

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2021100806

崔申申, 杜晓丽, 刘殿威, 等. 降雨入渗对下渗设施土壤胶体-重金属共释放迁移的影响[J]. 环境化学, 2022, 41(9): 2842-2849.

CUI Shenshen, DU Xiaoli, LIU Dianwei, et al. Influence of rainfall infiltration on soil colloids-heavy metals co-release and co-migration in infiltration column[J]. Environmental Chemistry, 2022, 41(9): 2842-2849.

降雨入渗对下渗设施土壤胶体-重金属共释放迁移的影响*

崔申申¹ 杜晓丽^{1,2**} 刘殿威¹ 刘云逸飞¹ 赵梦¹

(1. 北京建筑大学城市雨水系统与水环境省部共建教育部重点实验室, 北京, 100044; 2. 北京建筑大学北京市可持续城市排水系统构建与风险控制工程技术研究中心, 北京, 100044)

摘要 以下渗设施土壤作为介质搭建模拟下渗柱, 考察降雨入渗对土壤胶体与 Pb、Cu 和 Cd 共释放迁移的影响。结果表明, 降雨入渗会引起土壤胶体与重金属 Cu、Pb 和 Cd 同步释放迁移; Zeta 电位和 RMV 值结果表明, 与重金属结合后土壤胶体可移动性减弱, 迁移能力降低; 降雨初期土壤胶体与重金属的共释放迁移作用较明显, 随降雨历时增加两者的释放量均逐渐降低至稳定; 土壤胶体-重金属共释放迁移量随降雨强度增大、入渗水 Na⁺浓度减小而增加, 随入渗水 pH 升高呈先增加后降低趋势; 且土壤胶体粒径越小, 其携带重金属离子迁移能力越强。

关键词 降雨入渗, 土壤胶体, 重金属, 共释放迁移。

Influence of rainfall infiltration on soil colloids-heavy metals co-release and co-migration in infiltration column

CUI Shenshen¹ DU Xiaoli^{1,2**} LIU Dianwei¹ LIU Yunyifei¹ ZHAO Meng¹

(1. Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing, 100044, China; 2. Beijing Engineering Research Center of Sustainable Urban Sewage System Construction and Risk Control, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing, 100044, China)

Abstract A simulated infiltration column filling with the soil collected from infiltration facilities was used to investigate the effect of rainfall infiltration on the co-release and co-migration of soil colloids with Pb, Cu and Cd. The results showed that rainfall infiltration caused the simultaneous release and migration of soil colloids and heavy metals (Cu, Pb and Cd). The results of Zeta potential and RMV values indicated that the movement and migration ability of soil colloids are weakened. The phenomenon of co-release and co-migration of soil colloids and heavy metals were obvious at the beginning of rainfall, and then gradually decreased to stable with the increase of rainfall duration. The co-release and co-migration content of soil colloids and heavy metals increased with the increase of rainfall intensity and the decrease of Na⁺ concentration in infiltrated water, and firstly increased and then decreased with the increase of pH values of infiltrated water. The soil colloids with small particle size were more capable of carrying heavy metals to migrate.

2021年10月8日收稿(Received: October 8, 2021).

* 国家自然科学基金(51878024), 北京市优秀人才培养资助-青年拔尖人才项目, 北京建筑大学金字塔人才培养工程(DJQ20200302)和北京建筑大学科学研究基金(X20148)资助。

Supported by the National Natural Science Foundation of China (51878024), Beijing Excellent Talent Cultivation Grant - Young Top Talent Grant Program, the Pyramid Talent Training Project of Beijing University of Civil Engineering and Architecture (DJQ20200302) and the Research Funds of Beijing University of Civil Engineering and Architecture (X20148).

** 通信联系人 **Corresponding author**, Tel: 15210637096, E-mail: duxiaoli@bucea.edu.cn

Keywords rainfall infiltration, soil colloids, heavy metals, co-release and co-migration.

地表径流有组织下渗不仅是恢复开发前水文特征的重要手段,也是控制地表径流污染的有效途径.与其他污染物不同,地表径流重金属具有毒性大、易富集、不可降解等特点,可通过吸附、沉淀、络合等方式固定在下渗设施土壤中^[1-2].当环境因子发生变化时,长期积蓄在土壤中的重金属可发生再释放、再迁移,对土壤、地下水等环境造成难以控制的危害.因此,控制下渗设施中土壤已积蓄重金属的再释放迁移对保护人类健康、维护生态系统安全具有重要意义.

受水动力和化学条件影响,径流下渗过程中土壤会释放大量可移动胶体(1 nm—10 μm)^[3-4],这些胶体可以通过离子交换吸附或络合-螯合等形式与重金属结合,成为土壤已积蓄重金属再迁移的载体.张维等^[5]研究发现,降雨可引起紫色土坡耕地裂隙潜流中胶体颗粒浓度升高至 7 倍;Luo 等^[6]研究表明,虽然土壤胶体对钒(V)的吸附量可达 238.1 mg·g⁻¹,但在强酸、强碱和高离子强度条件时吸附量会显著降低.Yin 等^[7]发现,在土壤中 80% 以上的 Pb 离子以胶体(0.45—8 μm)-Pb 复合形式在土壤向下迁移.因此,研究降雨入渗对下渗设施中土壤胶体-重金属的共释放迁移影响,对有效控制下渗设施中土壤已积蓄重金属的再释放迁移具有重要意义.

笔者课题组已对运行多年的下渗设施进行了系列研究,发现下渗介质中 Cu²⁺、Pb²⁺和 Cd²⁺累积量最多^[8].在前期研究的基础上,本文考察降雨入渗对下渗设施土壤胶体-重金属共释放迁移的影响,并探讨其响应因素,以期下渗设施中土壤重金属在地下环境中的迁移风险评估提供支撑.

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 土壤胶体提取及表征

1.1.1 供试土壤采集及土壤胶体提取

采集某运行多年下渗设施 0—20 cm 表层土壤及周边背景土壤,自然通风晾干后过 2 mm 筛备用.将背景土壤与去离子水以质量比 1:30 配制悬浊液,并放于超声波清洗器(AS-B,北京恒奥德,中国)中超声 30 min,使土壤胶体充分分散在悬浊液中.将土壤悬浊液置于离心机(LXJ-IIb 型,上海安亭,中国)中以 750 r·min⁻¹和 4500 r·min⁻¹连续离心 4 min 和 30 min^[9],得到 0.2—10 μm 土壤胶体储备悬浊液.另取超声后的土壤悬浊液逐步以 750 r·min⁻¹离心 4 min、2000 r·min⁻¹离心 10 min、4500 r·min⁻¹离心 30 min 分别得到 0.45—10 μm 和 0.2—0.45 μm 的土壤胶体悬浊液^[9].

1.1.2 土壤胶体 Zeta 电位测定

将 1.1.1 节提取的 0.2—10 μm 土壤胶体悬浊液分别与 10 mL 浓度为 10 mg·L⁻¹的硝酸铅(Pb(NO₃)₂)、硝酸铜(Cu(NO₃)₂)和硝酸镉(Cd(NO₃)₂)溶液均匀混合 1 h,得到土壤胶体-重金属悬浊液备用.将土壤胶体悬浊液、土壤胶体-重金属悬浊液置于超声波清洗器中超声分散 20 min,并使用 HCl(0.01 mol·L⁻¹)和 NaOH(0.01 mol·L⁻¹)精确调节 pH 值为 4.0、5.0、6.0、7.0、8.0 后,采用激光粒度 Zeta 电位分析仪(Zetasizer Nano ZS90, Malvern Panalytical, 英国)测定不同 pH 值条件下土壤胶体悬浊液、土壤胶体-重金属悬浊液的 Zeta 电位值.

1.1.3 土壤胶体可移动性(relative movement value, RMV)测定

在通风橱中将 20 mg 亚甲基蓝溶解在 1 L 甲醇溶液中制备亚甲基蓝溶液,裁剪多个滤纸条(4 cm×40 cm),重复使用亚甲基蓝溶液对其进行染色并晾干.将染色后的滤纸条竖直悬挂在土壤胶体悬浊液、土壤胶体-重金属悬浊液上方,滤纸条下端与烧杯内悬浊液水平面接触,4 h 后用尺子分别测量胶体(*h*)和水(*H*)在纸条上的移动高度,通过公式 $RMV=h/H$ 计算相对移动值^[10]得到胶体可移动性.

1.1.4 土壤重金属含量测定

取 0.5 g 采集风干后的背景土壤与下渗设施土壤,分别置于 25 mL 聚四氟乙烯坩埚中,依次加入 5 mL 硝酸(HNO₃)、5 mL 氢氟酸(HF)和 3 mL 高氯酸(HClO₄),置于电热板上进行消解,直至坩埚内没有明显颗粒物后使用 5% 的 HNO₃ 定容于 25 mL 容量瓶中,采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)

(NexION 300, PerkinElmer, 德国)测定重金属 Pb、Cu 和 Cd 含量^[11]. 经测定扣除背景值后, 下渗设施土壤中重金属 Pb、Cu 和 Cd 含量分别为 118、95、46 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

1.1.5 土壤可蚀性(K 值)测定

使用粒度分布仪(Mastersizer 3000, Malvern Panalytical, 美国)测定土壤颗粒物粒径分布, 利用重铬酸钾氧化-分光光度法测定土壤有机碳含量^[12]; 根据测得的土壤粒度分布、有机碳含量等, 使用 Williams 和 Arnold^[13]提出的 EPIC 模型估算土壤可蚀性 K 值, 公式如下:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 S_d \left(1 - \frac{S_i}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{S_i}{S_i + C_1} \right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \times \left[1 - \frac{0.7SN}{SN + \exp(-5.51 + 22.9SN)} \right] \quad (1)$$

式中, $SN = 1 - \frac{S_d}{100}$, S_d 、 S_i 和 C_1 分别为砂粒 (0.05—2 mm)、粉粒 (0.002—0.05 mm) 和黏粒 (<0.002 mm) 的体积占比(%); C 为有机碳含量(%), 计算出来的 K 值乘以 0.1317 转换为国际制单位 ($\text{t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$).

1.2 模拟下渗柱

模拟下渗柱采用内径 25 mm、高 200 mm 的内壁磨砂有机玻璃制成. 下渗柱内部由下至上依次装填 20 mm 砾石 (粒径为 4—6 mm)、20 mm 粗石英砂 (粒径为 1—2 mm)、20 mm 细石英砂 (粒径为 0.5—1 mm)、40 mm 受试土壤 (下渗设施内采集土壤) 和 20 mm 粗石英砂 (粒径为 1—2 mm). 装置结构及填料填充方式如图 1 所示.

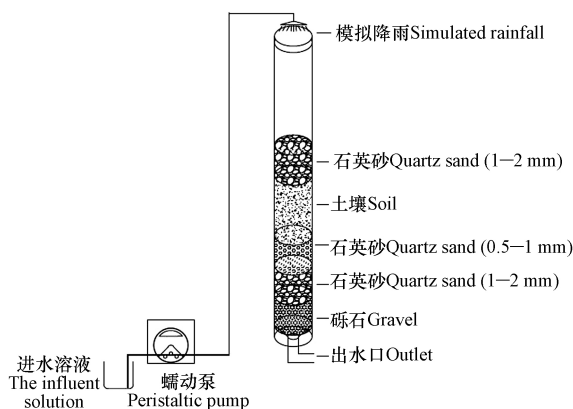


图 1 模拟下渗柱及介质填充方式

Fig.1 The simulated infiltration column and its media filling mode

1.3 降雨入渗对土壤下渗柱内土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

调节降雨强度 ($i=2、3、4 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$)、降雨溶液化学条件 (使用氯化钠调节降雨溶液 Na^+ 浓度为 0.002、0.02、0.2 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 或使用的 HCl (0.01 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) 和 NaOH (0.01 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) 溶液调节降雨溶液的 pH 值为 4.0、6.0、7.0 和 8.0), 从模拟下渗装置顶部进行模拟降雨, 连续收集下渗柱底部出流液. 将不同时间收集的出流液采用离心分离法提取 0.2—10 μm 土壤胶体悬浊液, 并采用紫外分光光度计 (752 型, 上海舜宇恒平, 中国) 在 600 nm 处测定其胶体浓度^[14]. 将提取的悬浊液消解后采用 ICP-MS (NexION 300, PerkinElmer, 德国) 测定其中重金属 Pb、Cu 和 Cd 的浓度.

1.4 土壤胶体粒径对下渗柱内重金属释放迁移的影响

采用纯水对下渗柱以 $3 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 的降雨强度进行模拟降雨, 连续定时收集底部出流液; 并将出流液样品置于离心机中逐步以 $750 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 4 min、 $2000 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 10 min、 $4500 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 30 min 分别得到 0.45—10 μm 和 0.2—0.45 μm 的土壤胶体悬浊液^[9]. 按 1.3 节的方法分别测定 0.45—10 μm 和 0.2—0.45 μm 粒径范围悬浊液的胶体和重金属浓度.

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 土壤胶体表征

2.1.1 Zeta 电位

胶体悬浊液是一个高度分散的多相体系, 可以利用 Zeta 电位表征胶体悬浊液的稳定性. 一般而言, Zeta 电位的绝对值越低, 土壤胶体表面的净负电荷总量越小, 土壤胶体越不稳定^[15-16]. 测定不同 pH 条件时土壤胶体及土壤胶体-重金属悬浊液 Zeta 电位值, 结果如图 2 所示.

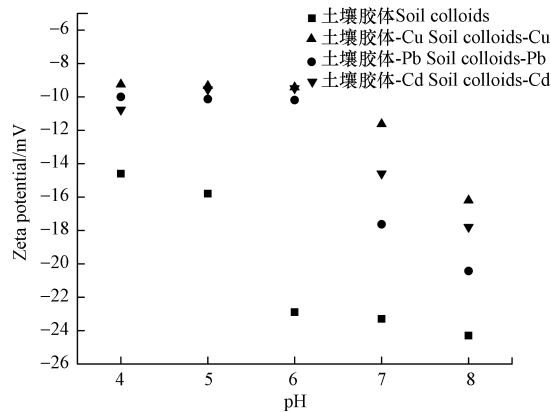


图 2 不同 pH 条件下重金属参与前后土壤胶体 Zeta 电位变化

Fig.2 Zeta potential of soil colloids and soil colloids-heavy metals (Pb, Cu, and Cd) at different pH values

由图 2 可以看出, 土壤胶体及土壤胶体-重金属悬浊液 Zeta 电位值均为负值, 两者 Zeta 电位绝对值均随 pH 值升高而逐渐增加, 说明其稳定性均随悬浊液的 pH 升高而增强; 且同一 pH 值下, 土壤胶体 Zeta 电位绝对值均高于其与重金属结合悬浊液, 说明与重金属结合后土壤胶体稳定性及可移动性减弱. 一般而言, pH 较低时土壤胶体表面的负电荷与悬浊液中大量的 H^+ 发生电中和反应, 所以土壤胶体表面的净负电荷总量减少, Zeta 电位绝对值较低; 反之, 当 pH 值较高时, 土壤胶体表面的净负电荷总量较多, 所以其 Zeta 电位绝对值较高. 同理, 当土壤胶体与重金属结合后, 胶体表面负电荷被重金属阳离子中和, 胶体表面净负电荷降低, 致使其 Zeta 电位绝对值降低. 与土壤胶体-Cu 和土壤胶体-Cd 悬浊液对比, 土壤胶体-Pb 悬浊液的 Zeta 电位绝对值较高, 说明该类型土壤胶体对 Pb 的携带能力较强, 更容易发生携带迁移现象.

2.1.2 可移动性 RMV 值

0.45—10 μm 与 0.2—0.45 μm 粒径范围土壤胶体及其重金属 (Pb、Cu 和 Cd) 复合胶体悬浊液的可移动性 RMV 值如表 1 所示. 一般而言, 可移动性 RMV 值越高, 胶体越稳定, 越容易迁移.

表 1 土壤胶体和土壤胶体-重金属悬浊液 RMV 值

Table 1 RMV values of soil colloids and soil colloids-heavy metals

悬浊液种类 Type of suspension	RMV 值 RMV value	悬浊液种类 Type of suspension	RMV 值 RMV value
0.45—10 μm 土壤胶体	0.359	0.2—0.45 μm 土壤胶体	0.710
0.45—10 μm 土壤胶体-Pb	0.326	0.2—0.45 μm 土壤胶体-Pb	0.606
0.45—10 μm 土壤胶体-Cu	0.282	0.2—0.45 μm 土壤胶体-Cu	0.564
0.45—10 μm 土壤胶体-Cd	0.303	0.2—0.45 μm 土壤胶体-Cd	0.588

由表 1 可见, 在同一粒径范围内, 土壤胶体-重金属悬浊液的 RMV 值均小于土壤胶体的 RMV 值; 说明与重金属结合后, 土壤胶体的可移动性减弱, 迁移能力降低; 这与 Zeta 电位结果一致. 0.45—10 μm 土壤胶体及其与重金属结合悬浊液的 RMV 值均小于相应的 0.2—0.45 μm 土壤胶体及其与重金属结合悬浊液的 RMV 值; 说明胶体粒径越小, 可移动性越强, 更容易携带重金属迁移.

2.2 降雨强度对下渗柱土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

以降雨强度 i 为 2、3、4 $\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 时分别对下渗柱进行人工模拟降雨, 测定不同时间出水中土壤胶体浓度及其携带的重金属浓度, 结果如图 3 所示。

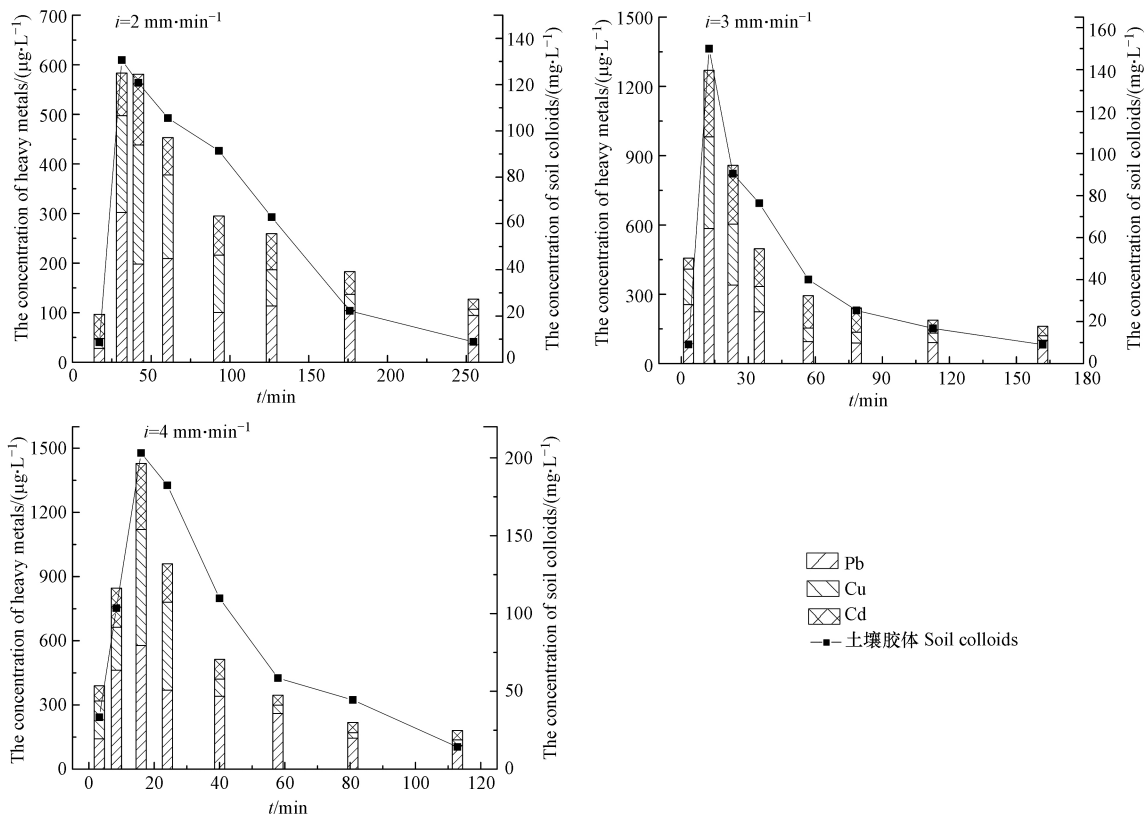


图 3 降雨强度对下渗柱中土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

Fig.3 Effect of rainfall intensity on soil colloids-heavy metals co-release and co-migration in infiltration column

由图 3 可见, 下渗柱出流液中土壤胶体及其携带重金属出流峰值浓度随降雨强度的增强而增高, 即降雨强度越大, 两者的出流峰值浓度越高. 当降雨强度从 $2 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 增加到 $3 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 土壤胶体峰值释放量增长 15%, 与胶体结合迁移出的 Pb、Cu 和 Cd 峰值浓度分别提高 93.3%、103.7%、234.9%; 而当降雨强度从 $3 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 增加到 $4 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 胶体的出流峰值浓度增长 35%, 与胶体结合迁移出的 Pb、Cu 和 Cd 峰值浓度分别提高 1.1%、36.5%、7.0%. 说明降雨强度增加可以促进土壤胶体及重金属的共释放量, 但超过一定降雨强度后与土壤胶体共释放迁移的重金属量增幅降低. 这可能是由于降雨强度较大时, 水力冲刷作用增强, 土壤胶体释放量增大; 同时土壤胶体迁移速度加快使其与重金属的结合时间缩短, 使得共释放迁移的重金属量增幅降低.

由图 3 还可以看出, 随降雨历时增加, 土壤胶体及与其结合的重金属出流浓度呈现先快速增加至峰值再减小的趋势; 峰值出现时间随降雨强度增加而提前. 这是因为降雨初期对土壤表面的侵蚀作用比持续降雨的作用更明显, 由入渗引起的水动力条件改变使土壤中易扩散移动胶体携带重金属快速释放, 且降雨强度越大, 水流速度越高, 土壤胶体及重金属的出流峰值越靠前; 之后土壤胶体释放迁移致下渗柱内较大孔隙被堵塞, 降雨后期只有少量的土壤胶体-重金属释出迁移.

通常, 土壤可蚀性(K)可反映土壤对外部侵蚀力的敏感性, 其值可衡量土壤可蚀能力强弱; K 值越大, 土壤越易被侵蚀, 释放的可移动胶体量越多, 从而携带迁移的重金属量可能越高. 经测定, 下渗柱土壤 K 值为 $(0.0473 \pm 0.0026) \text{ t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$, 属于高可蚀性; 说明该类型土壤较易被降雨冲蚀, 并携带重金属迁移. 在同一降雨强度下, 土壤胶体对 3 种重金属携带迁移能力顺序依次为: $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$; 结果与 Zeta 电位及可移动性 RMV 值结果一致, 说明该类型土壤对 Pb 的携带迁移能力最强. 由于 Pb 是地表径流中主要的重金属风险污染物^[17-18], 因此使用该类型土壤的下渗设施应采取换填土壤等措施以减少土壤胶体对 Pb 的向下携带迁移.

2.3 入渗径流化学条件对下渗柱土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

2.3.1 入渗径流离子强度对下渗柱土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

调节模拟降雨溶液 Na^+ 浓度分别为 0、0.002、0.02、0.2 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 以 $3\text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 降雨强度对下渗柱进行人工模拟降雨, 测定不同时间下出流液中土壤胶体及其携带的重金属浓度, 结果如图 4 所示。

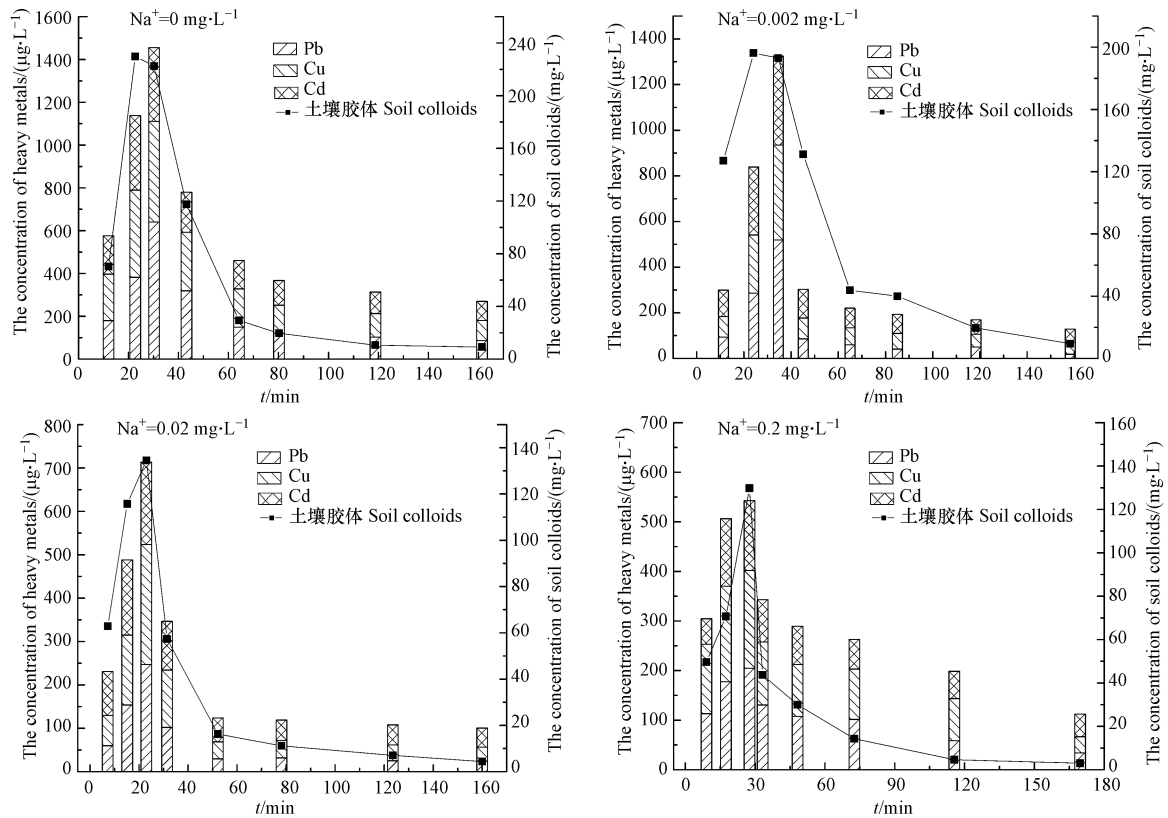


图 4 进水离子强度对下渗柱中土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

Fig.4 Effect of ionic strength on soil colloids-heavy metals co-release and co-migration in infiltration column

由图 4 可见, 进水溶液 Na^+ 为 $0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 土壤胶体的峰值释放量为 $229.67\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Pb、Cu 和 Cd 峰值释放量分别高达 640.48 、 470.05 、 $344.66\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 明显高于 Na^+ 为 0.002、0.02、0.2 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时土壤胶体及重金属的峰值释放量, 故进水 Na^+ 存在能够抑制土壤胶体对重金属的携带迁移能力; 且随进水 Na^+ 离子强度增加, 土壤胶体释放量逐渐降低, 其对 Pb、Cu 和 Cd 的携带迁移能力也逐渐降低; 即进水 Na^+ 存在能够抑制土壤胶体对重金属的携带迁移能力, 进水 Na^+ 浓度越高, 下渗柱同一出流时刻土壤胶体浓度越低、携带重金属的量也越少。这是因为进水 Na^+ 离子强度越高, 土壤胶体表面呈负电的压缩双电层越容易被破坏, 造成土壤胶体与土壤颗粒之间的静电斥力减弱, 致使土壤胶体通过桥接、表面沉积等作用团聚于土壤颗粒表面不易被释放^[19]。因此, 进水 Na^+ 强度越高, 下渗柱淋出液中胶体释放浓度降低。此外, 进水 Na^+ 加入使土壤胶体表面部分可吸附位点被抢占^[20], 导致其对重金属的携带迁移量减少, 使更多的重金属被滞留与下渗柱土壤中。因此, 降雨入渗携带的 Na^+ 能抑制土壤胶体释放, 降低土壤胶体-重金属的共迁移量。

2.3.2 入渗径流 pH 值对下渗柱土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

调节模拟降雨溶液 pH 分别为 4.0、6.0、7.0 和 8.0, 以 $3\text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ 降雨强度对下渗柱进行人工模拟降雨, 测定不同时间下淋出液中土壤胶体及其携带的重金属浓度, 结果如图 5 所示。由图 5 可知, 土壤胶体及其携带重金属的输出浓度均随进水 pH 升高呈先增强后逐渐降低的趋势, 在中性条件时土壤胶体及其携带的重金属出流峰值浓度达到最高。进水 pH 值较低时, 土壤胶体表面的负电荷与降雨入渗引入的大量 H^+ 发生电中和反应, 使得土壤胶体和土壤颗粒之间的静电斥力降低, 土壤胶体更易团聚或沉淀在土壤颗粒表面而不被释放, 由此其携带迁移的重金属量也降低; 随进水 pH 值升高至 7.0, 因 H^+ 减少致使土壤胶体和土壤颗粒之间静电斥力变大, 土壤胶体易于携带重金属释放迁移, 使淋出液中

土壤胶体和重金属浓度均增加;当进水 pH 继续升高至 8.0 时,虽然溶液中大量 OH⁻会使得土壤胶体与土壤颗粒间的静电斥力进一步增大从而增加土壤胶体释放量,但因调节 pH 时使用了 NaOH 溶液引入了 Na⁺,Na⁺破坏了土壤胶体颗粒扩散双电子层中的静电平衡,两者共同作用最终导致土壤颗粒和土壤胶体的静电斥力降低,淋出液中土壤胶体浓度减少,其携带迁移的重金属量也减少。

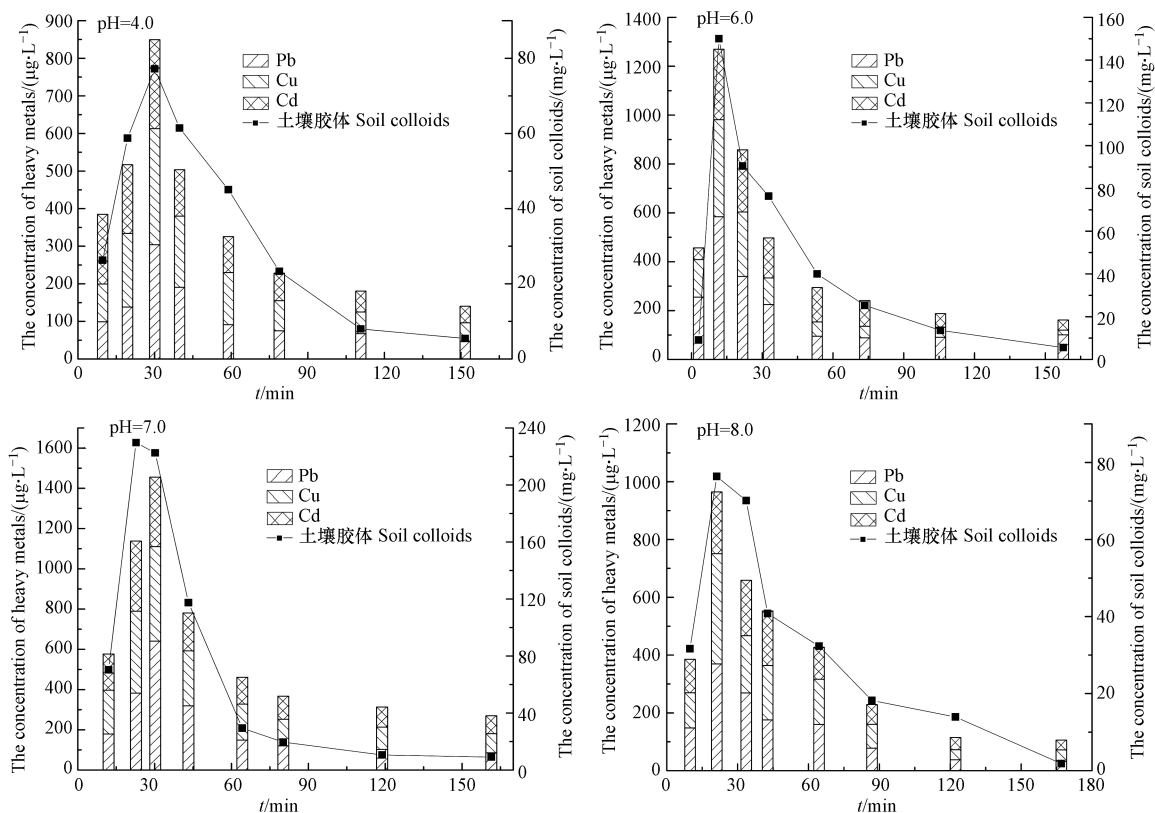


图 5 进水 pH 值对下渗柱中土壤胶体-重金属共释放迁移的影响

Fig.5 Effect of pH on soil colloids-heavy metals co-release and co-migration in infiltration column

2.4 土壤胶体粒径对下渗柱重金属释放迁移的影响

采用纯水对下渗柱以 $3 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ 的降雨强度进行模拟降雨,出流液中 $0.45\text{--}10 \mu\text{m}$ 和 $0.2\text{--}0.45 \mu\text{m}$ 两种粒径土壤胶体及其携带的重金属浓度如图 6 所示。

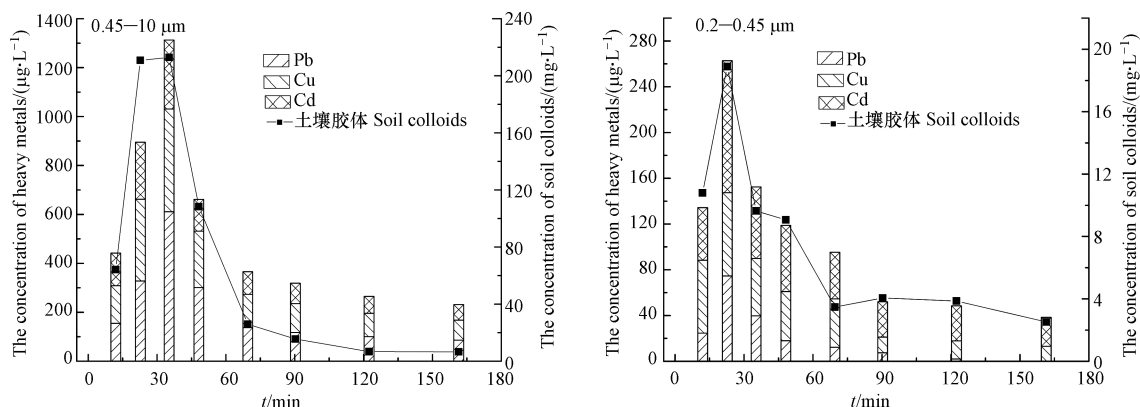


图 6 下渗柱中不同粒径土壤胶体与重金属的释出浓度

Fig.6 The released concentration of soil colloids and heavy metals with different size in infiltration column

由图 6 可见,在同一出流时刻,下渗柱释放的 $0.2\text{--}0.45 \mu\text{m}$ 土壤胶体浓度明显低于 $0.45\text{--}10 \mu\text{m}$ 的土壤胶体;且与粒径为 $0.45\text{--}10 \mu\text{m}$ 的土壤胶体相比, $0.2\text{--}0.45 \mu\text{m}$ 胶体峰值出流时间明显提前,这是由于小粒径胶体更容易穿透土壤空隙释出造成的。虽然下渗柱中 $0.45\text{--}10 \mu\text{m}$ 胶体携带出流的重金属浓度明显高于 $0.2\text{--}0.45 \mu\text{m}$ 土壤胶体,但 $0.2\text{--}0.45 \mu\text{m}$ 胶体对 Pb、Cu 和 Cd 的携带能力 (0.029 、

0.050、0.066 mg·mg⁻¹)却高于 0.45—10 μm 胶体(0.028、0.024、0.017 mg·mg⁻¹). 这是因为土壤胶体粒径越小, 土壤胶体比表面积越大且布朗运动越明显^[21], 对重金属离子的吸附携带能力越强; 结合 2.2.2 节不同粒径土壤胶体可移动性 RMV 值可见, 0.2—0.45 μm 土壤胶体可移动性较强, 其携带重金属在下渗柱中的迁移速度较快. 因此, 在下渗设施中应着重关注小粒径土壤胶体携带重金属的向下迁移行为.

3 结论(Conclusion)

(1) 降雨入渗会引起下渗设施中土壤胶体与重金属 Pb、Cu 和 Cd 同步释放迁移, Zeta 电位和 RMV 值结果表明与重金属结合后土壤胶体可移动性减弱, 迁移能力降低. 在降雨初期土壤胶体与重金属的共释放迁移作用较明显, 随降雨历时增加两者的释放量均逐渐降低至稳定.

(2) 土壤胶体-重金属共释放迁移量随降雨强度增强而增高, 但超过一定降雨强度后与土壤胶体共释放迁移的重金属量增幅降低. 在同一降雨强度下, 土壤胶体对 3 种重金属迁移携带能力顺序依次为: Pb>Cu>Cd.

(3) 降雨入渗引起的土壤溶液化学条件变化对土壤胶体-重金属共释放迁移量影响较大, 土壤胶体-Pb、Cu 和 Cd 的共迁移量随入渗溶液 Na⁺浓度的减小而增加, 随入渗水 pH 的升高呈先增多后降低的趋势, 且土壤胶体粒径越小其携带重金属离子迁移的能力越强.

参考文献 (References)

- [1] SUN X L, DAVIS A P. Heavy metal fates in laboratory bioretention systems [J]. *Chemosphere*, 2007, 66(9): 1601-1609.
- [2] MUTHANNA T M, VIKLANDER M, GJESDAHL N, et al. Heavy metal removal in cold climate bioretention [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2007, 183(1-4): 391-402.
- [3] ZHANG W, TANG X Y, XIAN Q S, et al. A field study of colloid transport in surface and subsurface flows [J]. *Journal of Hydrology*, 2016, 542: 101-114.
- [4] ZHUANG J, MCCARTHY J F, TYNER J S, et al. In situ colloid mobilization in Hanford sediments under unsaturated transient flow conditions: effect of irrigation pattern [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(9): 3199-3204.
- [5] 张维, 唐翔宇, 鲜青松. 紫色土坡耕地裂隙潜流的产流机理与胶体颗粒迁移 [J]. *环境科学研究*, 2017, 30(12): 1919-1926.
ZHANG W, TANG X Y, XIAN Q S. Mechanisms of fracture flow generation and colloid transport in a purple soil sloping farmland [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(12): 1919-1926 (in Chinese).
- [6] LUO X H, YU L, WANG C Z, et al. Sorption of vanadium (V) onto natural soil colloids under various solution pH and ionic strength conditions [J]. *Chemosphere*, 2017, 169: 609-617.
- [7] YIN X Q, GAO B, MA L Q, et al. Colloid-facilitated Pb transport in two shooting-range soils in Florida [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 177(1-3): 620-625.
- [8] 杜晓丽, 梁卉, 朱英杰, 等. 博大大厦停车场生物滞留系统重金属累积污染风险评价 [J]. *环境工程*, 2019, 37(7): 93-98.
DU X L, LIANG H, ZHU Y J, et al. Risk assessment of heavy metals in bioretention of the parking lot of boda mansion [J]. *Environmental Engineering*, 2019, 37(7): 93-98 (in Chinese).
- [9] DU X L, LIANG H, FANG X, et al. Characteristics of colloids and their affinity for heavy metals in road runoff with different traffic in Beijing, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(16): 20082-20092.
- [10] 商书波. 包气带中的土壤可移动胶体及对重金属迁移影响的研究 [D]. 长春: 吉林大学, 2008.
SHANG S B. Study on the impact of soil colloid on heavy metals migration in vadose zone [D]. Changchun: Jilin University, 2008 (in Chinese).
- [11] 朱英杰. 生物滞留介质累积—释放重金属特性及污染风险评价 [D]. 北京: 北京建筑大学, 2019.
ZHU Y J. Accumulation and release characteristics of heavy metals by bioretention medias and pollution risk assessment [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2019 (in Chinese).
- [12] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法 [M]. 北京: 科学出版社, 2012.
ZHANG G L, GONG Z T. Soil survey laboratory methods [M]. Beijing: Science Press, 2012 (in Chinese).
- [13] WILLIAMS J R, ARNOLD J G. A system of erosion—sediment yield models [J]. *Soil Technology*, 1997, 11(1): 43-55.
- [14] 吕俊佳. 土壤胶体及菲在饱和多孔介质中运移作用研究 [D]. 阜新: 辽宁工程技术大学, 2013.
LYU J J. Study on soil colloid and phenanthrene transportation through saturated porous media [D]. Fuxin: Liaoning Technical University, 2013 (in Chinese).
- [15] LAMBERT J F. Organic pollutant adsorption on clay minerals [M]//Developments in Clay Science. Amsterdam: Elsevier, 2018: 195-253.
- [16] YANG H, ZHANG Y, OUYANG J. Physicochemical properties of halloysite [M]//Developments in Clay Science. Amsterdam: Elsevier, 2016: 67-91.
- [17] DU X L, ZHU Y J, HAN Q, et al. The influence of traffic density on heavy metals distribution in urban road runoff in Beijing, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2019, 26(1): 886-895.
- [18] LI C L, LIU M, HU Y M, et al. Characterization and first flush analysis in road and roof runoff in Shenyang, China [J]. *Water Science and Technology*, 2014, 70(3): 397-406.
- [19] SUN Y L, PAN D Q, WEI X Y, et al. Insight into the stability and correlated transport of kaolinite colloid: Effect of pH, electrolytes and humic substances [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266: 115189.
- [20] ZHAO Y P, GU X Y, GAO S X, et al. Adsorption of tetracycline (TC) onto montmorillonite: Cations and humic acid effects [J]. *Geoderma*, 2012, 183-184: 12-18.
- [21] 佃柳, 郑祥, 郁达伟, 等. 合流制管道溢流污染的特征与控制研究进展 [J]. *水资源保护*, 2019, 35(3): 76-83, 94.
DIAN L, ZHENG X, YU D W, et al. Research progress on characteristics and control of combined sewer overflows pollution [J]. *Water Resources Protection*, 2019, 35(3): 76-83, 94 (in Chinese).