

POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRANEAS POR METALES PESADOS ORIUNDOS DE RELLENO SANITÁRIO

Fernando da Silva ROCHA, Doctor en Fitopatología, UFMG, rochafsplant@yahoo.com.br

Felizardo Adenilson ROCHA, Doctor en Ingeniería Agrícola, IFBA, felizardo@ifba.edu.br

Joseane Oliveira da SILVA, Doctora en Producción Vegetal, IFBA joseaneoliveiras@yahoo.com.br

Cristiano TAGLIAFERRE, Doctor en Ingeniería Agrícola, UESB, tagliaferre@yahoo.com.br

RESUMEN

El trabajo tuvo como objetivo determinar los factores de retardo y los coeficientes de dispersión, difusión y evaluar la movilidad de los metales pesados Cu, Mn, Fe, Zn, Ni y Cd en columnas de suelo, sobre aplicación de lixiviados de vertedero, para dos suelos de la región sur oeste de Bahia. La investigación fue conducida en el laboratorio de suelos del IFBA. Los tratamientos correspondientes a un factorial 2^2 , con dos suelos (Oxisol y Ultisol) y dos tipos de muestra (muestra deformada y no deformada) y tres repeticiones. Las unidades experimentales fueron constituidas por 12 columnas con suelo, estas de tubo de PVC rígido, con diámetro nominal de 7,5 cm y altura de 15 cm. Los resultados permitieron constatar que la energía de adsorción a los sitios de intercambio en el suelo depende del tipo de suelo y formato de la muestra, sin embargo en todos los tratamientos, el Cd fue el elemento con menor movilidad en el perfil del suelo.

Palabras clave: transporte de solutos, metales pesados, fluidos miscibles.

ABSTRACT

The research aimed to determine the retarding factors and dispersion-diffusion coefficients and evaluate the mobility of heavy metals Cu, Mn, Fe, Zn, Ni and Cd in soil columns, under landfill leachate application for two southwest Bahia soils. The research was conducted at IFBA Soils Laboratory. The treatments consisted of a factorial design 2^2 with two soils (Oxisol and Ultisol) and two types of samples (disturbed and undisturbed soil sample) and three replications. The experimental unit consisted of 12 columns with soil, built of rigid PVC pipe with a nominal diameter of 7,5 cm and height of 15 cm. The results demonstrated that the adsorption energy at exchange sites in the soil depends on the soil type and sample size, but in all treatments, the Cd was the element with lower mobility in the soil profile.

Keywords: solute transport, heavy metal, miscible fluids

INTRODUCCIÓN

La movilidad de solutos en el suelo está inversamente relacionada a la adsorción de los mismos, a la fracción sólida o a las condiciones del medio que favorezcan la precipitación de los iones (Martinez et al. 2001). La adsorción iónica al complejo de intercambio del suelo hace con que los iones mantengan intercambio con la solución del suelo, proporcionando su retención junto a la fracción sólida, o su disponibilidad en el medio acuoso.

La contaminación del suelo por metales es extremadamente perniciosa porque son altamente persistentes en el ambiente. Al contrario de la mayoría de los contaminantes orgánicos, los metales no pueden ser degradados o brevemente desintoxicados por los seres vivos tornando, así, un grave problema de contaminación, a lo largo del tiempo. Muchos estudios en los cuales se utilizaron residuos industriales y urbanos como correctivos del suelo ya fueron realizados, sin embargo se verifica, en su mayoría, la toxicidad de los metales pesados en relación a la producción agrícola, su influencia sobre el desenvolvimiento de las plantas y residuos del metal en el suelo (MATOS, 1995).

Por otro lado, en áreas urbanas, la disposición del percolado (lixiviado más agua de lluvia infiltrada) oriunda de rellenos sanitarios es considerada actualmente uno de los principales problemas ambientales generados en esta actividad, en virtud de las altas concentraciones de materia orgánica y de metales pesados que esa agua residual contiene (MOREIRA et al. 2009). La disposición inadecuada del percolado puede proporcionar contaminación significativa del suelo y agua.

En este sentido, el comportamiento de algunos metales pesados en suelos necesita ser más estudiado, sobre todo en lo que se refiere a su potencialidad cuanto a la retención, lixiviación y contaminación, principalmente de aguas subterráneas haciendo posible, de esta manera, mejor recomendación en la aplicación y disposición final de esos productos (LIMA, 2004).

El suelo posee gran capacidad de retención de los metales pesados, sin embargo si esta capacidad es excedida, los metales alterarán su disponibilidad para el medio. Debido a las alteraciones del pH, el suelo interactúa, alterando la capacidad de intercambio catiónico y creando condiciones que facilitan la percolación (CAMPOS et al., 2007). Matos (1995) encontró, para los suelos del municipio de Viçosa, Minas Gerais, el siguiente orden de metales pesados: Pb>Cu>Cd>Zn.

Rossi et al. (2007), estudiando la movilidad de nitrato en muestras de suelo deformadas y no deformadas constató que las curvas de efluentes preparadas con suelos a partir de muestra

deformada sobreestimaron los valores de los parámetros factor de retardo y coeficiente dispersivo-difusivo, cuando comparados a la muestra no deformada, para los suelos analizados.

Siendo así, la lixiviación de metales pesados, o micronutrientes, varía con los atributos físicos del suelo, tales como textura, estructura, profundidad del perfil y, principalmente, porosidad. Entre los atributos químicos que afectan la lixiviación, están la capacidad de retención de iones y el pH (SANTOS et al., 2002).

La movilidad de los iones en el medio poroso puede ser evaluada a través de técnicas basadas en el movimiento de fluidos miscibles y recursos computacionales. La determinación del factor de retardo (R) puede ser realizada, indirectamente, por medio de realización de ensayos de adsorción “en lote”, obteniendo las isotermas de adsorción, o, directamente, a partir de análisis de la curva de efluente, obtenida en columnas de lixiviación (MATOS, 1998).

No obstante, la mayoría de trabajos analizando la movilidad de iones en el perfil del suelo es realizada con muestras de suelo deformado o desterronado, lo que impide hacer inferencias, en términos de valores absolutos, en las condiciones de campo. En otras palabras, el orden geométrico de las partículas que constituyen la matriz del suelo está directamente relacionada con la propagación o la dispersión del soluto como resultado de los desvíos entre las velocidades de sus partículas, dentro de las líneas de corriente, en relación a la velocidad media del flujo (FERREIRA, 2006).

Siendo así, se objetivo con esta investigación evaluar la movilidad de los iones cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), níquel (Ni) y cadmio (Cd) provenientes del lixiviado del aterro sanitario en columnas de suelo saturado, obtenidos en muestras del suelo deformadas e no deformadas, de un Oxisol (LVA) y de un Ultisol (PVA) típicos de la región de Bahia.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento fue conducido en el Laboratorio de Suelos del Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, campus de Vitória da Conquista. Para eso, muestras de dos suelos (deformadas y no deformadas) de la región de Vitória da Conquista (14° 50'53"S e 40° 50'19"W), fueron colectadas en la capa de 20 a 40 cm de profundidad, e posteriormente, caracterizadas químicamente en el laboratorio de Suelos de la Universidad Estatal do Sudoeste da Bahia – UESB (Tabla 1) y físicamente en el laboratorio de suelos del IFBA (Tabla 2).

Tabla 1. Resultado del análisis químico del suelo utilizado en el experimento antes de la implantación

Suelo	pH	P	Mg	K	Ca	Al	H	SB	t	T	V	m	MO
		mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%	mg dm ⁻³	%	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³
LVA	4,5	1	0,5	0,02	0,2	0,4	3,4	0,7	1,1	4,5	16	36	4,1
PVA	4,8	0,9	0,9	0,3	2,4	0,2	2,0	3,6	3,8	5,8	62	5	3,2

P – Fósforo; Mg – Magnesio; K – Potasio; Ca – Calcio; Al - Aluminio; Al – aluminio H – Hidrógeno; SB – Suma de Bases; t – CIC Efectiva; T – CIC a pH 7; V – Saturación por Bases; m – Saturación por aluminio; MO – Materia Orgánica

Las concentraciones de Cu, Mn, Fe, Zn, Ni e Cd en las muestras de LVA y PVA fueron de 0,1; 0,05; 5,0; 0,6; 0,7; 0,2 e 0,2; 0,02; 5,2; 0,4; 0,5 e 0,2, respectivamente.

Tabla 2. Atributos físicos medios de los dos suelos estudiados

Suelo	Arena	Limo	Arcilla	ds	dp	α
	g Kg ⁻¹	g Kg ⁻¹	g Kg ⁻¹	kg dm ⁻¹	kg dm ⁻¹	dm ³ dm ⁻³
LVA	0,530	0,900	0,380	1,36	2,65	0,487
PVA	0,570	0,100	0,330	1,36	2,63	0,483

ds e dp = densidad de los suelos y de partículas; α = porosidad total

Los tratamientos correspondieron a un factorial 2², con dos suelos (Oxisol – LVA y Ultisol – PVA) y dos tipos de muestras (muestra deformada y no deformada) y tres repeticiones. Las unidades experimentales fueron constituidas por 12 columnas con suelo, estas de tubo de PVC rígido, con diámetro nominal de 75 mm e altura de 15 cm.

En el llenado de las columnas con suelo con muestras deformadas, las mismas fueron previamente secas al aire, pasadas en tamices con malla de 2 mm y homogeneizadas (AZEVEDO et al.; 1996). Posteriormente, se adicionó suelo en capas de 5 cm, en que cada capa adicionada fue mezclada a la anterior, siendo empleado un mezclador construido con un pequeño disco de madera,

en el cual fueron colocados varios clavos e, posteriormente, fijado a una barra cilíndrica permitiendo, así, el movimiento rotacional, con las manos, al mezclarse una capa con la subsecuente (MELO, 2004). Para conseguir columnas de misma densidad obtenida en condiciones de campo, el suelo era previamente pesado y acomodado en las columnas, hasta llegar a la espesura deseada, por medio de toques leves con un martillo de caucho en las columnas de PVC.

Las columnas de PVC con muestras no deformadas fueron obtenidas directamente en campo, siguiendo la metodología propuesta por Rossi et al (2007), de forma a obtener una muestra sin perturbaciones en su estructura original.

Las muestras del lixiviado fueron obtenidas en el relleno sanitario del municipio de Itapetinga localizado en el estado de Bahia. De esta muestra, sub muestras serán retiradas para caracterización del efluente líquido acondicionadas adecuadamente en recipiente plástico y, en seguida, analizadas en el Laboratorio de calidad de agua de la Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), conforme Tabla 3.

Con el objetivo de determinar el coeficiente de retardo (R) y el coeficiente dispersivo/difusivo (D) de los metales pesados en análisis en columnas de lixiviación se utilizaron frascos de Mariotte de 2,5 litros. Los análisis fueron iniciados conectando cada una de las columnas del suelo a respectivos frascos de Mariotte conteniendo lixiviado y, después de pasar tres volúmenes de poros del efluente se recogieron continuamente alícuotas de 0,12 volúmenes de poros del efluente, las cuales fueron acondicionadas en recipientes plásticos, con tapa, y enfriados para análisis posteriores (MELO, 2004).

Tabla 3. Caracterización química del lixiviado del relleno sanitario utilizado en el experimento

Característica	Lixiviado del relleno sanitario
pH	7,8
Ca (mg L ⁻¹)	232,50
Mg (mg L ⁻¹)	415,50
K (mg L ⁻¹)	1280,00
Na (mg L ⁻¹)	1116,57
P (mg L ⁻¹)	0,42
N-Total (mg L ⁻¹)	455,80

Fe (mg L ⁻¹)	3,65
Cu (mg L ⁻¹)	0,06
Zn (mg L ⁻¹)	0,29
Mn (mg L ⁻¹)	0,39
Ni (mg L ⁻¹)	0,54
Cd (mg L ⁻¹)	0,018
Sólidos disueltos totales (mg L ⁻¹)	7345,80
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	12,87

Conociendo las concentraciones de Cu, Mn, Fe, Zn, Ni y Cd del efluente (C) lixiviado por las columnas, se calcularon las concentraciones relativas (C/Co) para cada catión, siendo Co la concentración inicial presente en el lixiviado oriundo del relleno sanitario. Las concentraciones de los metales pesados Cu, Mn, Fe, Zn, Ni y Cd presentes en el lixiviado de las columnas del suelo fueron analizadas en el laboratorio de Suelos de la Universidad Federal de Viçosa, Minas Gerais, por el método de absorción atómica.

La conductividad hidráulica saturada media (km), el flujo de agua (qm) y la velocidad de avance media (vm) y el volumen medio de poros (vp) existentes en el interior de la columna, fueron determinadas según Melo (2004) y Ferreira et al. (2006).

Con los resultados de concentración relativa y respectivo número de volumen de poros, fue posible obtener los parámetros de transporte de los iones en estudio siendo empleado el modelo DISP versión 1.1 (Borges Júnior y Ferreira, 2006). Posteriormente, con base en los datos observados se calculó la suma de mínimos cuadrados de residuos (Rs), visando evaluar el ajuste del modelo (OLIVEIRA et al.,2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las pruebas realizadas en columnas con muestras deformadas de LVA se verificó que la conductividad hidráulica media (K), flujo medio (qm) y velocidad de avance media (vm) fueron de 8,08cm h⁻¹, 10,29cm h⁻¹ y 21,13cm h⁻¹, respectivamente; mientras que para muestras no deformadas

de LVA los valores de las variables K , q_m y v_m fueron de $13,81 \text{ cm h}^{-1}$, $17,68 \text{ cm h}^{-1}$ e $36,32 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente.

Ferreira et al. (2006) afirma que cuando el valor correspondiente a 0,5 de la concentración relativa es 1,0 volumen de poros, el soluto no está interactuando con la fracción coloidal del suelo. Por otro lado cuando el valor es mayor que 1,0, esto es, la curva del efluente se presenta dislocada para la derecha, significa que al drenar a través del perfil del suelo parte del soluto es absorbido, resultando en un factor de retardo más alto que la unidad. Siendo así, cuanto mayor es el factor de retardo mayor será la interacción soluto suelo.

Considerando los valores de R de la Tabla 4 y la inclinación de las curvas del efluente (Figura 1), se constató que hubo una creciente interacción de los cationes analizados con la fracción coloidal en las muestras de suelo deformadas de LVA, una vez que la energía de absorción a los sitios de intercambio en el suelo se dio en el orden, o sea, el Cd fue más fuertemente adsorbido en la micela del suelo en relación a los demás metales pesados, una vez que se presentaron los mayores valores de R (Tabla 4). Por otro lado, el Cu fue el elemento más móvil en el perfil del suelo. Según Oliveira et al, (2006) se $R=1$, no hay interacción entre el soluto adicionado y el suelo, se $R < 1$, apenas la fracción de la fase líquida participa del proceso del transporte del soluto (desorción) y se $R > 1$ está asociado a la mayor interacción ion coloide (sorción). En las muestras deformadas el orden de interacción fue: $\text{Cd} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu}$.

Según Taylor et al. (1995) la inmovilidad del Cu normalmente es atribuida a la formación de complejos órgano metálicos estables y de baja solubilidad. En esta investigación, los bajos valores de materia orgánica presentes en los suelos estudiados (LVA y PVA), asociados a las características físico químicas de los suelos estudiados pueden haber contribuido para la mayor movilidad de este elemento en el perfil del suelo.

Los valores de R (Tabla 4) en las pruebas con muestras no deformadas de LVA siguieron la secuencia: $\text{Cd} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu}$. Siendo así, se observó comportamiento semejante en la interacción ion/matriz del suelo en muestras de Oxisol, independientemente del formato de la muestra (deformada o no deformada), excepto para Mn e Fe.

Los valores de R para los iones Cd, Zn e Fe fueron mayores en muestras deformadas que en muestras no deformadas. Sin embargo, para los iones Cu, Mn y Ni hubo un comportamiento inverso. Este hecho puede ser explicado en parte por la diferencia existente en la geometría del medio poroso de los dos tipos de muestra. Además, la posible existencia de caminos preferenciales y/o poros sin conectividad puede haber afectado a la movilidad de los iones en el perfil del suelo.

Martinez et al. (2001), estudiando la influencia de la competición catiónica en los valores del factor de retardo y el coeficiente de dispersión/difusión de zinc y cobre en el suelo verificó que, en todos los horizontes el cobre presentó mayores valores del factor de retardo que el zinc, indicando mayor interacción con la fracción sólida del suelo y menor movilidad.

Tabla 4. Valores de las variables del número de Peclet, factor de retardo y coeficiente dispersivo-difusivo para los iones analizados en muestras deformadas y no deformadas de LVA

Valor de la variable*	Muestra deformada						Muestra no deformada					
	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cd	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cd
P	0,54	4,30	4,20	4,03	1,25	0,10	0,83	4,65	4,33	3,35	1,46	0,55
R	3,43	9,74	9,95	9,11	5,69	16,52	5,06	9,83	9,77	8,45	7,06	11,16
D	469	58,9	60,4	62,9	202	798,7	529,3	94,5	101,5	131,3	300,8	2535
Rs	0,37	0,20	0,08	9,08	0,07	1,76	0,39	1,95	0,01	4,34	0,05	1,22

*Media de tres repeticiones; P = Número de Peclet; R = Factor de Retardo, adimensional; D = Coeficiente dispersivo-difusivo, $\text{cm}^3 \text{h}^{-1}$; Rs = Suma de cuadrado de residuos

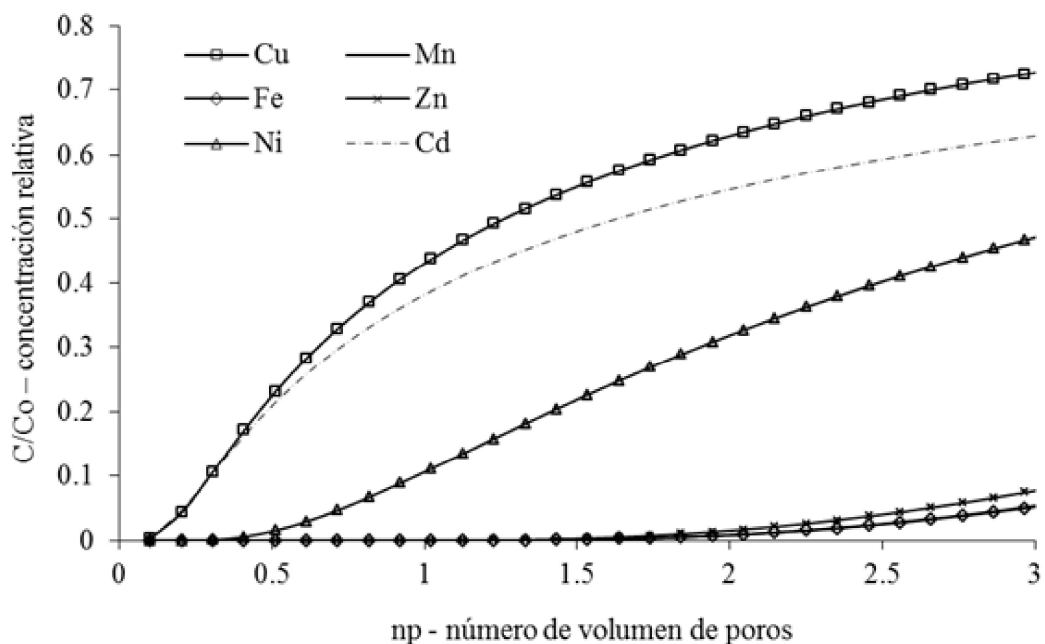


Figura 1. Curvas de efluente de Cu, Mn, Fe, Zn, Ni y Cd obtenidas en muestras deformadas de LVA

Considerando que el valor de D es una composición de los coeficientes de dispersión (dependiente de la geometría del medio poroso) y difusión (dependiente de la concentración) se puede afirmar que hubo mayor variabilidad en los valores de D para las muestras no deformadas en relación a las pruebas con muestras deformadas (Tabla 4), para todos los iones estudiados.

En las pruebas realizadas en columnas llenas de muestras deformadas de PVA, sobre aplicación de lixiviado, se verificó que a K, q_m y v_m fueron de 19,60 cm h^{-1} , 22,89 cm h^{-1} y 47,03 cm h^{-1} , respectivamente; mientras que en columnas llenas con muestras no deformadas de PVA los valores de las variables en análisis fueron de 13,37 cm h^{-1} , 17,43 cm h^{-1} y 35,80 cm h^{-1} , respectivamente.

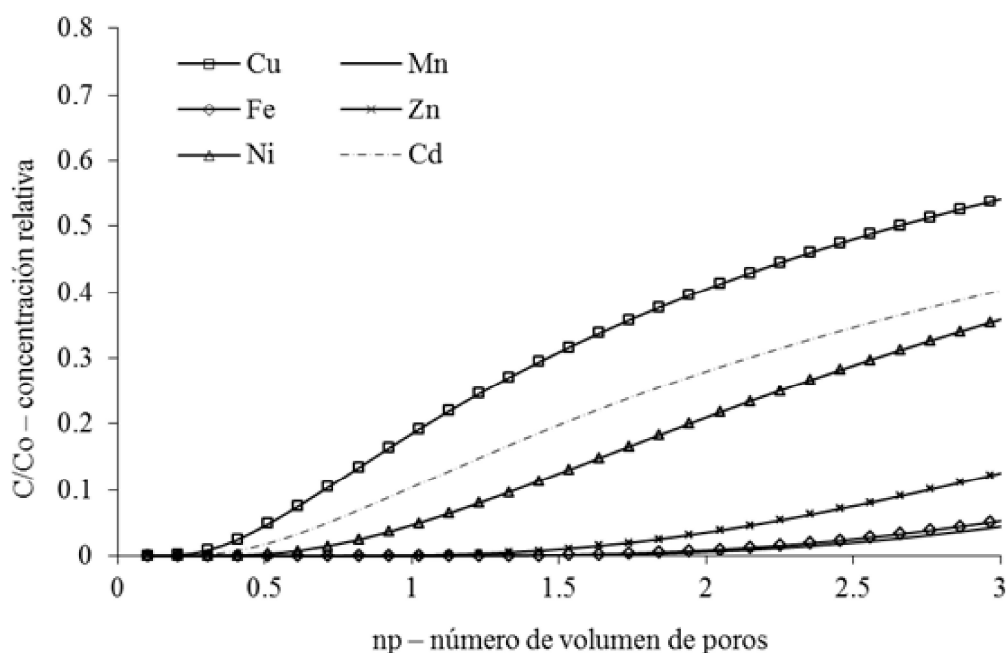


Figura 2. Curvas de efluente de Cu, Mn, Fe, Zn, Ni y Cd obtenidas en muestras no deformadas de LVA.

Los valores de R (Tabla 5) en las pruebas con muestras deformadas de PVA siguieron la secuencia: $\text{Cd} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu}$, ya en las pruebas con las muestras no deformadas de este mismo suelo la interacción ion/matriz del suelo ocurrió en el orden: $\text{Cd} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Ni}$. Semejante a las pruebas realizadas para LVA, el Cd fue fuertemente retenido por la matriz del

suelo, siendo menos móvil en el perfil. En muestras no deformadas, el Ni fue el elemento más móvil, mientras que en muestras deformadas el Cu presentó mayor movilidad.

Comparando las pruebas con muestras deformadas y no deformadas de un PVA (Tabla 5 y las Figuras 3 y 4) se observó que los valores de R fueron mayores para muestras no deformadas, excepto para el elemento Mn. La geometría más irregular de ese tipo de muestra pudo haber contribuido para el retardo del ion en el suelo.

En todos los tratamientos que fue pasado 3 volúmenes de suelo no fue posible recuperar los iones aplicados en la solución aplicada sobre las columnas del suelo mostrando que, aunque los suelos evaluados tuviesen bajos valores de pH, la muestra de lixiviado aplicado poseía pH más alto que 7, favoreciendo la retención por el suelo.

En todos los tratamientos se hizo pasar 3 volúmenes de poros y no fue posible recuperar los iones aplicados en la solución de columnas de suelo, que muestra que aunque el suelo evaluado tenía valores de pH bajos, la muestra del lixiviado aplicado poseía pH por encima de 7, favoreciendo su retención en el suelo.

Según Kabata-pendias y Adriano (1995), la distribución en el suelo de las diferentes formas de metales pesados depende de las propiedades químicas de los metales y de las características del suelo, tales como: pH, potencial reductor, textura, CTC, competición entre metales, temperatura del suelo y actividad microbiana. Para el autor, de entre estas propiedades, el pH está entre las que más afectan la distribución química, movilidad y disponibilidad de metales pesados en el suelo, pues el aumento de pH resulta en el aumento de la CTC por la desprotonación de los grupos ácidos de la materia orgánica y de la superficie de los óxidos, en la formación de hidróxidos, carbonatos y fosfatos insolubles con los metales pesados y en la complejión más efectiva por la materia orgánica.

Los valores de D fueron mayores en las pruebas con muestras no deformadas en relación a los pruebas con muestras deformadas para todos los iones estudiados (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de las variables del número de Peclet, factor de retardo y coeficiente dispersivo-difusivo para los iones analizados en muestras deformadas y no deformadas de PVA

Valor de la variable*	Muestra deformada						Muestra no deformada					
	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cd	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cd
P	0,89	0,89	4,69	4,18	1,18	0,21	4,22	3,31	4,68	3,82	1,28	0,23
R	5,86	9,87	9,92	9,86	7,24	13,51	9,82	9,53	9,96	9,87	9,24	14,37
D	105,2	104,4	94,8	116,2	346,7	1929	670,7	134,1	127,3	142,8	505,8	2842
Rs	1,05	1,14	0,01	10,07	0,023	1,63	0,02	1,82	0,01	12,61	0,05	2,15

*Media de tres repeticiones; P = Número de Peclet; R = Factor de Retardo, adimensional; D = Coeficiente dispersivo-difusivo, $\text{cm}^3 \text{h}^{-1}$; Rs = Suma de cuadrado de residuos

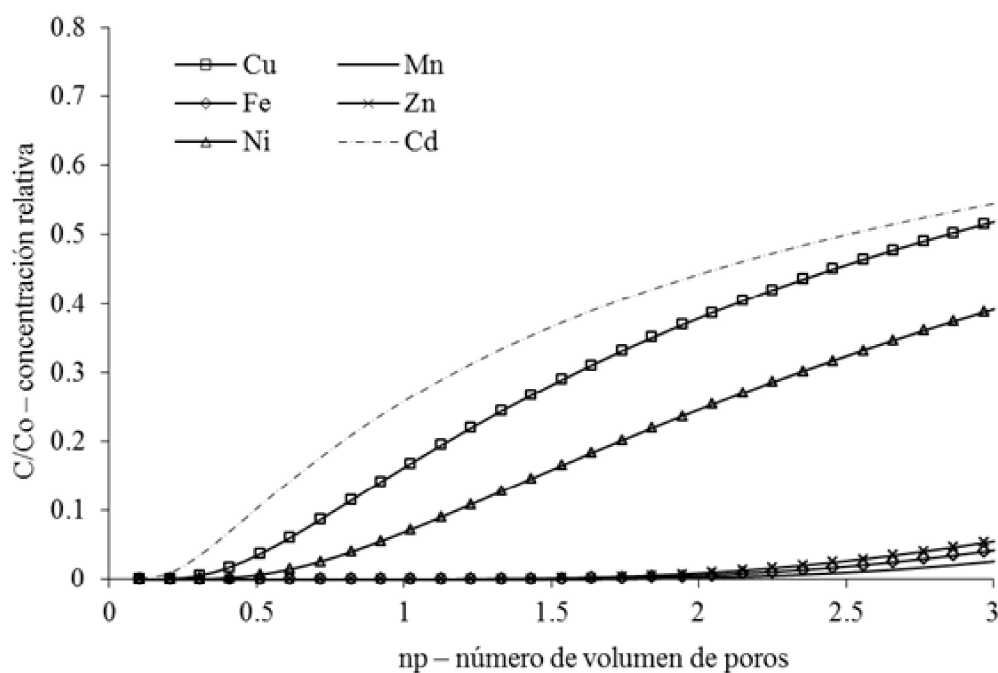


Figura 3. Curvas de efluente de Cu, Mn, Fe, Zn, Ni y Cd obtenidas en muestras deformadas de PVA

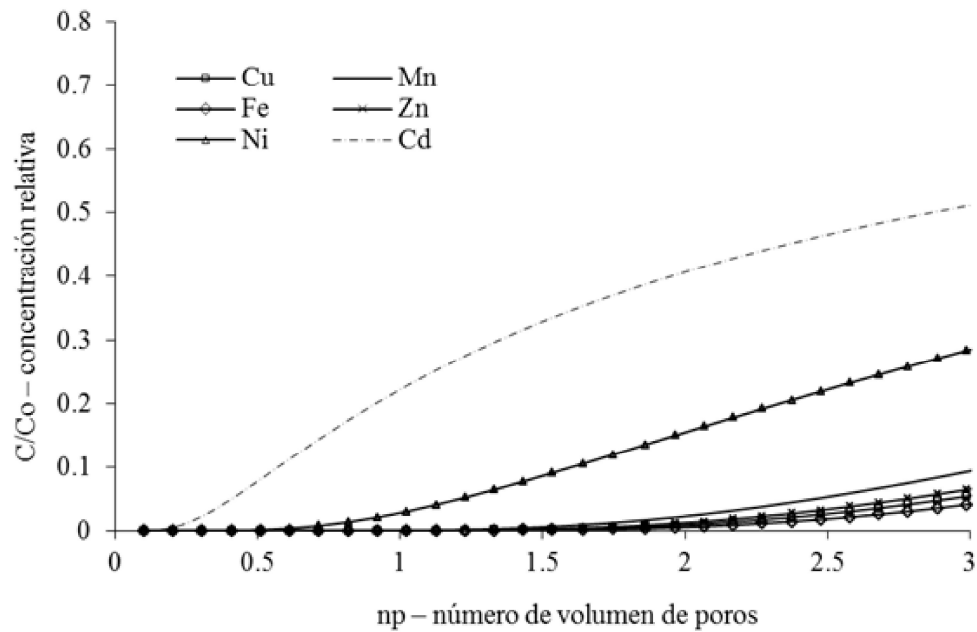


Figura 4. Curvas de efluente de Cu, Mn, Fe, Zn, Ni e Cd obtenidas en muestras no deformadas de PVA

Conclusión

- a) De entre los seis elementos estudiados el Cu y Ni se destacan como siendo los metales pesados con mayor potencial de contaminación de agua subterránea, sin embargo el Cd, Fe y Mn son los elementos con menor movilidad en el perfil del suelo;
- b) La energía de adsorción a los lugares de intercambio en las pruebas con muestras de Oxisol se dio en el orden: Cd>Fe>Mn>Zn>Ni>Cu para muestras deformadas y Cd>Mn>Fe>Zn>Ni>Cu para muestras no deformadas, o sea, la forma de las muestras poco afectó la retención del ion-matriz del suelo;
- c) La interacción ion-matriz del suelo en muestras de Ultisol siguió la secuencia: Cd>Fe>Mn>Zn>Ni>Cu para muestras deformadas y Cd>Fe>Zn>Cu>Mn>Ni para muestras no deformadas, mostrando que la alteración en la geometría del medio poroso afectó la retención del ion por el suelo;
- d) En todos los tratamientos evaluados, los valores de coeficiente dispersivo-difusivo fueron superiores a las muestras no deformadas en relación a las muestras deformadas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZEVEDO, A.S.; KANWAR, R.S.; SINGH, P.; PEREIRA, L.S. Movement of NO_3^- and atrazine

- through soil columns as affected by lime application, Transactions of the ASAE, St. Joseph, v.39, n.3, p.937-945, May/June, 1996.
- BORGES JÚNIOR, J.C.F.; FERREIRA, P.A. Equações e programa computacional para cálculo do transporte de solutos do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.10, n.3, p-604-611, 2006.
- CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, R. S.; ANTUNES, A. S.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N. Teor e capacidade máxima de adsorção de arsênio em latossolos brasileiros. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.1311-1318, 2007.
- FERREIRA, A.F.; GARCIA, G. O., MATOS, A.T.; RUIZ, H.A.; BORGES JÚNIOR, J. C. F. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café Conilon. Acta Scientiarum Agronomy, v.28, n.1, p.29-35, 2006
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: REICHCIGL, J. E. Soil amendments and environmental quality. p.139-167, 1995.
- LIMA, D. M. Sorção e deslocamento miscível da antrazina em amostras de latossolos. Lavras: UFLA, 2004. 66p. Dissertação Mestrado.
- MARTINEZ, M.; RAMOS, V.B,N.; MATOS, A.T.; OLIVEIRA, R.A.; COSTA, S.N. Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.5, n.2, p.211-15, 2001.
- MATOS, A.T.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F.; MARTINEZ, M.A. Correlação entre os fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, e algumas propriedades físicas dos solos. Engenharia na Agricultura, Viçosa, v.6, n.4, p.235-246, 1998.
- MATOS, A.T. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa-MG. Viçosa, MG: UFV, 1995. 110p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- MELO, R. F. Avaliação das alterações físicas e químicas, distribuição e mobilidade dos íons em três solos tratados com manipueira. 2004. 59 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal Viçosa, Viçosa, 2004.
- MOREIRA, D.A.; MARTINEZ, M.A.; SOUZA, J.A.R.; MATOS, A.T.; BATISTA, R.O. Parâmetros de transporte de metais pesados em resíduos sólidos urbanos. Engenharia na agricultura, Viçosa - MG, v.17, n.4, p.317-322, 2009.
- OLIVEIRA, E, M.M.; RUIZ, H. A.; FERREIRA, P.A., ALVAREZ, V.H.; BORGES JÚNIOR, C.F. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato, potássio e amônio em

solos de Minas Gerais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.8, n.2/3, p.196-203, 2004.

ROSSI, P.; MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.27, n. 3, p. 675-682, 2007.

SANTOS, A.B.; FAGERIA, N.K.; ZIMMERMANN, F.J.P. Atributos químicos do solo afetado pelo manejo da água e do fertilizante potássico na cultura de arroz irrigado. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campinas Grande, v.6, n.1, p.12-16, 2002.

TAYLOR, R.W.; XIU, H.; MEHADI, A.A.; SHUFORD, J.W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.26, p.2193-2204, 1995.