos corresponderam a 90% do mobilizado (perda) do resíduo, aproximadamente (Quadro 1). A redução na concentração desses elementos na camada de resíduo, após a percolação, demonstra que o enriquecimento do solo das colunas, com esses metais, ocorreu pela solubilização no resíduo, e não pelo movimento de partículas finas do resíduo nos poros da coluna de terra.

A distribuição percentual do Pb nas diferentes formas químicas (Figura 1d) mostra que, na camada superficial, 76% do Pb total aparece associado à fração trocável, 16% a óxidos-Fe e Mn e 8% à fase residual. A elevada percentagem da fração trocável

Quadro 1. Diferença entre os teores de Zn, Mn, Ni, Cd, Pb, Cu e Cr totais e extraídos sequencialmente, no resíduo ácido da CSN, antes e depois da lixiviação com 50 volumes-poro com água em pH 4,5 (média de 5 repetições)

Metais pesados	Condições	Solução extratora				Total das frações
		NaOAc	NH ₂ OH HCl	H ₂ O ₂ + HNO ₃	HF + HClO ₄	
		mg kg ⁻¹				
Zn	Resíduo ⁽¹⁾	196,87(23) ⁽⁴⁾	124,37(15)	31,25(4)	487,51(58)	840,00
	Resíduo ⁽²⁾	0,00(0)	42,00(10)	31,25(8)	331,75(82)	405,00
	Perda ⁽³⁾	196,87(45)	32,37(19)	0,00(0)	155,76(36)	435,00
Mn	Resíduo	3788,75(28)	1595,00(12)	465,00(3)	7917,25(57)	13766,00
	Resíduo	510,00(6)	955,00(12)	340,00(4)	6437,50(78)	8242,50
	Perda	3278,75(59)	640,00(12)	125,00(2)	1479,75(27)	5523,50
Ni	Resíduo	480,00(30)	180,00(11)	37,50(2)	877,50(57)	1575,00
	Resíduo	80,00(12)	43,00(6)	30,00(4)	514,00(78)	667,00
	Perda	400,00(44)	137,00(15)	7,50(1)	363,50(40)	908,00
Cd	Resíduo	2,50(46)	0,75(14)	0,25(4)	2,00(36)	5,50
	Resíduo	0,00(0)	0,25(10)	0,15(6)	2,00(84)	2,40
	Perda	2,50(81)	0,50(16)	0,10(3)	0,00(0)	3,10
Pb	Resíduo	1425,00(40)	675,00(19)	121,25(3)	1378,75(38)	3600,00
	Resíduo	1155,00(35)	675,00(20)	121,25(4)	1378,75(41)	3330,00
	Perda	270,00(100)	0,00(0)	0,00(0)	0,00(0)	270,00
Cu	Resíduo	5,00(11)	1,70(4)	19,75(43)	19,63(42)	46,08
	Resíduo	1,50(4)	1,50(4)	18,79(46)	19,63(46)	41,66
	Perda	3,50(87)	0,20(5)	0,30(8)	0,00(0)	4,00
Cr	Resíduo	0,00(0)	12,50(1)	37,50(4)	823,33(95)	873,33
	Resíduo	0,00(0)	12,50(2)	37,50(5)	735,00(93)	785,00
	Perda	0,00(0)	0,00(0)	0,00(0)	83,33(100)	88,33

⁽¹⁾ Teores dos metais no resíduo antes do processo de lixiviação; ⁽²⁾ Teores dos metais no resíduo depois do processo de lixiviação; ⁽³⁾ Perda do metal no processo de lixiviação; ⁽⁴⁾ Percentagem do metal na fração em relação ao total das frações do metal no resíduo.

pode ser atribuída ao pequeno tempo de interação solução percolante x solo (uma semana), não permitindo que os metais ligados a óxidos-Fe e Mn e, ou, na fase residual, mais estáveis, predominassem.

Amaral Sobrinho et al. (1997) verificaram a passagem das formas mais solúveis para as de menor solubilidade depois de 18 meses de incubação resíduo x solo.

Não se pode descartar a possibilidade de o NaOAc 1 mol L⁻¹ pH 5,0 ter retirado Pb ligado a óxidos-Fe e Mn (McLaren & Crawford, 1973; Tessier et al., 1979). As distribuições percentuais de Cr e Cu em cada fração e com a profundidade (Figuras 1e e 1f) ocorreram apenas nas formas óxido e residual. Nas camadas superficiais, para Cr e para Cu, houve um acréscimo de, aproximadamente, 25% da fração óxido. As associações de Cr e Cu com as frações óxido-Fe e Mn e residual, observadas neste ensaio,

corroboram com os resultados de Amaral Sobrinho (1993) que verificou, em amostras desse mesmo solo incubadas com o resíduo ácido, uma elevada afinidade desses metais pelas frações óxido-Fe e Mn e residual. Resultados semelhantes foram encontrados, para Cr, por Chang et al. (1984), Canãdas et al. (1986) e McGrath & Lane (1989) e, para Cu, por Korte et al. (1976), Biddappa et al. (1982) e Davis et al. (1988).

A ausência de metais pesados na fração orgânica, principalmente Pb, pelas suas elevadas perdas durante a lixiviação (Quadro 1), pode ser atribuída ao baixo teor de matéria orgânica no solo utilizado.

As figuras 2a, 3a, 4a e 5a mostram para Zn, Mn, Ni e Cd, respectivamente, depois do processo de lixiviação, os teores totais e os extraídos, seqüencialmente, nas quatro camadas da coluna de terra. Verificam-se, em todas elas, incrementos das concentrações totais, em relação à testemunha, que

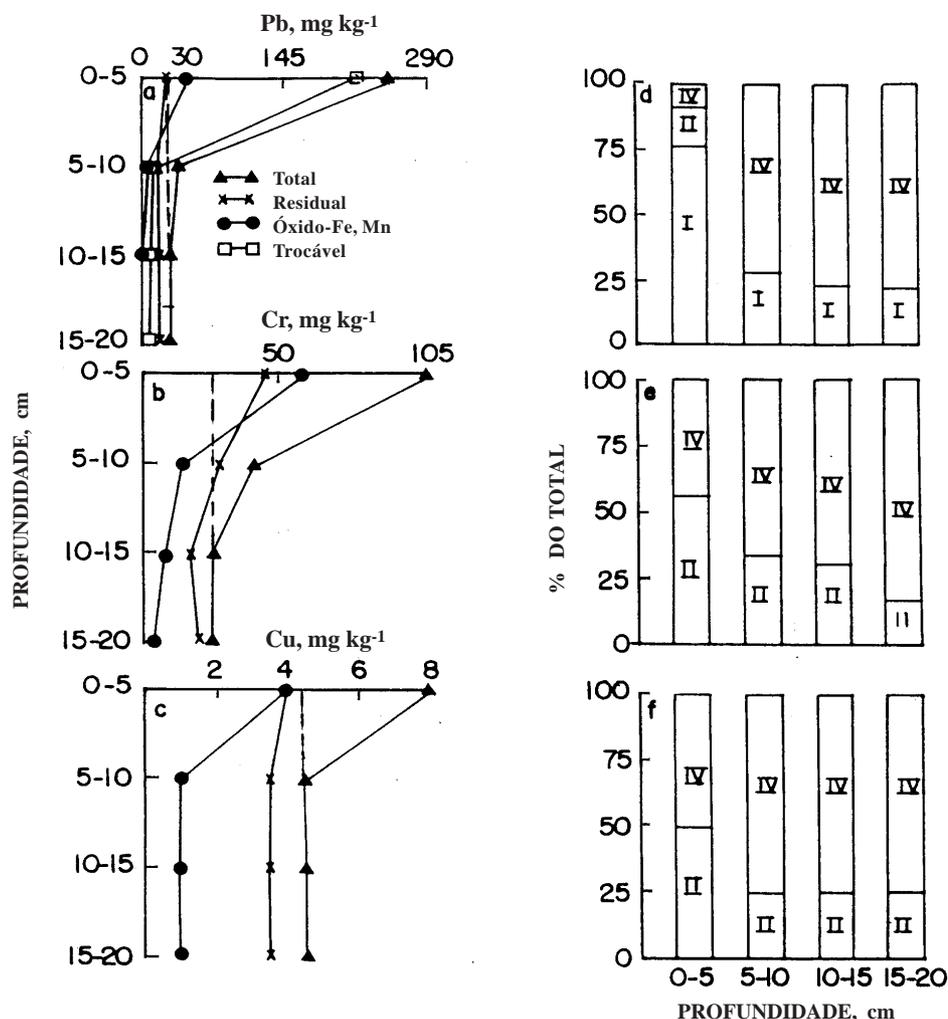


Figura 1. Movimento das diferentes formas químicas de Pb (a), Cr (b) e Cu (c) nas colunas contendo a pilha do resíduo ácido e os respectivos diagramas de barra mostrando a distribuição percentual relativa: Trocável (I), Óxido-Fe, Mn (II), Orgânica (III) e Residual (IV), de Pb (d), Cr (e) e Cu (f) após processo de lixiviação com 50 volumes-poro com água pH 4,5.

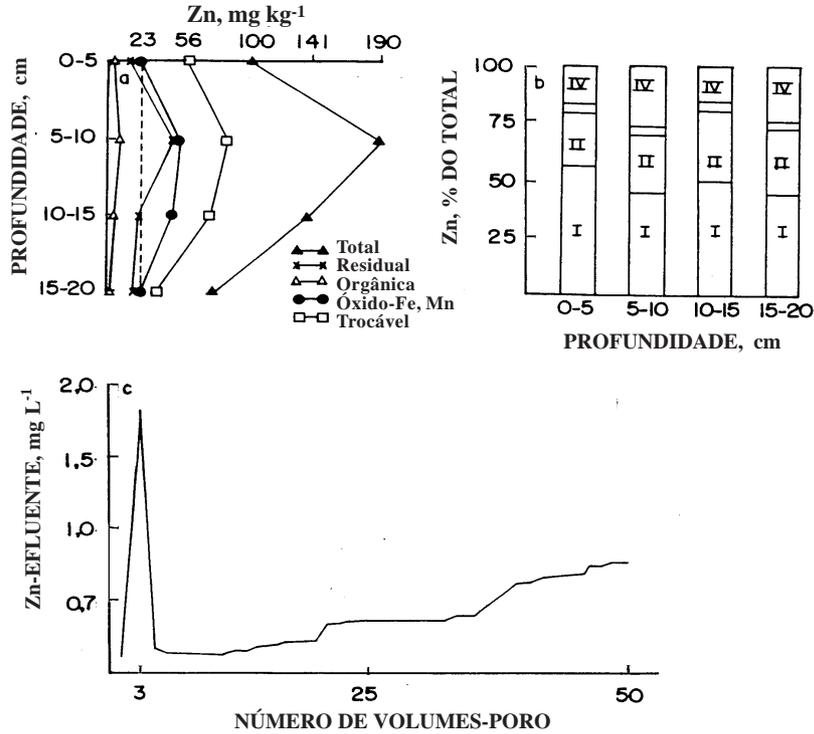


Figura 2. Movimento das diferentes formas químicas de Zn nas colunas contendo a pilha do resíduo ácido (a), os respectivos diagramas de barra mostrando a distribuição percentual relativa de Zn: Trocável (I), Óxido-Fe e Mn (II), Orgânica (III) e Residual (IV), após processo de lixiviação com 50 volumes-poros com água pH 4,5 (b) e os teores nos efluentes (c).

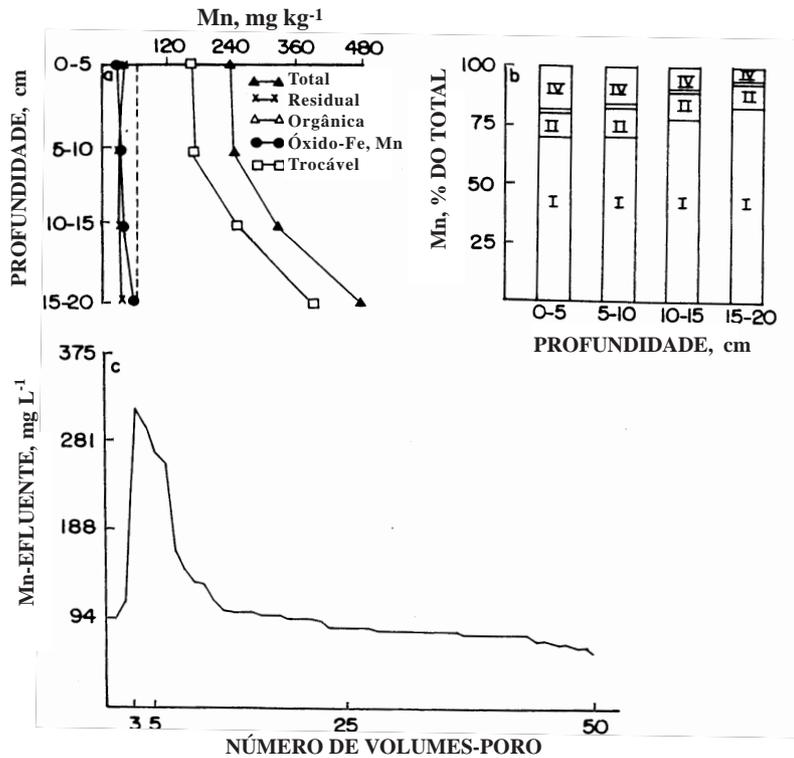


Figura 3. Movimento das diferentes formas químicas de Mn nas colunas contendo a pilha do resíduo ácido (a), os respectivos diagramas de barra mostrando a distribuição percentual relativa de Mn: Trocável (I), Óxido-Fe e Mn (II), Orgânica (III) e Residual (IV), após processo de lixiviação com 50 volumes-poros com água pH 4,5 (b) e os teores nos efluentes (c).

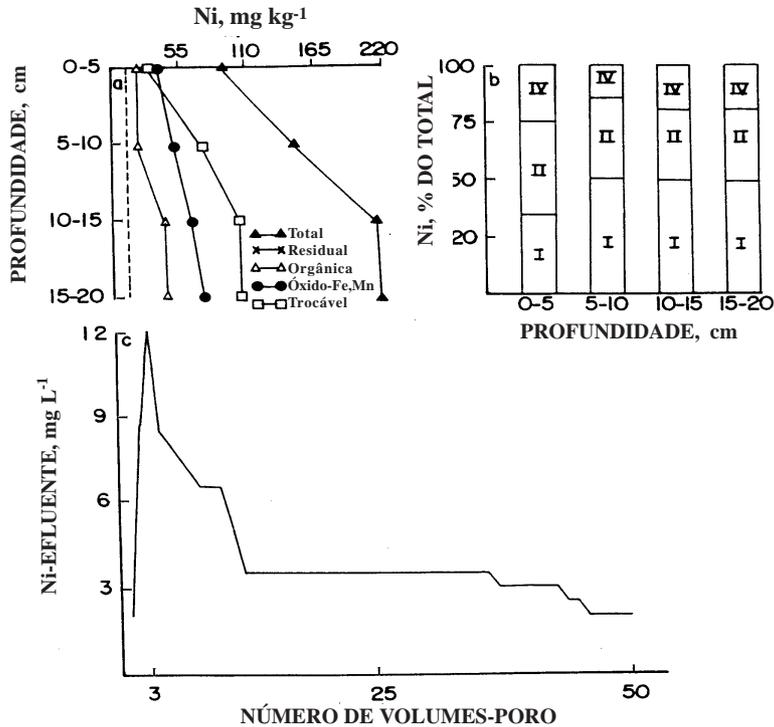


Figura 4. Movimento das diferentes formas químicas de Ni nas colunas contendo a pilha do resíduo ácido (a), os respectivos diagramas de barra mostrando a distribuição percentual relativa de Ni: Trocável (I), Óxido-Fe,Mn (II), Orgânica (III) e Residual (IV), após processo de lixiviação com 50 volumes-poros com água pH 4,5 (b) e os teores nos efluentes (c).

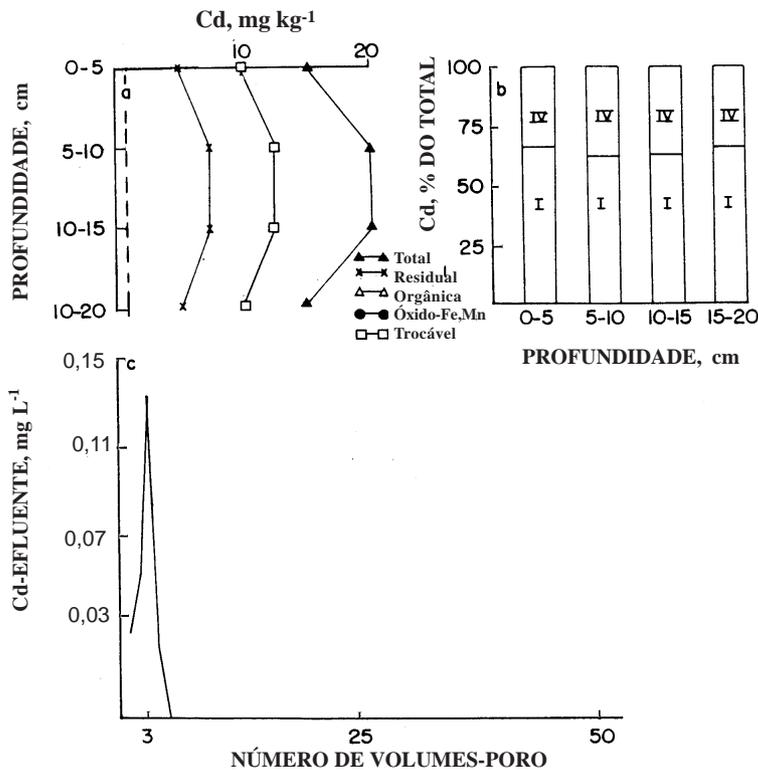


Figura 5. Movimento das diferentes formas químicas de Cd nas colunas contendo a pilha do resíduo ácido (a), os respectivos diagramas de barra mostrando a distribuição percentual relativa de Cd: Trocável (I), Óxido-Fe,Mn (II), Orgânica (III) e Residual (IV), após processo de lixiviação com 50 volumes-poros com água pH 4,5 (b) e os teores nos efluentes (c).

atingiram os valores máximos de 164 mg kg⁻¹, para Zn (2ª camada); 203 mg kg⁻¹, para Ni (última camada); 409 mg kg⁻¹, para Mn (última camada), e 10 mg kg⁻¹, para Cd (2ª e 3ª camadas). Do total mobilizado do resíduo (Quadro 1), observou-se, na coluna de terra, retenção de 94% para Zn, 68% para Ni, 18% para Mn e 97% para Cd. Tais percentuais e os relativamente altos teores desses metais no resíduo predizem elevadíssimos potenciais de contaminação de aquíferos.

No Estado do Rio de Janeiro, as concentrações máximas permitidas para lançamento de efluentes em corpos d'água são de 1 mg L⁻¹ para Zn, Ni e Mn e de 0,1 mg L⁻¹ para Cd (FEEMA, 1985). As figuras 2c a 5c mostram que as maiores concentrações dos metais pesados nos efluentes das colunas aconteceram no 3º volume-poro, decrescendo, drasticamente, depois. Para Zn (Figura 2c) e Cd (Figura 5c), os limites estabelecidos pela FEEMA foram levemente ultrapassados no 3º volume-poro. Para Ni e Mn, as concentrações dos efluentes foram elevadas. Para Ni (Figura 4c), verificou-se um pico máximo de 12 mg L⁻¹ no 3º volume-poro, daí decrescendo até o final do experimento, onde a sua concentração (2 mg L⁻¹) era, ainda, superior ao limite permitido. Para Mn (Figura 3c), a elevada concentração de 317 mg L⁻¹ no 3º volume-poro, diminuindo para 60 mg L⁻¹ no final do experimento, indica, de modo inequívoco, o elevado potencial tóxico do resíduo ácido da CSN.

As distribuições percentuais de Zn, Ni, Mn e Cd nas diferentes formas químicas, nas quatro camadas, aparecem nas figuras 2b a 5b. Para Zn e Ni, a fração trocável situou-se em torno de 50% e, para Mn e Cd, próximo de 70%, números que mais uma vez alertam para a elevada labilidade e/ou biodisponibilidade. Elevadas percentagens de metais pesados associados à fração trocável foram observadas, para Zn, Ni e Cd, em solos do Japão contaminados por resíduos de fundição (Biddappa et al., 1982); para Zn (Dowdy & Volk, 1983) e Ni (Petruzzelli et al., 1986), em ensaios de colunas de solo tratados com lodo de esgoto sólido, e para Mn (Sims et al., 1979 e Shumam, 1985), após a aplicação de sais solúveis.

As correlações entre a concentração total do metal e a respectiva fração extraída com NaOAc (Zn: $r = 0,95^{**}$, Ni: $r = 0,99^{**}$, Mn: $r = 0,99^{**}$ e para Cd: $r = 0,99^{**}$), mostram a possibilidade de se usar tal extrator, pelo menos nos estudos de previsão de contaminação e movimentação de metais em solos que receberam resíduos siderúrgicos ácidos.

CONCLUSÕES

Considerando que: (a) nas condições normais do ARSI não haveria fluxo contínuo de água através das pilhas de resíduos; (b) somente uma fração da

precipitação pluviométrica local percolaria através dos resíduos e se infiltraria no solo; (c) a alternância de períodos secos e chuvosos possibilitaria a formação de compostos mais estáveis de Zn, Mn, Ni, Cd, Cr, Pb e Cu; (d) a disposição das camadas dos resíduos no ARSI apresentaria um diâmetro maior na base, dificultando a percolação da água; (e) este estudo de simulação do ARSI em laboratório, através do uso de colunas de solo, foi qualitativo e um tanto drástico, acredita-se que as seguintes conclusões possam ser emitidas.

1. Os dados obtidos neste trabalho salientam a importância da concentração total de metais no resíduo e de suas solubilidades em NaOAc na avaliação dos riscos de contaminação provocados pela disposição final de resíduos siderúrgicos em aterros.

2. Os percentuais de retenção observados nas colunas, as relativamente elevadas concentrações desses metais no resíduo e as concentrações de Mn e Ni nos efluentes das colunas superiores aos padrões permitidos pela FEEMA predizem elevadíssimos potenciais de contaminação de aquíferos.

3. No resíduo ácido, elevadas concentrações de Pb, Cu e Cr ocasionaram a mobilização desses metais para os primeiros 5 cm da coluna de solo.

4. Zn, Mn, Ni e Cd, nas colunas contendo o resíduo, apresentaram o mesmo padrão de distribuição, isto é, aumento da concentração com a profundidade.

LITERATURA CITADA

- ALLOWAY, B.J. The origins of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. New York, John Wiley, 1990. p.29-39.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com solo Podzólico Vermelho-Amarelo. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1993. 163p. (Tese de Doutorado)
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X. & OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. R. Bras. Ci. Solo, 21:9-16, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Amostragem de resíduos sólidos. São Paulo, 1985. 25p. Projeto 1.63.02-004.
- BIDDAPPA, C.C.; CHINO, M. & KUMAZAWA, K. Migration of heavy metals in two Japanese soils. Plant Soil, 66:299-316, 1982.
- BISSANI, C.A.; KÄMPF, N. & LUZ, P.C.R. Determinação de sulfato solúvel em solos tiomórficos de áreas de mineração de carvão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., Viçosa, 1995. Resumos. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p.1535-1537.
- CANĀDAS, R.C.; SANCHIDRIAN, J.R. & RIVERO, V.C. Distribución de Pb, Cd, Cu y Cr entre distintas fases sólidas en algunos tipos de suelos. An. Edafol. Agrobiol., 45:613-630, 1986.

- CANTINI, V.L. & SOUZA, L.F. Aplicações e mercado de rejeitos siderúrgicos da Companhia Siderúrgica Nacional. In: SEMINÁRIO DE RECUPERAÇÃO DE REJEITOS DA INDÚSTRIA METALÚRGICA, 1., Volta Redonda, 1989. Anais. Volta Redonda, CORENE/ABM, 1989. p.131-144.
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WARNEKE, J.E. & GRUREVIC, E. Sequential extraction of soil heavy metals in sewage following a sludge application. *J. Environ. Qual.*, 13:33-37, 1984.
- COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS INDUSTRIAIS - COBRAPI. Relatório básico do plano de proteção ambiental - aterro de resíduos sólidos industriais. Volta Redonda, 1986. 52p.
- DAVIS, R.D.; CARLTON-SMITH, C.H.; STARK, J.H. & CAMPBELL, J.A. Distribution of metals in grassland soils following surface applications of sewage sludge. *Environ. Pollut.*, 49:99-115, 1988.
- DOWDY, R.H. & VOLK, V.V. Movement of heavy metals in soils. In: NELSON, D.W.; ELRICK, D.E. & TANGI, K.K., eds. Chemical mobility and reactivity in soil systems. Madison, Soil Science Society of America, 1983. p.229-240. (SSSA Special Publication, 11)
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE - FEEMA. Padrões de lançamento em corpos receptores, NT 202. Rio de Janeiro, 1985. 20p
- KHAN, D.H. & FRANKLAND, B. Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant Soil*, 70:335-345, 1983.
- KORTE, N.E.; SKOPP, J.; FULLER, W.H.; NIEBLA, E.E. & ALESII, B.A. Trace element movement in soils: Influence of soil physical and chemical properties. *Soil Sci.*, 122:350-359, 1976.
- McGRATH, S.P. & LANE, P.W. An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. *Environ. Pollut.*, 60:235-256, 1989.
- McLAREN, R.G. & CRAWFORD, D.V. Studies on soil copper: I. The fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, 24:172-181, 1973.
- PETRUZZELLI, G.; GUIDI, G. & LUBRANO, L. Modification of heavy metals solubility in soil treated with sewage sludge. In: Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes. Dordrecht, P.G. Hermite Reidel Pub. Com., 1986. p.478-484.
- SHEPPARD, M.I. & THIBAUT, D.H. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:415-423, 1992.
- SHUMAM, L.M. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.*, 140:11-22, 1985.
- SIMS, J.L.; DUANGPATRA, P.; ELLIS, J.H. & PHILLIPS, R.E. Distribution of available manganese in Kentucky soils. *Soil Sci.*, 127:270-274, 1979.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C. & BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51:844-851, 1979.
- WELCH, J.E. & LUND, L.J. Zinc movement in sewage-sludge treated soils as influenced by soil properties, irrigation water quality, and soil moisture level. *Soil Sci.*, 147:208-214, 1989.
- WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A.H. & COREY, J.E. Metal movement in sludge treated soils after six years of sludge addition: 2. Nickel, Cobalt, Iron, Manganese, Chromium, and Mercury. *Soil Sci.*, 140:120-125, 1985.