

不同质地土壤中铜离子运移阻滞因子研究*

刘庆玲¹ 徐绍辉²

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(2 青岛大学环境科学与工程系, 山东青岛 266071)

摘要 采用等温静态平衡吸附实验确定了重金属铜离子在 3 种不同质地土壤(砂质壤土, 粉砂质粘土, 壤质砂土)中的阻滞因子 R , 然后, 结合混合置换实验中测定的铜离子和示踪剂离子的流出动态, 采用了确定性平衡对流-弥散方程和确定性非平衡两区对流-弥散方程计算阻滞因子 R 。结果表明, Langmuir 等温线形吸附方程可以准确描述铜离子的吸附特性; 确定性平衡模型计算的 R 值与实测值接近; 采用混合置换实验结合对流-弥散方程计算阻滞因子的方法耗时较长, 精度不高。

关键词 铜离子; 对流-弥散方程; 混合置换实验; 阻滞因子; 穿透曲线

中图分类号 S152.7 **文献标识码** A

铜是土壤中常见的重金属元素, 其背景值大约在 $10\sim 40\text{ mg kg}^{-1}$ 之间, 平均为 22 mg kg^{-1} [1]。适量铜是植物生长所必须的, 但过多的铜不利于植物生长, 而且会污染土壤和地下水, 并通过食物链进入人体危害人类健康[2]。随着工农业的发展, 进入土壤中的重金属越来越多, 进而产生的环境问题也越来越严重。重金属在土壤中的研究已经引起了国内外学者的广泛关注。由于铜离子在土壤中的强吸附性, 国内针对铜离子的研究一般未考虑铜的迁移, 但是近年来国外有关地下环境中胶体运移方面的研究发现, 铜离子的移动超出了传统的预测, 并随之带来一系列环境问题[3-5], 因此, 有必要对铜离子在土壤中的运移做出精确的描述。由于铜离子的强吸附性, 吸附仍然是其环境归宿中的主要决定因素[6], 而且在利用数学模型模拟铜离子在土壤中的运移规律时, 充分了解它在土壤中的吸附特性, 获得反映土壤对其运移时间延迟的重要吸附参数——阻滞因子(Retardation factor), 对高

精度的模拟是非常重要的。铜离子在土壤中的吸附机理和影响因素方面的研究[6-11], 国内外都有报道, 但是结合铜离子运移进行研究的还没见报道。本文应用批量平衡法研究了铜离子在黄淮海平原潮土剖面层次上 3 种不同质地土壤中的吸附特性, 同时基于混合置换实验得到的铜离子的穿透曲线, 求解对流-弥散方程逆问题从而估算出阻滞因子。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

土壤取自位于黄淮海冲积平原的中国科学院南京土壤研究所封丘生态实验站内, 在剖面上土壤可分为 3 层, 第一层为 $0\sim 35\text{ cm}$, 第二层为 $35\sim 70\text{ cm}$, 第三层为 $70\sim 100\text{ cm}$ 。按国际制将土壤质地依次定名为: 砂质壤土、粉砂质粘土、壤质砂土。按常规分析方法测定土壤的理化性质(表 1)。

表 1 供试土壤理化特性

Table 1 Physical and chemical properties of the soils

土壤质地 Soil texture	有机碳含量 Organic C (g kg^{-1})	电导率 Electric conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH ¹⁾	容重 Bulk density (g cm^{-3})	饱和含水量 Saturated water content($\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$)
砂质壤土 Sandy loam	7.4	118.1	8.28	1.51	0.462
粉砂质粘土 Silty clay	14.3	173.7	8.48	1.48	0.618
壤质砂土 Loamy sand	3.6	186.4	8.95	1.42	0.582

1) 水土质量比= 5:1; Water: soil= 5:1

* 国家自然科学基金项目(40271059)资助

作者简介: 刘庆玲(1980~), 女, 山东人, 硕士研究生, 主要从事于土壤中溶质运移方面的学习和研究。E-mail: qliliu@issas.ac.cn

收稿日期: 2004-10-22; 收到修改稿日期: 2005-02-25

1.2 化学试剂

硝酸铜: 0.5 mol L^{-1} , 分析纯, 上海振欣试剂厂; 氯化钙: 0.03 mol L^{-1} , 分析纯, 中国上海金山区兴塔美兴化工厂; 硝酸银: 0.025 mol L^{-1} , 分析纯, 中国医药(集团)上海化学试剂公司。

1.3 仪器设备

土柱: 高为 15 cm, 内径为 5.0 cm 有机玻璃管; 蠕动泵: BT00-300T, 保定兰格恒流泵有限公司; 部分收集器: BSZ-100A 自动部分收集器, 上海沪西分析仪器厂; 电感耦合等离子体光谱质谱联用仪: POEMS(II), 美国热电公司(TJA)。

1.4 实验方法

1.4.1 等温静态批量平衡吸附实验 在 15 ml 具塞塑料管中加入 1.00 g 风干过筛(2 mm)后的土样, 然后分别加入浓度(mmol L^{-1}) 2、4、8、12、16、20 的硝酸铜溶液 10 ml。加塞密封, 在 28°C 条件下振荡 2 h, 静置平衡 24 h, 以 $10\,000 \text{ r min}^{-1}$ 离心分离 30 min, 收集上清液, 用 ICP 测定上清液中铜离子的浓度, 根据加入硝酸铜的浓度与平衡液中铜离子的浓度计算土壤的吸铜量。每个浓度都作平行实验, 并做无土空白实验。采用 Langmuir 方程计算土壤对铜离子的吸附量:

$$s = \frac{s_m kc}{1 + kc} \quad (1)$$

表 2 混合置换实验条件

Table 2 Conditions of the soil column displacement experiment

土壤质地 Soil texture	土柱规格 Column (mm × mm)	入流液 Cu^{2+} 浓度 Inlet Cu^{2+} concentration (g kg^{-1})	入流液 Cl^- 浓度 Inlet Cl^- concentration(mol L^{-1})	平均孔隙水流速 Average pore water velocity (cm min^{-1})
砂质壤土 Sandy loam	150 × 50	29	0.06	0.030
粉砂质粘土 Silty clay	150 × 50	29	0.06	0.012
壤质砂土 Loamy sand	150 × 50	29	0.06	0.018

2 结果与讨论

2.1 等温静态批量平衡吸附实验

对等温静态批量平衡吸附法的实验数据采用 Langmuir 方程^[12]的线性形式拟合这 3 种土壤的结果分别见图 1~ 图 3。相关系数 r 均大于 99.9%, 可见, 用 Langmuir 吸附等温模型来描述铜离子在不同质地土壤中的吸附特性, 是可行的。

其中,

$$s = (c_0 - c) \cdot v / m \quad (2)$$

式中, s 为平衡时吸附在土壤颗粒上的铜离子浓度 (mg kg^{-1}), s_m 为土壤的最大吸附量 (mg kg^{-1}), c 为平衡时土壤溶液中铜离子的浓度 (mg L^{-1}), c_0 为加入的铜离子溶液的初始浓度 (mg L^{-1}), v 为加入的铜离子溶液的体积 (ml), m 是加入的干土质量 (g), k 是分配系数 (L mg^{-1})。

1.4.2 易混混合置换实验 每种土样处理设两个重复, 实验条件见表 2。土样风干过 2 mm 筛, 装土柱, 土柱上端添加 2 cm 石英砂 (1~2 mm, 分析纯), 加一层滤纸, 以保证供液时溶液能均匀入渗到土壤表面, 下端装 2 cm 石英砂作为反滤层, 以防止土粒堵塞出水孔, 实验过程中以大烧杯和蠕动泵作为供水装置来形成稳定流场。实验时, 先打开蠕动泵以较慢的流速自下而上输入 CaCl_2 (0.027 mol L^{-1}) 溶液饱和土柱, 然后调整入流方向, 使其从上向下流经土柱, 待稳定流场形成后, 开始输入入流液, 土柱下端的出流液用部分收集器定时采集。出流液中的 Cl^- 浓度用硝酸银滴定法测定, Cu^{2+} 浓度用 ICP 发射光谱法分析。

根据 Langmuir 吸附等温模型获得的分配系数 k , 由公式^[13]:

$$R = 1 + \rho \theta_v s_m / [\theta_v (1 + kc)^2] \quad (3)$$

式中, R 为阻滞系数, ρ 为土壤干容重 (g cm^{-3}), θ_v 为土壤体积含水量 ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), s_m 为土壤的最大吸附量 (mg kg^{-1}), c 是加入的铜离子溶液的浓度 (mg L^{-1}), k 是分配系数 (L mg^{-1})。

计算出铜离子在三种不同类型土壤中的阻滞系数如表 3 所示。

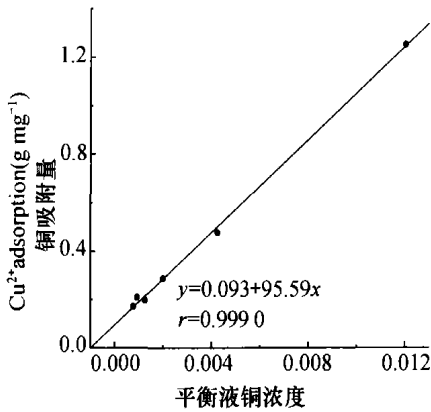


图1 砂质壤土对铜离子的吸附等温线
Fig. 1 Adsorption isotherm for copper in sandy loam

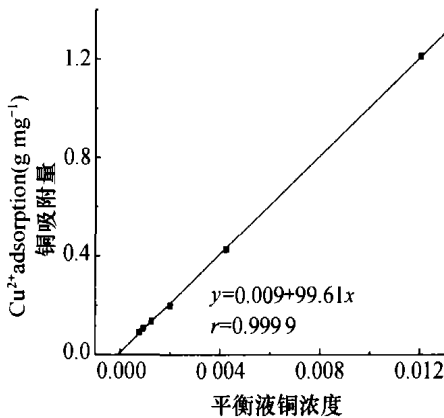


图2 粉砂质粘土对铜离子的吸附等温线
Fig. 2 Adsorption isotherm for copper in silty clay

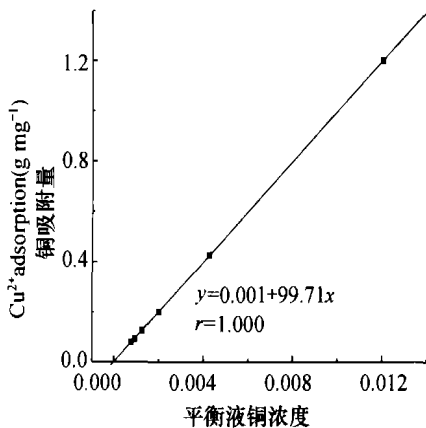


图3 壤质砂土对铜离子的吸附等温线
Fig. 3 Adsorption isotherm for copper in loamy sand

表3 铜离子在三种不同类型土壤中的阻滞系数

Table 3 Retardation coefficient of copper in soils different in texture

土壤质地 Soil texture	阻滞因子 Retardation factor
砂质壤土 Sandy loam	1.041
粉砂质粘土 Silty clay	1.164
壤质砂土 Loamy sand	18.10

2.2 根据对流—弥散方程估算阻滞因子

应用美国盐渍土实验室(U. S. Salinity Laboratory)研制的计算机软件 CXTFIT 2.1^[14], 基于 Levenberg Marquardt 算法对混合置换实验测得的穿透曲线(Breakthrough curve, BTC)进行非线性最小二乘优化拟和, 求解一维溶质运移对流弥散方程(Convection dispersion equation, CDE)的逆问题估算出阻滞因子 R。

溶质在稳定流场饱和和均质土壤中的运移控制方程本文采用确定性平衡模型式(4)^[12]和非平衡两区模型式(5)和式(6)^[12, 15, 16]来表征。

$$R \frac{\partial C}{\partial T} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4)$$

$$\beta R \frac{\partial C_1}{\partial T} = \frac{1}{P} \frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2} - \frac{\partial C_1}{\partial Z} - \omega(C_1 - C_2) \quad (5)$$

$$(1 - \beta)R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \omega(C_1 - C_2) \quad (6)$$

其中, $\beta = \frac{\theta_m + f\theta_{td}}{\theta_v + \theta_{td}}$, $\omega = \alpha L / q$, $T = vt/L$, $Z = x/L$, $P = vL/D$, D 为弥散系数($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$), V 为平均孔隙水流速(cm min^{-1}), P 为 Péclet 数(无量纲), L 为运移长度(cm), C_1 , C_2 分别表示可动区和不可动区溶质的浓度, β 为分配系数, 表示土壤水在可动和不可动区的分布, ω 为传质系数, 表示水动力驻留时间与溶质在不可动区运动的特征时间的比率。

首先, 对于示踪剂 Cl^- , 假定其与土壤介质不发生反应, 给定 $R = 1$, (1)用确定性平衡模型来估算 D 和 V ; (2)固定 V , 用确定性平衡模型来估算 D 和 R , 并且用非平衡两区模型来估算 D 、 R 、 β 、 ω 。其次, 对 Cu^{2+} , (1)固定 V 和 Cl^- 的 BTC 拟和得到的 D , 用确定性平衡模型来估算 R ; (2)固定 V 和 Cl^- 的 BTC 拟和得到的 D , 用非平衡两区模型来估算 R 、 β 、 ω 。

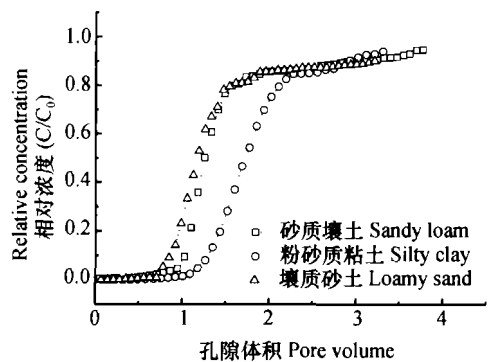


图4 不同质地土壤中 Cl^- 的出流曲线

Fig. 4 BTC for chloride in soils different in texture

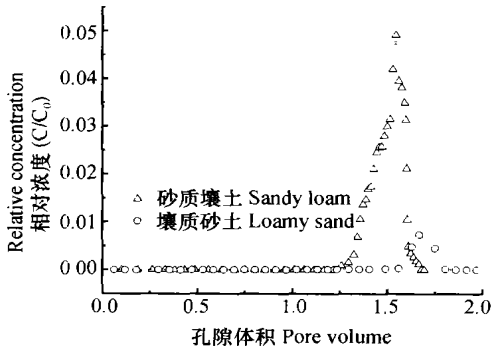
图5 不同质地土壤中 Cu^{2+} 的出流曲线

Fig. 5 BTC for copper in soils different in texture

示踪剂 Cl^- 和 Cu^{2+} 在不同类型土壤中的穿透

曲线分别见图4和图5所示,应用CXTFIT2.1程序拟和穿透曲线结果见表4~表8。在混合置换实验过程中,由于饱和后粉砂质粘土的膨胀未获得出流数据。从图4中可以看出,三种土壤中示踪剂 Cl^- 的最终出流浓度比均接近于1, Cl^- 在土壤中背景含量很低,其影响可以忽略,认为选用 Cl^- 作为示踪剂是合适的。壤质砂土因质地较粗,孔隙水流速较大,出现拐点的时间最早;而粉砂质粘土则由于质地较细,孔隙水流速较小,拐点出现的时间最晚。图5的砂质壤土中 Cu^{2+} 的最大出流浓度比为0.05,而壤质砂土中仅达到0.01,两者都很低,是由于 Cu^{2+} 在土壤中的强烈吸附原因导致,同时与示踪剂穿透曲线相比出现相反的结果,即出现拐点的时间砂质壤土早于壤质砂土。

表4 固定 R , 平衡模型拟合 Cl^- 的 BTC 得到的参数Table 4 Fitted parameters for chloride using equilibrium CDE in which R is fixed

土壤质地 Soil texture	平均孔隙水流速 Average pore water velocity V (cm min^{-1})	弥散系数 Dispersion coefficient D ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$)	阻滞因子 Retardation factor R	相关系数 Correlation coefficient r	均方差 Mean square error
砂质壤土 Sandy loam	0.029	0.025	1.0	0.959	0.006
粉砂质粘土 Silty clay	0.013	0.009	1.0	0.991	0.001
壤质砂土 Loamy sand	0.017	0.025	1.0	0.965	0.005

表5 固定 V , 平衡模型拟合 Cl^- 的 BTC 得到的参数Table 5 Fitted parameters for chloride using the equilibrium CDE with fixed V

土壤质地 Soil texture	平均孔隙水流速 Average pore water velocity V (cm min^{-1})	弥散系数 Dispersion coefficient D ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$)	阻滞因子 Retardation factor R	相关系数 Correlation coefficient r	均方差 Mean square error
砂质壤土 Sandy loam	0.030	0.025	1.0	0.959	0.006
粉砂质粘土 Silty clay	0.012	0.009	1.0	0.992	0.001
壤质砂土 Loamy sand	0.018	0.025	1.0	0.965	0.005

表6 固定 V 和 R , 非平衡两区模型拟合 Cl^- 的 BTC 得到的参数Table 6 Fitted parameters for chloride using nonequilibrium CDE with fixed V and R

土壤质地 Soil texture	平均孔隙水流速 Average pore water velocity V (cm min^{-1})	弥散系数 Dispersion coefficient D ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$)	阻滞因子 Retardation factor R	分配系数 Partitioning coefficient β	传质系数 Mass transfer coefficient ω	均方差 Mean square error
砂质壤土 Sandy loam	0.030	379.7	1.0	0.843	0.007	0.288
粉砂质粘土 Silty clay	0.012	1.0×10^{-7}	1.0	0.001	100	0.166
壤质砂土 Loamy sand	0.018	308.6	1.0	0.999	100	0.322

表7 固定 V 和 D , 平衡模型拟合 Cu^{2+} 的 BTC 得到的参数
Table 7 Fitted parameters for copper using equilibrium CDE with fixed V and D

土壤质地 Soil texture	平均孔隙水流速 Average pore water velocity V (cm min^{-1})	弥散系数 Dispersion coefficient D ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$)	阻滞因子 Retardation factor R	相关系数 Correlation coefficient r	均方差 Mean square error
砂质壤土 Sandy loam	0.052	0.025	1.22	0.977	3.539
壤质砂土 Loamy sand	0.0052	0.025	18.54	0.956	93.15

表8 固定 V 和 D , 非平衡两区模型拟合 Cu^{2+} 的 BTC 得到的参数
Table 8 Fitted parameters for copper using nonequilibrium CDE with fixed V and D

土壤质地 Soil texture	平均孔隙水流速 Average pore water velocity V (cm min^{-1})	弥散系数 Dispersion coefficient D ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$)	阻滞因子 Retardation factor R	分配系数 Partitioning coefficient β	传质系数 Mass transfer coefficient ω	相关系数 Correlation coefficient r	均方差 Mean square error
砂质壤土 Sandy loam	0.052	0.02532	255.4	0.194	0.34	0.983	2.757
壤质砂土 Loamy sand	0.0052	0.02537	8.230	0.022	0.329	0.996	8.79

表4是应用确定性平衡模型, 固定 $R=1.0$, 拟合示踪剂 Cl^- 穿透曲线得出的 V 和 D , 拟合出 V 值与实测结果接近; 表5是固定 V (采用实验测定值), 用确定性平衡模型来估算 D 和 R , 这两种方法相比较, 二者得出的 D 值差别不显著, 说明结果可靠。表6是固定 V (采用实验测定值) 和 $R=1.0$, 用非平衡两区模型来估算 D 、 β 、 ω , 与前两种方法比较, 估算出的 D 值差别显著, 可见非平衡两区模型拟合的结果不如确定性平衡模型的结果好。表7是固定 V (采用实验测定值) 和 D (Cl^- 的 BTC 拟和值), 应用确定性平衡模型拟合 Cu^{2+} 的穿透曲线, 估算 R 。表8是固定 V (采用实验测定值) 和 D (Cl^- 的 BTC 拟和值), 应用拟合 Cu^{2+} 的穿透曲线非平衡两区模型来估算 R 、 β 、 ω 。两种模型反求参数值与批量平衡吸附实测值相比较, 确定性平衡模型拟合得出的 R 值与实测值接近, 而非平衡两区模型拟合出的 R 值与实测值差别很大, 因为除了阻滞因子 R 以外, 还要估算非平衡参数 β 、 ω , 对于这样的逆问题找到唯一解并不总是可能的^[14]。在应用确定性模型估算阻滞因子时, 参数 V 和 D 采用固定值, 需要估算的参数仅有阻滞因子 R , 结果比较可靠。所以, 应用模型拟合, 应尽量采用一些实测参数值, 减少估算参数的个数可以获得比较合理的结果。

3 结论

1) 采用等温静态批量平衡吸附实验获得土壤对铜离子阻滞因子的方法简单而且精度高。实验所测得的吸附参数和最大吸附量的结果都表明, 铜离子在土壤中的强吸附性, 与传统观点相同。比较这三种不同质地土壤的 R 值, 在不考虑其他因素的情况下可以认为, 随深度的增加土壤质地的变化, 铜离子的运移能力降低。

2) 应用 CXTFIT2.1 程序, 基于混合置换实验获得的铜离子的出流曲线, 根据对流弥散方程反演铜离子在土壤中的阻滞因子的方法, 与平衡吸附实验相比, 实验所需时间长, 而且不易获得高精度的实验结果, 作为估算阻滞因子的间接方法不建议采用。

参考文献

- [1] 夏增禄. 土壤元素化学分析法. 北京: 环境科学出版社, 1992. Xia Z L. Chemical analysis methods of elements in soil (In Chinese). Beijing: Environment Science Press, 1992.
- [2] 黄巧云, 吴剑媚, 付永清, 等. 根瘤菌与土壤胶体、氧化铁对重金属的吸附: I. 铜的吸附. 华中农业大学学报, 1998, 17(1): 29~34. Huang Q Y, Wu J M, Fu Y Q, et al. Adsorption of heavy metals on rhizobium, soil colloids and Fe oxides: I. Adsorption of Cu (In Chinese). Journal of Huazhong Agriculture University, 1998, 17(1): 29~34.

- [3] McCarthy J F, Zachara J M. Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science and Technology*, 1989, 23(5): 496~ 502
- [4] Roy S B, Dzombak D A. Chemical factors influencing colloid facilitated transport of contaminants in porous media. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(3): 658~ 664
- [5] James S C, Chrysikopoulos C V. Transport of polydisperse colloid suspensions in a single fracture. *Water Resources Research*, 1999, 35(3): 707~ 718
- [6] 武玫玲. 土壤对铜离子的专性吸附及其特征的研究. *土壤学报*, 1989, 26(1): 31~ 40. Wu M L. The characteristics of Cu^{2+} and specific adsorptions of soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1989, 26(1): 31~ 40
- [7] 武玫玲, 陈家访. 土壤对铜离子吸附特性的初步研究. *环境化学*, 1983, 2(1): 61~ 67. Wu M L, Chen J F. The characteristics of Cu^{2+} adsorptions of soil (In Chinese). *Environmental Chemistry*, 1983, 2(1): 61~ 67
- [8] 杨亚提, 张一平. 恒电荷土壤胶体对 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的静电吸附与专性吸附特征. *土壤学报*, 2003, 40(1): 103~ 109. Yang Y T, Zhang Y P. The characteristics of Cu^{2+} and Pb^{2+} electrostatic and specific adsorptions of constant charge soil colloids (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(1): 103~ 109
- [9] 杨亚提, 张一平. 陪伴离子对恒电荷土壤胶体吸附 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的影响. *土壤学报*, 2003, 40(2): 218~ 223. Yang Y T, Zhang Y P. Effects of accompanying ions on Cu^{2+} and Pb^{2+} adsorptions on soil colloids (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(2): 218~ 223
- [10] 杨亚提, 张平. 离子强度对恒电荷土壤胶体吸附 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的影响. *环境化学*, 2001, 20(6): 566~ 571. Yang Y T, Zhang P. Ionic strength effects on Cu^{2+} , Pb^{2+} adsorption in constant charge soil colloids (In Chinese). *Environmental Chemistry*, 2001, 20(6): 566~ 571
- [11] 邹献中, 徐建民, 赵安珍, 等. 离子强度和 pH 对可变电荷土壤与铜离子相互作用的影响. *土壤学报*, 2003, 40(6): 845~ 850. Zou X Z, Xu J M, Zhao A Z, *et al.* Ionic strength and pH effects on interaction of variable charge soil and Cu^{2+} (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(6): 845~ 850
- [12] 李韵珠, 李保国. *土壤溶质运移*. 北京: 科学出版社, 1998. Li Y Z., Li B G. *Solute Transport in Soil* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1998
- [13] 雷志栋, 杨诗秀, 谢森传. *土壤水动力学*. 北京: 清华大学出版社, 1988. Lie ZH D, Yang SH X, Xie S CH. *Hydrodynamics in soil* (In Chinese). Beijing: Tsinghua University Press, 1988
- [14] Toride N, Leij F J, M Th van Genuchten. The CXTFIF Code for Estimating Transport Parameters From Laboratory or Field Tracer Experiments. Version 2. 1. Research Report No. 137. California: U. S. Salinity Laboratory Agricultural Research service. U. S. Department of Agriculture Riverside, 1999
- [15] Coats K H, Smith B D. Dead end pore volume and dispersion in porous media. *Soc. Pet. Eng. J.*, 1964, 4: 73~ 84
- [16] 任理, 毛萌. 阿特拉津在饱和砂质壤土中非平衡运移的模拟. *土壤学报*, 2003, 40(6): 829~ 836. Ren L, Mao M. Simulating nonequilibrium transport of atrazine in saturated sandy loam (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(6): 829~ 836

RETARDING FACTORS OF COPPER MOVEMENT IN SOILS DIFFERENT IN TEXTURE

Liu Qingling¹ Xu Shaohui²

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 Department of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao, Shandong 266071, China)

Abstract Retarding factors of copper movement in sandy loam, silty clay and loamy sand were determined in an experiment of isothermal static equilibrium adsorption and calculated by using the deterministic convection-dispersion equation and deterministic two-region nonequilibrium convection-dispersion equation coupled with the outflowing dynamics of copper ions and tracer ions measured in a miscible displacement experiment. The results indicate that the Langmuir linear isothermal adsorption could accurately describe adsorption behavior of copper; and that retarding factors calculated were close to measured values. In addition, to determine retarding factors, the method of using the miscible displacement experiments coupled with the convection-dispersion equation was both time-consuming and low in accuracy.

Key words Copper; Convection-dispersion equation; Miscible displacement experiments; Retarding factor; Breakthrough curve