

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2021.01.017

城市地表径流胶体对重金属下渗迁移行为的影响

杜晓丽^{1,2}, 梁 卉¹, 闫鑫瑞¹, 崔申申¹, 尹子杰¹, 陈梦瑶¹

(1. 北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 北京 100044;
2. 北京未来城市设计高精尖创新中心, 北京 100044)

摘要: 为了解城市地表径流胶体对重金属在下渗设施中迁移行为的影响, 提取道路雨水径流中的胶体, 采用下渗柱试验研究了存在径流胶体时 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的下渗迁移出流质量浓度变化, 分析进水流速、pH 值、 Na^+ 浓度、重金属离子共存和胶体粒径对胶体携带重金属迁移行为的影响。结果表明: 径流胶体能够促进重金属离子的下渗迁移; 进水流速越高, 径流胶体对重金属离子的携带迁移作用越明显; 弱酸性条件更有利于径流胶体对重金属离子的携带迁移; 雨水径流中存在 Na^+ 或多种重金属离子共存时, 胶体携带重金属离子的下渗迁移过程会受到抑制, 且离子浓度越大, 其受抑制作用越明显; 胶体粒径会显著影响径流胶体对重金属离子的携带迁移能力, 胶体粒径越小, 越容易携带重金属离子下渗迁移。

关键词: 地表径流; 胶体; 重金属; 下渗; 迁移

中图分类号: TV121⁺.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2021)01-0118-06

Effects of urban surface runoff colloid on infiltration and migration behavior of heavy metals // DU Xiaoli^{1,2}, LIANG Hui¹, YAN Xinrui¹, CUI Shenshen¹, YIN Zijie¹, CHEN Mengyao¹ (1. Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China; 2. Beijing Advanced Innovation Center for Future Urban Design, Beijing 100044, China)

Abstract: To study the effects of urban surface runoff colloid on migration behavior of heavy metals in infiltration facilities, colloids in the road runoff were extracted and infiltration column experiment was employed to investigate the outflow mass concentration variation in infiltration and migration of Cu^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} under coexistence of runoff colloid. Besides, the influence of water flow rate, pH, sodium concentration, coexisting metal ions and colloid particle size on migration behavior of heavy metals carried by colloids were analyzed. The results show that the infiltration and migration of heavy metals were promoted by runoff colloids. The higher the water flow rate was, the carrying migration of heavy metals by runoff colloid was more obvious. Weak acid condition was more favorable to the carrying migration of heavy metals by runoff colloid. The infiltration and migration process of heavy metals carried by the colloid would be inhibited with the coexistence of Na^+ and various heavy metals in rainfall runoff. Besides, the higher the ion concentration was, the inhibition effect was more obvious. The colloid particle size could significantly affect the carrying capacity of heavy metals by runoff colloid where smaller colloid particle size contributed to easier infiltration and migration of heavy metals.

Key words: surface runoff; colloid; heavy metal; infiltration; migration

有别于其他污染物, 地表径流中的重金属具有毒性大、易累积等特点, 对生物生存及人类健康存在潜在威胁。美国早在 20 世纪 80 年代已将重金属作为城市地表径流重要污染物^[1], 城市地表径流对水体重金属的贡献率高达 35% ~ 75%^[2]。我国北京、天津、南京等城市对道路地表径流重金属的监测分

析结果表明, 城市道路地表径流中的各类重金属含量均出现了超过 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类水质标准的现象^[3-5]。径流中存在大量的胶体, 它们具有较大的比表面积、丰富的吸附位点^[6-7], 会对重金属产生强烈的吸附作用, 使重金属的迁移路径增长。Pinedo-Gonzalez 等^[8]研究发现,

基金项目: 国家自然科学基金(51878024); 北京市教委科研计划(KM201810016008); 北京建筑大学科学研究基金(KYJJ2017030)
作者简介: 杜晓丽(1980—), 女, 教授, 博士, 主要从事城市雨洪控制利用理论与技术研究。E-mail: duxiaoli@bucea.edu.cn

地表径流中的 Cd、Ni、Cu、Fe、Zn、Pb 等重金属均有部分以胶体形态存在;Brown 等^[9]发现南加州某城市雨水径流中大部分的重金属和细菌主要与粒径小于 6 μm 的胶体微粒结合迁移;Gomez-Gonzalez 等^[10]考察了矿区地表径流中砷迁移规律,发现臭葱石胶体是砷地表迁移的载体,纳米水铁矿胶体是砷下渗迁移的主要载体;Jeng 等^[11]研究发现地表径流中含大量粒径小于 50 μm 的微粒,这些微粒可携带其他污染物迁移至海湾、河口等沉积。因此,探讨城市地表径流胶体与重金属协同迁移过程,对有效控制径流重金属污染具有重要意义。

在海绵城市-低影响开发理念指导下,大量地表径流下渗设施(广义的下渗设施兼具滞蓄功能)被应用于径流初期冲刷污染的控制^[12-14]。但实际下渗工程中由于土壤层(尤其是黏质土壤层)渗透速率较低,通常会采用土壤换填的方式来促进径流快速下渗^[15-16],如旱溪、生物滞留等设施。一般而言,换填介质多为粗砂、细砂、砾石等。下渗设施在土壤换填后,渗透速率可大为提高,但对径流重金属截留能力不足,使得重金属易向下迁移。此外,由于径流胶体对重金属的携带吸附,使重金属在下渗过程中向下穿透能力更强,对地下水存在潜在污染风险。因此,探讨地表径流胶体对重金属下渗过程的影响及相关影响因素,对评估地表径流重金属在地下水环境中的迁移风险有重要意义。为此,本文采用下渗柱试验研究存在径流胶体时重金属离子 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的下渗迁移出流质量浓度变化,并分析进水流速、pH 值、 Na^+ 浓度、重金属离子共存和胶体粒径等因素对胶体携带重金属迁移行为的影响。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

采用一个内径和长度分别为 2.5 cm 和 20 cm 的玻璃柱,将预先清洗浸泡过的粒径为 0.3 ~ 0.6 mm 的石英砂装填至玻璃柱中,由玻璃柱体积与柱中石英砂体积的差值计算得到下渗柱孔隙体积为 25 mL。为防止水力冲击和介质流失,玻璃柱顶部和底部分别填充 2 cm 粒径约为 0.5 cm 的小砾石。下渗柱基本结构及内部介质填充情况如图 1 所示。

1.2 雨水径流胶体提取

于 2019 年 3 月 20 日降雨时采集北京市西城区车公庄大街道雨水径流并立即送入实验室进行径流胶体提取。将采集的雨水径流样品用高速离心机 750 r/min 转速离心处理,倒出上清液后将剩余溶液再离心一次,并将两次离心后的上清液混合,得到粒

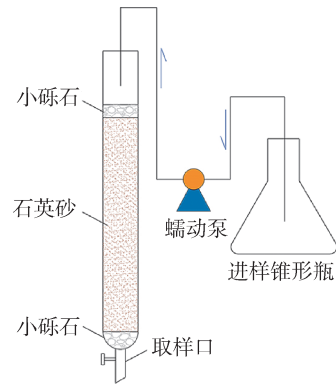


图 1 模拟下渗柱装置

Fig. 1 The simulated infiltration column

径小于 10 μm 的胶体悬浊液,将其作为胶体储备液于 4 $^{\circ}\text{C}$ 恒温条件下保存备用^[17]。根据斯托克斯定律,采用相应的离心时间及转速^[18]对胶体储备液进行离心处理,得到粒径范围为 1 ~ 10 μm 、0.45 ~ 1 μm 和 0.2 ~ 0.45 μm 的胶体悬浊液。

1.3 试验设计

1.3.1 示踪试验

采用蠕动泵将超纯水由上至下泵入下渗柱中清洗石英砂至出水中不含 Cl^- ,然后依次向下渗柱中注入 25 mL 超纯水、25 mL 的 KCl 溶液(Cl^- 浓度为 0.1 mol/L, pH 值为 5)、50 mL 超纯水,设定进水流速为 10 mL/min,定时收集流出液,并测定流出液 Cl^- 浓度。

1.3.2 进水流速影响试验

用超纯水对下渗柱由上至下清洗后调节蠕动泵进水流速为 5 mL/min,开始计时并依次向下渗柱中注入 25 mL 超纯水、25 mL 径流胶体-重金属混合溶液(pH 值为 5,胶体粒径为 1 ~ 10 μm 、质量浓度为 500 mg/L, Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 质量浓度均为 5 mg/L)或 25 mL 重金属溶液(pH 值为 5, Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 质量浓度均为 5 mg/L)、50 mL 超纯水,定时收集流出液,测定流出液中重金属离子的质量浓度。结束后用超纯水清洗下渗柱后,将进水流速调节为 10 mL/min,重复上述步骤并定时收集流出液。

1.3.3 pH 值和 Na^+ 浓度影响试验

用超纯水对下渗柱由上至下清洗后将进水流速设定为 10 mL/min,采用不同 pH 值(使用 NaOH 和 HCl 将进水溶液 pH 值调节为 4、5、6 和 8)的超纯水冲洗下渗柱至出水 pH 值达到稳定,开始计时并向下渗柱中注入 25 mL 超纯水,随即向下渗柱中注入 25 mL 相应 pH 值的径流胶体-重金属混合溶液(胶体粒径为 1 ~ 10 μm 、质量浓度为 500 mg/L, Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 质量浓度均为 5 mg/L),接着再立即注入 50 mL 相应 pH 值的超纯水,定时收集流出液,并

分别测定流出液中重金属离子的质量浓度。

使用 NaCl 调节进水溶液 Na^+ 浓度为 0.2 mol/L、0.02 mol/L 和 0.002 mol/L, 在进水流速 10 mL/min、pH 值为 5 时, 重复上述试验, 定时收集流出液, 并分别测定流出液中重金属离子的质量浓度。

1.3.4 重金属离子共存影响试验

用超纯水对下渗柱由上至下清洗后开始计时并向下渗柱中注入 25 mL 超纯水, 然后快速注入 25 mL 径流胶体-重金属共存溶液 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 同时存在的溶液, Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 质量浓度均为 5 mg/L, pH 值为 5, 胶体粒径为 1 ~ 10 μm 、质量浓度 500 mg/L), 接着再立即注入 50 mL 超纯水, 定时收集流出液, 并测定流出液中重金属离子的质量浓度。

1.3.5 径流胶体粒径影响试验

用超纯水对下渗柱由上至下清洗后调节蠕动泵进水流速为 10 mL/min, 开始计时并向下渗柱中注入 25 mL 超纯水, 然后分别快速注入 25 mL 的不同粒径径流胶体-重金属混合溶液 (pH 值为 5, 胶体粒径分别为 1 ~ 10 μm 、0.45 ~ 1 μm 和 0.2 ~ 0.45 μm , 质量浓度均为 500 mg/L, Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 质量浓度均为 5 mg/L), 接着再立即注入 50 mL 超纯水, 定时收集流出液, 并分别测定流出液中重金属离子的质量浓度。

1.4 测试方法

采用离子色谱仪测定出水中 Cl^- 浓度; 采用原子吸收分光光度计测定重金属离子的质量浓度。以下渗柱出水中重金属离子的相对质量浓度 r (重金属穿透质量浓度 ρ 与初始质量浓度 ρ_0 之比, 对于 Cl^- 则为相对浓度) 为纵坐标、进水量 (样品注入量) 为横坐标, 得到重金属离子在砂柱中的穿透曲线。

2 试验结果与分析

2.1 不同进水流速条件下径流胶体对重金属迁移行为的影响

在 pH 值为 5、进水流速为 5 mL/min 和 10 mL/min

条件下, 重金属溶液、径流胶体-重金属混合溶液以及示踪剂 Cl^- 在下渗柱中的穿透曲线如图 2 所示。

由图 2 可知, 示踪剂 Cl^- 的穿透曲线呈对称分布, 相对浓度峰值能够达到 1, 且未出现明显拖尾现象, 说明迁移过程中石英砂对其迁移的影响较小^[19], 由此, 可作为后续重金属离子迁移行为分析的依据。与示踪剂 Cl^- 的穿透曲线相比, 重金属离子的穿透曲线均呈现非对称性, 重金属离子出流和结束时间均向后移动, 流速为 5 mL/min 和 10 mL/min 时 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 穿透曲线峰值分别为 0.38、0.27、0.18 和 0.42、0.36、0.29, 均低于 Cl^- 的穿透曲线峰值, 这是因为石英砂对重金属离子具有吸附作用, 使部分重金属滞留于下渗柱中。

与重金属离子溶液相比, 进水溶液添加径流胶体后, 流速为 5 mL/min 和 10 mL/min 时 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的穿透曲线峰值分别升高 61.8%、96.3%、61.1% 和 66.7%、75.0%、143.2%, 表明径流胶体能够促进重金属在下渗柱中的迁移。但与示踪剂 Cl^- 的穿透曲线相比, 重金属离子在下渗柱中仍未完全穿透, 说明仍有部分重金属离子被吸附滞留于下渗柱中。对比不同进水流速下径流胶体-重金属混合溶液中重金属离子的穿透曲线可以看出, 随着流速降低, 重金属离子开始出流的时间逐渐后移且穿透曲线的拖尾现象显著增强。如, Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 在高流速 (10 mL/min) 条件下注入 27.5 mL 时可以检测出重金属, 注入 37.5 mL 时重金属离子的质量浓度达到平衡, 相对质量浓度峰值分别为 0.54 和 0.63; 而流速降低至 5 mL/min 条件下注入 30 mL 时才能检测出明显的重金属离子, 注入 37.5 mL 时重金属质量浓度达到平衡, 相对质量浓度峰值分别降低为 0.29 和 0.53; 虽然 Cu^{2+} 的出流时间并未随流速降低拖后, 但其相对质量浓度峰值由 0.70 降低为 0.62。可见随进水流速降低, 径流胶体对重金属的携带迁移量降低、迁移能力减弱, 这主要是因为流速降低使得重金属离子和胶体与下渗柱中石英砂的接

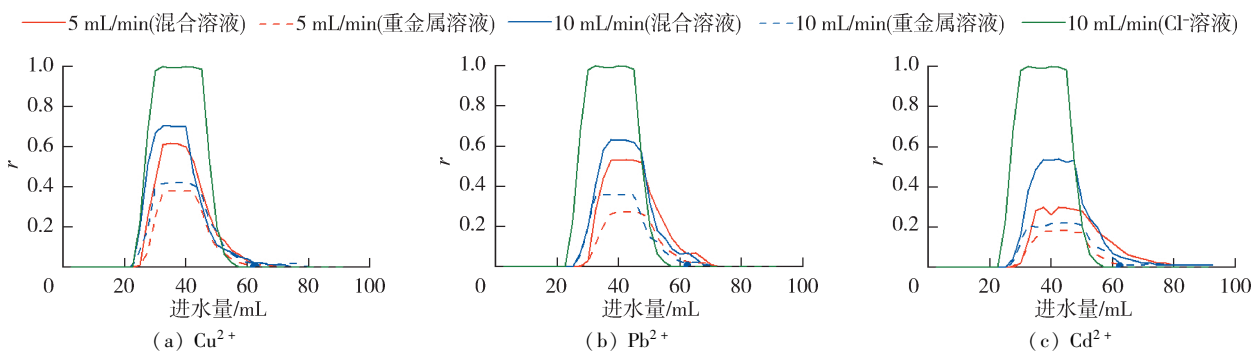


图 2 不同进水流速条件下受径流胶体影响的重金属离子穿透曲线

Fig. 2 The BTCs of heavy metals under the influence of runoff colloids with different flow rates

触时间增加^[20],有利于石英砂对重金属离子的吸附,不利于径流胶体对重金属离子的携带迁移。由此,当降雨强度较大时,地表径流的入渗流速较高,径流胶体对重金属离子的迁移促进作用更加明显,不利于下渗设施介质对重金属离子的吸附截留,对地下水环境的潜在危害更加严重。

此外,在同一进水流速下,不论溶液中是否存在径流胶体,各重金属离子出流平衡质量浓度峰值从大到小顺序依次为 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} ,说明石英砂下渗柱对 Cu^{2+} 的吸附截留效果最差,对 Cd^{2+} 的吸附截留效果最好。

2.2 不同 pH 值条件下径流胶体对重金属迁移行为的影响

在质量浓度为 500 mg/L 的 1 ~ 10 μm 径流胶体协同作用下,进水流速为 10 mL/min 时不同 pH 值条件下重金属离子在下渗柱中的穿透曲线如图 3 所示。

由图 3 可知,pH 值不同径流胶体对重金属的迁移作用不同。当 pH 值为 5、6 时,径流胶体对重金属离子在下渗柱中的迁移作用促进最明显,其中 pH 值为 6 时,出流液中 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的平衡相对质量浓度分别可达 0.75、0.66 和 0.57。这主要是由于径流胶体在弱酸性条件下稳定性较强和对重金属离子的吸附结合作用较强且不易解吸,因此更容易

发生迁移^[21]。当 pH 值为 4 时,重金属离子在下渗柱中的迁移作用明显受到抑制,原因是在酸性条件下径流胶体对重金属离子的吸附作用主要以静电吸附为主,吸附作用较弱,因此携带迁移效果不明显。当 pH 值升高至 8 时,由于部分重金属离子发生了沉淀反应,大量重金属离子以沉淀的形式被截留在下渗柱中,故径流胶体对重金属离子的携带作用减弱,重金属离子出流量显著降低,其中 Cd^{2+} 达到平衡时的相对浓度仅为 0.05。由此可见,pH 值对胶体协同作用下重金属离子在下渗柱中的迁移具有明显且复杂的影响;当径流呈弱酸性时,径流胶体易于携带重金属离子迁移,不利于下渗设施对重金属离子的去除,对地下水环境的潜在污染风险较大。据报道,地表径流 pH 值多为 6.5 ~ 7.5^[22],此时部分重金属离子会被截留在下渗设施中,但城市酸性降雨频率的增加可能会促进重金属离子在下渗设施中的迁移,从而增加对地下水环境的污染风险。

2.3 不同 Na^+ 浓度条件下径流胶体对重金属迁移行为的影响

在质量浓度为 500 mg/L 的 1 ~ 10 μm 径流胶体协同作用下,进水流速为 10 mL/min、溶液 pH 值为 5 时,不同 Na^+ 浓度条件下重金属离子在下渗柱中的穿透曲线如图 4 所示。

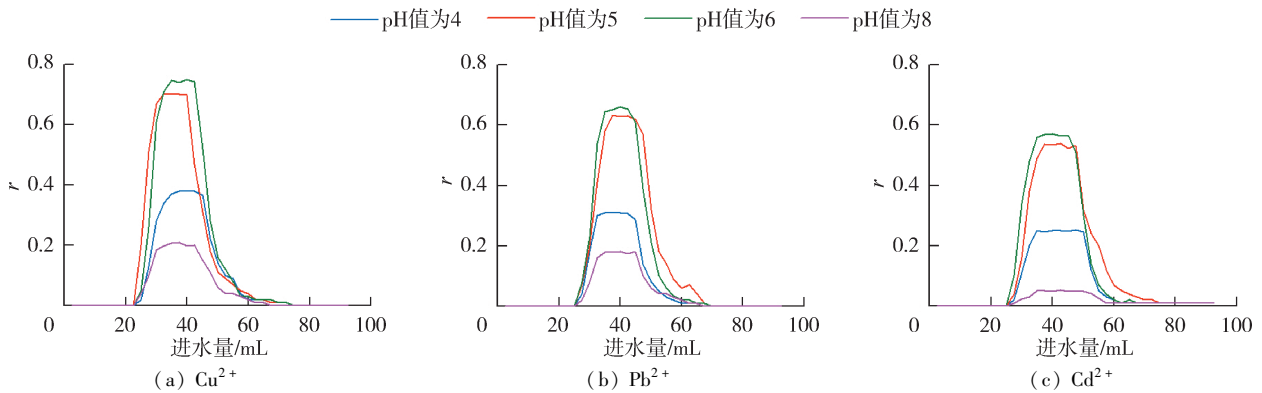


图 3 不同 pH 值条件下受径流胶体影响的重金属离子穿透曲线

Fig. 3 The BTCs of heavy metals under the influence of runoff colloids with different pH

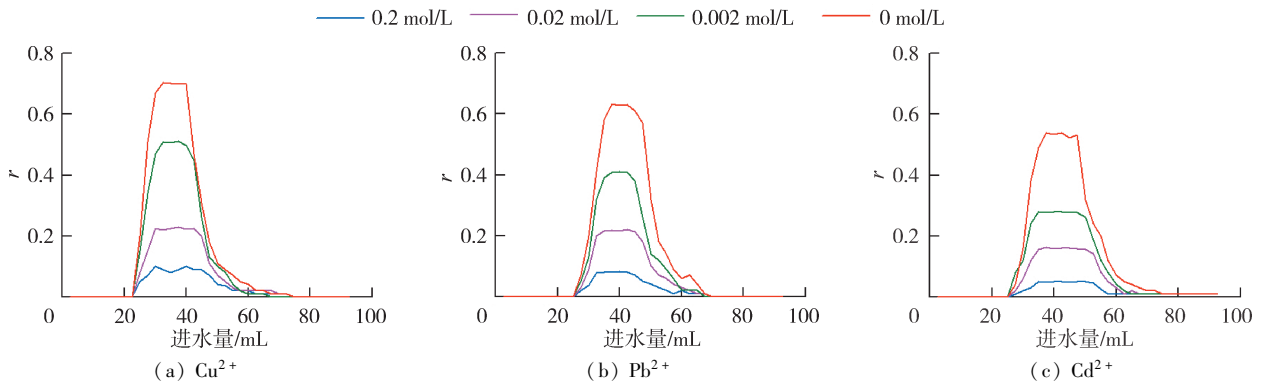


图 4 不同 Na^+ 浓度条件下受径流胶体影响的重金属离子穿透曲线

Fig. 4 The BTCs of heavy metals under the influence of runoff colloids with different concentration of Na^+

由图4可知,Na⁺的存在能够抑制径流胶体对重金属的携带迁移,随Na⁺浓度增大,重金属离子的迁移能力降低。当Na⁺浓度为0.2 mol/L时,重金属离子相对质量浓度在32.5 mL时达到平衡,Cu²⁺、Pb²⁺、Cd²⁺相对质量浓度分别为0.1、0.08和0.05;当Na⁺浓度减弱为0.002 mol/L时,重金属离子的出流时间没有明显变化,但达到平衡时的相对质量浓度均显著提高,分别为0.51、0.41和0.28;当Na⁺浓度为0 mol/L时,重金属离子达到平衡时的相对质量浓度分别高达0.70、0.63和0.54。造成这种现象的主要原因是Na⁺的加入使得呈负电的径流胶体表面部分吸附位点被抢占^[23],因而径流胶体对重金属离子的电性吸附作用减弱,因此径流胶体对重金属离子的携带迁移作用降低;另外,随着Na⁺浓度的增大,胶体颗粒之间的静电斥力减弱、稳定性降低,使胶体易发生团聚,其可移动性也随之减弱^[24]。由此可见,径流中所含的复杂离子能抑制径流胶体对重金属离子的携带迁移,有利于提高下渗设施对重金属离子的去除;冬季融雪剂的使用会促进下渗设施对融雪径流中重金属离子的去除。

2.4 重金属离子共存时径流胶体对重金属迁移行为的影响

在质量浓度为500 mg/L的1~10 μm径流胶体协同作用下,进水流速为10 mL/min、溶液pH值为5时重金属共存溶液中各重金属离子在下渗柱中的穿透曲线如图5所示,图中同时给出了径流胶体协同作用下单一重金属离子的穿透曲线。

由图5可知,当重金属离子同时存在且溶液中含有径流胶体时,重金属离子出流相对质量浓度峰值大小顺序为Cu²⁺、Cd²⁺、Pb²⁺,达到平衡时Cu²⁺、Pb²⁺和Cd²⁺的相对质量浓度峰值分别为0.58、0.41和0.43。一般而言,对于电荷相同的重金属离子(价态相同),离子半径越小越易被优先吸附,3种重金属离子半径大小顺序为Pb²⁺、Cd²⁺、Cu²⁺,因此3种金属离子共存时胶体会优先吸附Cu²⁺并携带其

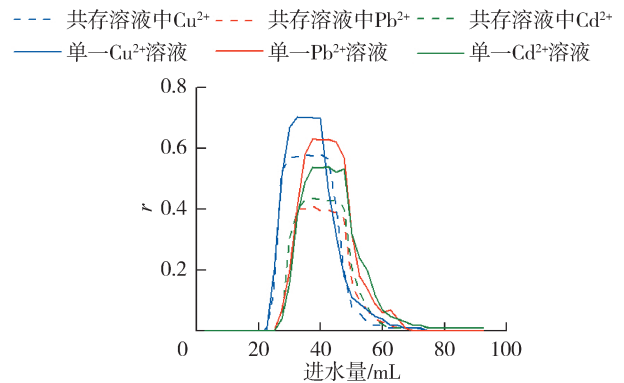


图5 重金属离子共存时受径流胶体影响的重金属离子穿透曲线

Fig.5 The BTCs of heavy metals under the influence of runoff colloids with the coexistence of heavy metal ions

迁移,所以Cu²⁺的出流相对质量浓度峰值最高^[25]。与径流胶体协同作用下单一重金属离子的穿透曲线相比,3种重金属离子共存时重金属离子的出流相对质量浓度峰值均有所降低,这主要因为3种重金属离子共存时溶液中离子浓度升高,径流胶体稳定性随之降低,易发生团聚且不易迁移,同时胶体表面吸附点位大量减少,对重金属离子的结合作用减弱,因此胶体对金属离子的携带迁移能力减弱。所以当含多种重金属离子的雨水径流进入下渗设施时,径流胶体对重金属离子的携带迁移能力受到抑制。

2.5 径流胶体粒径对重金属迁移行为的影响

在质量浓度为500 mg/L的不同粒径径流胶体协同作用下,流速为10 mL/min、pH值为5时重金属离子在下渗柱中的穿透曲线如图6所示,图中同时给出了不存在径流胶体时重金属离子的穿透曲线及示踪剂Cl⁻的穿透曲线。

由图6可知,径流胶体粒径能够显著影响重金属离子在下渗柱中的迁移行为,随着胶体粒径由1~10 μm减小到0.2~0.45 μm,重金属离子在下渗柱的出流时间提前、峰值提高,其中0.2~0.45 μm的径流胶体最容易携带重金属离子迁移。因为随着胶体粒径减小,径流胶体的比表面积增大且布朗运

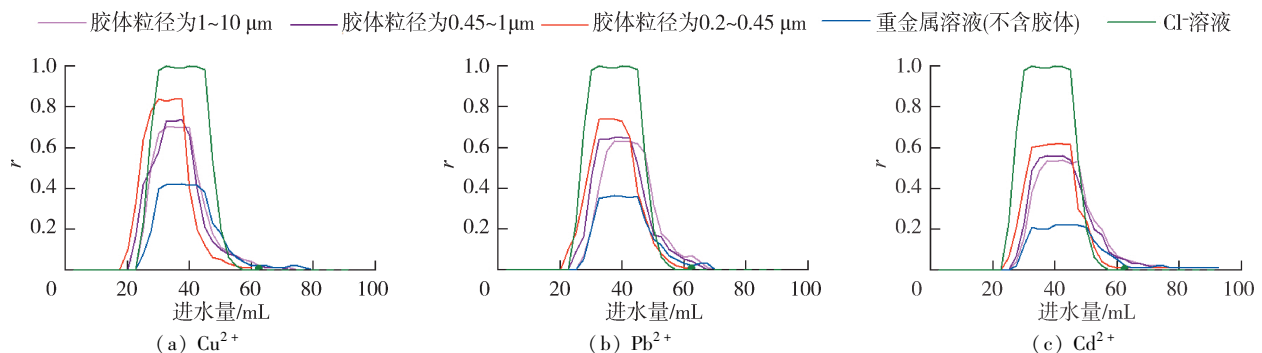


图6 受不同粒径径流胶体影响的重金属离子穿透曲线

Fig.6 The BTCs of heavy metals with different colloid particle sizes

动更明显,因此其稳定性及对重金属离子的吸附作用增强^[26],可见小粒径胶体更容易携带重金属离子迁移。由此可见,雨水径流胶体的存在会减弱下渗设施中介质对重金属离子的吸附截留作用,重金属离子能够随径流胶体迁移至地下水中,对地下水环境具有一定的污染风险,故应该加强对雨水径流胶体的控制,尤其是稳定性、可移动性以及重金属离子吸附结合作用更强的小粒径径流胶体。

3 结 论

a. 地表径流胶体可显著促进重金属离子在下渗柱中的迁移,进水流速为 5 mL/min 时粒径为 1 ~ 10 μm 的 500 mg/L 胶体协同作用便会使 Cu²⁺、Pb²⁺ 和 Cd²⁺ 出流相对质量浓度峰值提高 61.8%、96.3% 和 61.1%,且进水流速越大,其促进重金属离子迁移的能力越强。

b. pH 值、Na⁺ 浓度均会影响径流胶体对重金属离子的携带迁移。在弱酸性条件下,径流胶体对 Cu²⁺、Pb²⁺ 和 Cd²⁺ 的携带迁移能力最强,其出流相对质量浓度分峰值别为 0.75、0.66 和 0.57;溶液中存在 Na⁺ 或多种重金属离子共存时,径流胶体对重金属离子的携带迁移受到抑制,且离子浓度越大,其抑制作用越强。

c. 径流胶体粒径会影响其对重金属离子的携带迁移能力,粒径越小其携带重金属离子迁移的能力越强,越不利于下渗设施对径流重金属离子的去除。

参考文献:

[1] EPA. Manual for combined sewer overflow control [M]. Cincinnati: National Service Center for Environmental Publications, 1993:95.

[2] ELLIS J B, REVITT D J, HARROP D O, et al. The contribution of highway surfaces to urban stormwater sediments and metal loadings [J]. Science of the Total Environment, 1987, 59(87):339-349.

[3] 李倩倩,李铁龙,赵倩倩,等.天津市路面雨水径流重金属污染特征[J].生态环境学报,2011,20(1):143-148. (LI Qianqian, LI Tielong, ZHAO Qianqian, et al. Characteristics of heavy metal pollution in road rainfall-runoff of Tianjin City [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(1):143-148. (in Chinese))

[4] 李贺,石峻青,沈刚,等.高速公路雨水径流重金属污染特性研究[J].环境科学,2009,30(6):1621-1625. (LI He, SHI Junqing, SHEN Gang, et al. Characteristics of metals pollution in expressway stormwater runoff [J]. Environmental Science, 2009, 30(6):1621-1625. (in Chinese))

[5] 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, 2019, 26(1):886-895.

[6] SEN T K, KHILAR K C. Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media [J]. Advances in Colloid and Interface Science, 2006, 119(2/3):71-96.

[7] 张维,唐翔宇,鲜青松.紫色土坡地泥岩裂隙潜流中的胶体迁移[J].水科学进展,2015,26(4):543-549. (ZHANG Wei, TANG Xiangyu, XIAN Qingsong. Field-scale study of colloid transport in fracture flow from a sloping farmland of purple soil [J]. Advances in Water Science, 2015, 26(4):543-549. (in Chinese))

[8] PINEDO-GONZALEZ P, HELDIGE B, WEST A J, et al. Changes in the size partitioning of metals in storm runoff following wildfires: implications for the transport of bioactive trace metals [J]. Applied Geochemistry, 2017, 83:62-71.

[9] BROWN J S, STEIN E D, ACKERMAN D, et al. Metals and bacteria partitioning to various size particles in Ballona Creek storm water runoff [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2013, 32(2):320-328.

[10] GOMEZ-GONZALEZ M A, VOEGELIN A, GARCIA-GUINEA J. et al. Colloidal mobilization of arsenic from mining-affected soils by surface runoff [J]. Chemosphere, 2016, 144:1123-1131.

[11] JENG H, ENGLAND A, BRADFORD H. Indicator organisms associated with stormwater suspended particles and estuarine sediment [J]. Journal of Environmental Science and Health: Part A, 2005, 40(4):779-791.

[12] MUTHANNA T M, VIKLANDER M, GJESDAHL N, et al. Heavy metal removal in cold climate bioretention [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2007, 183(1/2/3/4):391-402.

[13] DAVIS A P, HUNT W F, TRAVER R G, et al. Bioretention technology: overview of current practice and future needs [J]. Journal of Environmental Engineering, 2009, 135(3):109-117.

[14] 陈莎,陈晓宏.城市雨水径流污染及LID控制效果模拟[J].水资源保护,2018,34(5):13-19. (CHEN Sha, CHEN Xiaohong. Simulation of urban rainfall runoff pollution and control effect by low impact development [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(5):13-19. (in Chinese))

[15] HSIEH C, DAVIS A P. Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff [J]. Journal of Environmental Engineering, 2005, 131(11):1521-1531.

(下转第131页)

- [19] 杨波,尚秀莉. 日本环境保护立法及污染物排放标准的启示[J]. 环境污染与防治,2010(6):94-97. (YANG Bo, SHANG Xiuli. Enlightenment from Japanese environmental protection legislation and pollutant discharge standard [J]. Environmental Pollution and Prevention,2010(6):94-97. (in Chinese))
- [20] ADAMS W R,THACKSTON E L,SPEECE R E. Modeling CSO impacts from Nashville using EPA's demonstration approach [J]. Journal of Environmental Engineering, 1997,123(2):126-133.
- [21] EPA. Use attainability analysis(UAA)[EB/OL]. (2005-03-08)[2020-04-07]. <https://www.epa.gov/wqs-tech/use-attainability-analysis-uaa>.
- [22] Water Resources Management Division. Final report study on identification and characteristics of sewer overflows in newfoundland and labrador [EB/OL]. (2012-02-20)[2020-03-29]. <https://www.gov.nl.ca/mae/files/waterres-reports-wastewater-study-on-identification-and-characteristics-of-sewer-overflows-in-nl-feb-20-2012.pdf>.
- [23] CDRPC. Final update to long-term control plan for the omaha combined sewer overflow control program [EB/OL]. [2020-05-01]. https://omahacso.com/files/6814/1450/8302/Final_Omaha_LTCPUupdate-Appendices_Oct2014.pdf.
- [24] BNWRD. Bloomington and normal water reclamation district and city of bloomington long-term combined sewer overflow control plan[EB/OL]. (2006-12-26)[2020-04-29]. <https://www.cityblm.org/home/showdocument?id=58>.
- [25] 高娟,李贵宝,华珞,等. 日本水环境标准及其对我国的启示[J]. 中国水利,2005(11):41-43. (GAO Juan, LI Guibao, HUA Luo, et al. Water environment standard in Japan and inspiration to our country [J]. China Water Resources,2005(11):41-43. (in Chinese))
- [26] 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. (DIAN Liu, ZHENG Xiang, YU Dawei, et al. Research progress on characteristics and control of combined sewer overflows pollution[J]. Water Resources Protection,2019,35(3):76-83. (in Chinese))
- (收稿日期:2020-10-27 编辑:王芳)

(上接第123页)

- [16] 李家科,张兆鑫,蒋春博,等. 海绵城市生物滞留设施关键技术研究进展[J]. 水资源保护,2020,36(1):1-8. (LI Jiake, ZHANG Zhaoxin, JIANG Chunbo, et al. Research progress on key technologies of bioretention facilities for sponge city construction[J]. Water Resources Protection,2020,36(1):1-8. (in Chinese))
- [17] BAO Q, LIN Q, TIAN G, et al. Copper distribution in water-dispersible colloids of swine manure and its transport through quartz sand [J]. Journal of Hazardous Materials,2011,186(2/3):1660-1666.
- [18] GIMBERT L J, HAYGARTH P M, BECKETT R, et al. Comparison of centrifugation and filtration techniques for the size fractionation of colloidal material in soil suspensions using sedimentation field-flow fractionation [J]. Environmental Science & Technology,2005,39(6):1731-1735.
- [19] 赵康,陈冲,商建英. 腐殖酸-高岭石胶体对铀(VI)在饱和多孔介质中迁移过程的影响[J]. 水土保持学报,2018,32(6):286-293. (ZHAO Kang, CHEN Chong, SHANG Jianying. Effect of humic acid-kaolinite on uranium transport in saturated porous media[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2018,32(6):286-293. (in Chinese))
- [20] PANG L,CLOSE M,SCHNEIDER D,et al. Effect of pore-water velocity on chemical nonequilibrium transport of Cd, Zn, and Pb in alluvial gravel columns [J]. Journal of Contaminant Hydrology,2002,57(3/4):241-258.
- [21] 贾晓玉,李海明,王博,等. 不同酸碱条件下胶体迁移对含水介质渗透性的影响[J]. 环境科学与技术,2009,32(5):45-47. (JIA Xiaoyu, LI Haiming, WANG Bo, et al. Effect of colloid transport on porous medium permeability in different acidic and basic environment [J]. Environmental Science & Technology,2009,32(5):45-47. (in Chinese))
- [22] 侯培强,任玉芬,王效科,等. 北京市城市降雨径流水质评价研究[J]. 环境科学,2012,33(1):71-75. (HOU Peiqiang, REN Yufen, WANG Xiaoke, et al. Research on evaluation of water quality of Beijing urban stormwater runoff [J]. Environmental Science,2012,33(1):71-75. (in Chinese))
- [23] ZHAO Y, GU X, GAO S, et al. Adsorption of tetracycline (TC) onto montmorillonite: cations and humic acid effects [J]. Geoderma,2012,183/184:12-18.
- [24] 胡俊栋,沈亚婷,王学军. 离子强度、pH对土壤胶体释放、分配沉积行为的影响[J]. 生态环境学报,2009,18(2):629-637. (HU Jundong, SHEN Yating, WANG Xuejun. The effect of ionic strength and pH conditions on the release, deposition and dispersibility behaviors of natural soil colloid [J]. Ecology and Environmental Sciences,2009,18(2):629-637. (in Chinese))
- [25] PANG Y, ZENG G, TANG L, et al. PEI-grafted magnetic porous powder for highly effective adsorption of heavy metal ions [J]. Desalination,2011,281:278-284.
- [26] KARATHANASIS A D, JOHNSON M C. Subsurface transport of Cd, Cr, and Mo mediated by biosolid colloids [J]. Science of the Total Environment,2006,354(2/3):157-169. (收稿日期:2020-02-25 编辑:熊水斌)