

多孔介质中反复注入颗粒迁移特性试验

陈星欣^{1,2}, 苏世灼², 张清林³

(1. 东南大学交通学院, 江苏 南京 210096; 2. 华侨大学土木工程学院, 福建 厦门 361021;
3. 中国建筑股份有限公司技术中心, 北京 101300)

摘要:通过两种不同渗流速度的室内试验系列,采用在每个系列中分别向土柱中注入13次约392 mL颗粒悬浮液的方法,研究了注入次数和粒径对多孔介质中颗粒迁移特性的影响。结果表明,注入次数、颗粒粒径以及渗流速度对颗粒迁移特性有重要影响:在稳定速度的渗流作用下,注入颗粒的迁移特性曲线呈现类似于“正态分布”的规律,下降段持续时间大于上升段持续时间;渗流速度较小时,随着注入次数增加,颗粒浓度峰值逐渐增大;渗流速度较大时,颗粒浓度峰值几乎不随注入次数变化。中值粒径为3.40 μm 的颗粒随深度增加,沉积颗粒的质量比逐渐减小;中值粒径为5.10 μm 的颗粒在0.085 cm/s速度渗流作用后的沉积颗粒质量比要明显大于0.170 cm/s速度渗流作用后的沉积颗粒质量比。渗流速度较小时,颗粒粒径越大所受的重力越大,相应的运动速度也越大;渗流速度较大时,水动力是影响颗粒迁移速度的主要因素。粒径越大的颗粒所受的筛滤作用也越大,相应的沉积量也越多。

关键词:颗粒;反复注入;迁移特性;多孔介质;渗流

中图分类号:TV139.16;TU411 **文献标志码:**A **文章编号:**1006-7647(2017)05-0064-05

Experimental study on the particle transport in porous media under repeated injection conditions//CHEN Xingxin^{1,2}, SU Shizhuo², ZHANG Qinglin³ (1. School of Transportation, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. College of Civil Engineering, Huaqiao University, Xiamen 361021, China; 3. Technical Center, China State Construction Engineering Cooperation, Beijing 101300, China)

Abstract: Experiments were conducted to investigate the effect of injection times and particle sizes on particle transport in porous media. Two experimental series were performed under two different flow velocities. Injections of 392 mL particle suspensions into the porous media were repeated 13 times for each experimental series. The study reveal that injection times, particle sizes and seepage velocities have great impact on the characteristics of particle transport. Under steady seepage velocity, the transport curves of the injected particles have a normal distribution and the pore volume corresponding to the descent portion of the curve is larger than the value of ascent portion. Besides, the peak concentrations increase with injection times for low flow velocity conditions. However, peak concentrations hardly vary with the injection times for high flow velocity conditions. The amount of the deposited particles decreases with increased depth for particles of 3.40 μm median diameter. The quality ratio of the deposited particles under 0.085 cm/s flow is greater than those under 0.170 cm/s flow. When the seepage flow rate is low, the effect of gravity increases for larger size particles, and the corresponding particle transport velocity is also higher. However, when the seepage flow rate is high, particle transport velocity is mainly controlled by hydrodynamic forces. The screen effect on particle deposition is more obvious for particles of larger grain sizes, resulting in a higher deposition rate.

Key words: particles; repeated injection; release characteristic; porous media; seepage

地下水反复回灌过程中颗粒迁移特性的研究在地源热泵、城镇供水、农田灌溉、盐碱化土壤改良以及环境保护方面有重要意义。地下水回灌可以增加水资源、改善水质和控制地下水水位^[1-5];同时地下水回灌技术是地源热泵系统的关键技术。目前,地源热泵存在“抽水易回灌难”的特点,地下水经过换热器以后很难回灌到特定的含水层中,这主要是由

于回灌过程中颗粒堵塞孔隙造成的。另外,回灌水中的污染物也可吸附在细小颗粒表面随水流扩散,并且回灌水中生物颗粒会严重影响地下水的水质安全和人的身体健康,而回灌水中的生物颗粒主要来源于管道泄漏、化粪池和污水渗漏以及土地利用产生的污水和污泥等^[6-11]。

影响颗粒迁移的化学因素主要有颗粒类型、溶

液成分、pH 值、离子强度以及溶液温度,物理因素主要有粒径分布、孔隙结构、颗粒浓度以及水力条件等^[9,12]。在地下水反复回灌过程中,化学条件稳定时,颗粒之间的斥力消失,颗粒的沉积速率随着多孔介质表面颗粒数量的增大而增大,从而促进颗粒沉积。大量研究发现颗粒很容易滞留在低渗流区域,低渗流区域主要是颗粒间的接触点附近或者小孔隙中^[12]。此外,当颗粒之间的作用力为斥力时,由于先前沉积的颗粒占据了多孔介质的表面且对悬浮的颗粒有斥力作用,此时颗粒的沉积速率随着多孔介质表面沉积颗粒数量的增大而减小^[13]。Liu 等^[13]研究发现高浓度的胶体比低浓度胶体更能迅速扩散到有利吸附的区域。Tan 等^[14]发现去离子水中的细菌迁移特性随细菌浓度增大而增大。可见,反复回灌过程中沉积颗粒和悬浮颗粒的相互作用对颗粒迁移过程有重要影响。

天然状态下地下水流速一般很小,回灌过程中渗流条件以及化学环境的变化也会造成沉积颗粒的重新释放。Kaplan 等^[15]研究了 pH 值、Na 吸附比以及低电解质浓度对重塑土中胶体释放特性的影响。Shen 等^[16]通过试验发现降低离子强度可以增加颗粒分离释放效果。Sefrioui 等^[17]通过数值模拟研究了相互作用力以及表面粗糙度对颗粒停留特性的影响。另一方面,反复回灌过程中颗粒沉积会造成多孔介质孔隙变化,颗粒和多孔介质粒径比值是控制多孔介质中颗粒沉积的重要因素,较大直径的颗粒不能从较小孔径的孔隙中穿过,从而产生筛滤作用;然而,当颗粒直径小于孔隙喉道时,颗粒和多孔介质表面的物理化学作用对颗粒迁移特性有很大影响,这些影响统称为非筛滤作用,包括扩散、吸附、沉积、拦截、惯性以及水动力作用等^[12]。

本文对多孔介质中反复注入颗粒迁移特性进行试验研究,以深入分析注入次数和颗粒粒径对颗粒迁移特性的影响及停留在土柱中的颗粒随深度的变化特性。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验颗粒采用人工合成的球形硅微粉,中值粒径分别为 3.40 μm 和 5.10 μm,颗粒级配合理。多孔介质采用天然石英砂,其级配不良,粒径分布范围为 1.00 ~ 3.10 mm。试验前将冲洗干净的石英砂在 105℃ 条件下烘干 24 h 备用。

1.2 试验方法

试验设备如图 1 所示,土柱内径为 70 mm,高度为 300 mm。蠕动泵抽取储液箱里的高纯去离子水

注入土柱,同时通过流量计测定单位时间的流量。进水口和出水口处的筛网可以确保渗流均匀流过整个土柱断面。每隔一定时间,对出水口处液体的浊度进行测试,利用水中颗粒浊度和浓度的关系将浊度进行转换,进而分析流出液中颗粒浓度的变化特性。试验土柱分 10 层填装,每层填装约 176 g 石英砂并捣实相同次数,填装时尽量控制捣实能量使土柱形成均匀整体。每次试验前对填装好的土柱进行初次冲洗,当土柱流出液的浊度趋于纯水浊度时,可以进行正式的试验。

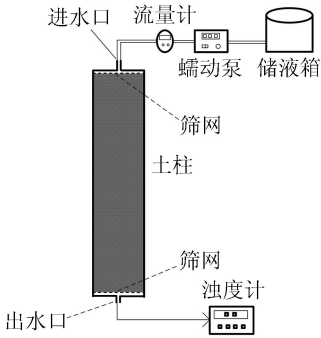


图 1 试验装置示意图

进行两种不同渗流速度 (0.085 cm/s 和 0.170 cm/s) 情况下的颗粒迁移特性系列试验,在每个系列中依次向土柱中注入 13 次颗粒悬浮液,每次注入约 392 mL 质量浓度为 0.2 g/L 的颗粒悬浮液,每次注入完悬浮液以后继续注入高纯去离子水,直至流出液浊度趋于纯水浊度为止。在每一个试验系列中,在相同条件下对两种不同粒径颗粒分别进行试验。在每次注入试验时,从注入颗粒悬浮液开始,每隔一定时间用浊度仪测定流出液中水样浊度,当流出液浊度趋于纯水浊度时,即可开始下一次颗粒悬浮液注入。通过水中颗粒浓度和浊度的关系对流出液颗粒浓度的变化特性进行分析。

为定量分析试验完成后沉积在土柱中的沉积颗粒随深度的变化特性,每次试验完成以后,在土柱不同深度取出一定量的石英砂放入 100 mL 的铝盒,每个土柱间隔 5 cm 深度取样,在每个铝盒中加入去离子水,然后通过振动使得石英砂和颗粒分离。对铝盒中浊度进行测试,即可求得铝盒中颗粒浓度。铝盒中石英砂和水的体积可以通过空盒、水和装砂铝盒的质量求出。

2 试验结果分析

2.1 注入次数对颗粒迁移特性的影响

注入颗粒会使沉积颗粒重新释放,因此注入次数对多孔介质中颗粒迁移有重要影响。图 2 和图 3 分别为粒径 3.40 μm 和 5.10 μm 颗粒在两种不同渗

流速度下的迁移特性曲线,图中孔隙体积比 P_V 是指流过土柱的总流量和土柱孔隙体积的比值,用来表示颗粒迁移时间; C/C_0 (C 为流出液中颗粒浓度, C_0 为注入悬浮液颗粒浓度) 为相对浓度;虚线指示 P_V 为 0.8 的位置,颗粒悬浮液注入持续时间是 0 ~ 0.8 P_V ,从 0.8 P_V 开始,从土柱进水口注入高纯去离子水,整个注入过程中渗流速度不变。

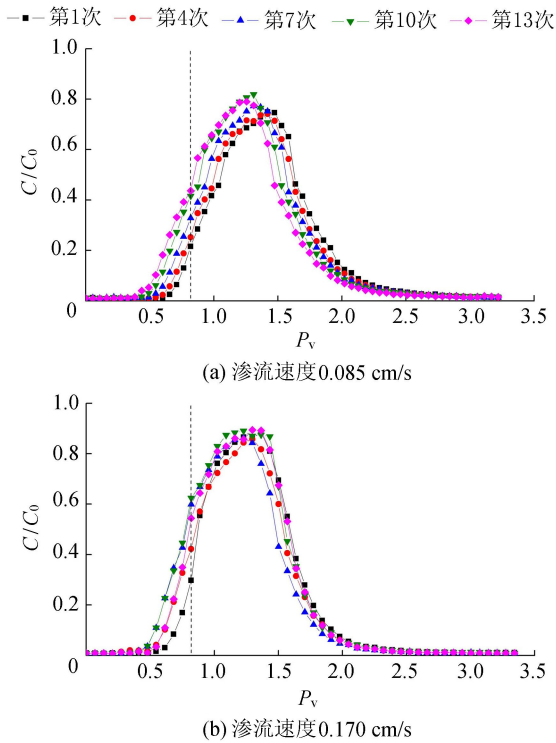


图2 流出液中 3.40 μm 粒径颗粒迁移特性曲线

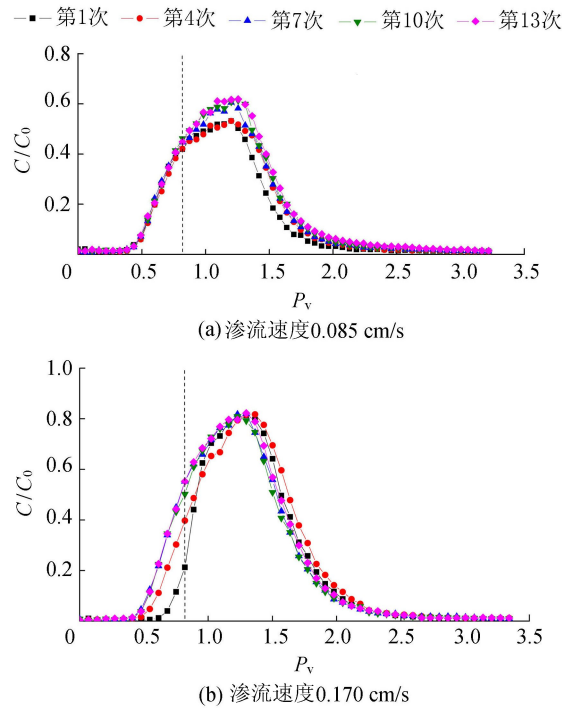


图3 流出液中 5.10 μm 粒径颗粒迁移特性曲线

从图2可以看出,在每一次注入颗粒悬浮液时,

流出液中的颗粒浓度曲线都呈现“正态分布”的规律,曲线上升段持续时间较短,下降段持续时间要大于上升段持续时间。分析可知,由于颗粒悬浮液注入时间持续了大约 0.8 P_V ,这种短时注入方式使得流出液中颗粒浓度曲线呈现类似于“正态分布”的规律;注入颗粒首先在多孔介质中发生沉积,随后部分沉积颗粒逐渐释放,造成下降段持续时间较长。图2(a)中 0.8 P_V 处,随着注入次数增加,迁移特性曲线的颗粒浓度也逐渐增大,颗粒浓度峰值也随注入次数增加呈增大趋势且所对应的 P_V 逐渐减小,其中,第1、4、7、10、13次注入时的浓度峰值对应的 P_V 分别为 1.47、1.41、1.36、1.31 和 1.25。分析可知,由于同类型颗粒间的作用力为斥力,先前沉积的颗粒占据了多孔介质表面,并且对后注入的悬浮颗粒产生斥力,此时颗粒的沉积速率随着多孔介质表面沉积颗粒数量的增大而减小,从而造成流出液中颗粒浓度随注入次数增加而增大。另外,悬浮状态的颗粒对小孔隙或者大孔隙吼道处的沉积颗粒有碰撞或者排斥作用,造成沉积颗粒逐渐释放,表现为注入次数越多,沉积颗粒释放到流出液中也越快。

图2(b)0.8 P_V 处,颗粒浓度随注入次数增加而增大,但颗粒浓度峰值随注入次数变化很小,并且每次注入时颗粒迁移特性曲线的浓度峰值所对应的 P_V 大致相等,约为 1.23。这表明在较大的渗流速度作用下沉积在土柱中的颗粒数量也相应较少,相应的沉积颗粒释放以及沉积颗粒对后注入的悬浮颗粒沉积特性影响都较弱,所以颗粒浓度和迁移速度随注入次数的变化很小。

从图3可以看出,在每注入一次颗粒悬浮液后,流出液中的颗粒浓度也呈现类似于“正态分布”的规律。图3(a)0.8 P_V 处,颗粒浓度随注入次数增多变化很小,但颗粒浓度峰值随注入次数增加而增大。分析可知,在颗粒悬浮液注入过程中,较大粒径颗粒的沉积作用远大于颗粒释放以及颗粒间斥力作用,表现为 0.8 P_V 处的颗粒浓度几乎不随注入次数变化。然而,在颗粒悬浮液注入完成以后,颗粒释放作用逐渐明显,表现为颗粒浓度峰值随注入次数增加而增大。图3(b)0.8 P_V 处,颗粒浓度随注入次数增加而增大,但颗粒浓度峰值随注入次数增加的变化很小。这主要是由于较大的渗流速度条件下,颗粒释放作用也较强,渗流速度是控制颗粒迁移与释放的主要因素。可见,颗粒浓度峰值不仅和渗流速度相关,也与颗粒粒径有很大关系。

2.2 试验完成后沉积在土柱中的颗粒沿深度方向的变化特性

图4为在两种不同速度渗流作用后沉积在土柱

中的悬浮颗粒随深度的变化曲线,图中质量比为取出的一定量石英砂中沉积的颗粒和石英砂的质量之比。

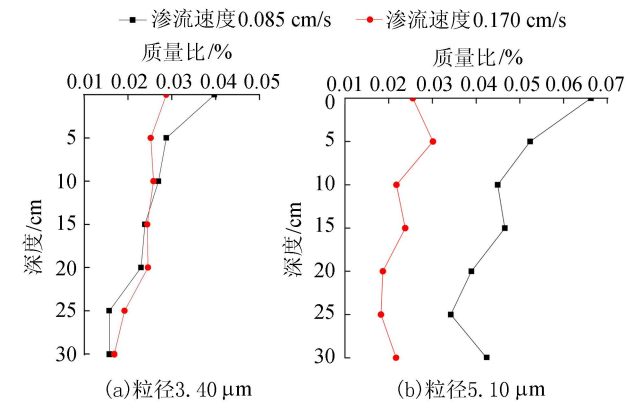


图4 两种渗流速度条件下沉积在土柱中的颗粒随深度变化曲线

从图4(a)可以看出,对于3.40 μm 粒径的沉积颗粒来说,两种不同速度的渗流作用后颗粒沿深度方向的变化特征很相似,土柱中沉积颗粒质量比从土柱顶部到底部大致呈现减小趋势。可见,颗粒直径较小时,筛滤作用较小,而扩散、吸附、沉积、拦截、惯性等对颗粒沉积的影响较大,表现为沉积颗粒质量随迁移距离逐渐减小。从图4(b)可以看出,5.10 μm 粒径的沉积颗粒从土柱顶部到底部的变化特征为:渗流速度0.085 cm/s 时,沉积颗粒质量比变化很小,在0.025%左右波动;渗流速度为0.170 cm/s、深度为0~25 cm 时,沉积颗粒质量比随深度增加而减小;当深度大于25 cm 时,沉积在多孔介质中的5.10 μm 粒径颗粒的质量比略有增加。分析可知,颗粒较大时,筛滤作用控制颗粒沉积特性,越靠近进水口,筛滤作用越明显;然而,当渗流速度较大时,筛滤作用的影响较小,颗粒沉积特性主要由渗流速度决定。比较两种渗流流速条件下5.10 μm 粒径颗粒的沉积结果可以发现,0.085 cm/s 速度渗流作用后的沉积颗粒质量比要明显大于0.170 cm/s 速度渗流作用后的沉积颗粒质量比,这进一步表明渗流速度是控制颗粒沉积的重要因素,渗流速度越大,颗粒沉积量越少。

比较图4(a)和图4(b)可知,颗粒粒径不同,沉积颗粒的特征也大不相同。在渗流速度为0.170 cm/s 时两种粒径沉积颗粒质量比在0.025%左右波动,波动幅度不大;在渗流速度为0.085 cm/s 时,3.40 μm 粒径的沉积颗粒质量比要明显小于5.10 μm 粒径的沉积颗粒质量比。分析可知,在较低的渗流速度作用下,较小粒径颗粒迁移的量也较大,相应的沉积颗粒较少;然而,在较大的渗流速度作用下,颗粒粒径对颗粒沉积的影响很小。可见,颗粒沉

积特性是渗流速度和粒径耦合作用的结果。

2.3 粒径对颗粒迁移特性的影响

颗粒粒径越大,筛滤作用对颗粒运动的影响也越大。图5 为不同注入次数情况下两种粒径颗粒的迁移特性曲线。从图5 可以看出,渗流速度为0.085 cm/s 时,3.40 μm 粒径颗粒的浓度要大于5.10 μm 粒径颗粒的浓度,并且前者的浓度峰值对应的 P_v 要大于后者浓度峰值对应的 P_v 。这表明渗流速度较小时,颗粒粒径是影响颗粒迁移的主要因素,颗粒粒径越大所受的重力越大,相应的运动速度也越大。但是,粒径越大的颗粒所受的筛滤作用也越大,相应的沉积量也越多,表现为流出液中颗粒浓度越小。在渗流速度为0.170 cm/s 时,3.40 μm 粒径颗粒的浓度要大于5.10 μm 粒径颗粒的浓度,但两者的浓度峰值对应的 P_v 基本相同。分析可知,渗流速度较大时,两种粒径的颗粒受到的水动力都很大,此时重力对不同粒径颗粒的影响基本相同,表现为浓度峰值对应的 P_v 相同;然而,颗粒粒径越大,其受到的筛滤作用影响也越大,相应的浓度越小。

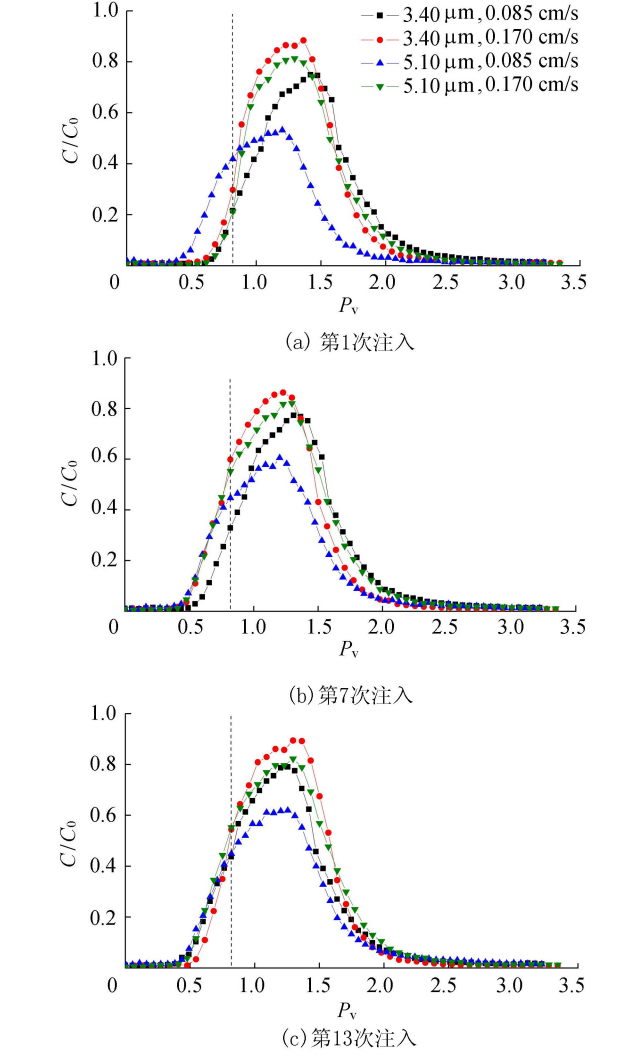


图5 不同注入次数条件下颗粒迁移特性曲线

3 结 论

a. 当渗流速度稳定时,注入颗粒的迁移特性曲线呈现类似于“正态分布”的规律,曲线上升段持续时间较短,而下降段持续时间要大于上升段持续时间。

b. 渗流速度较小时,随着注入次数增加,颗粒浓度峰值逐渐增大;渗流速度较大情况下,颗粒浓度峰值几乎不随注入次数变化。然而,颗粒浓度峰值所对应的 P_v 变化趋势比较复杂,主要取决于注入次数、颗粒粒径以及渗流速度等。

c. 对于中值粒径为 $3.40\ \mu\text{m}$ 的颗粒来说,两种渗流速度情况下的沉积颗粒质量比沿深度方向逐渐减小,土柱顶部沉积颗粒的质量最大,土柱底部沉积颗粒的质量最小;对中值粒径为 $5.10\ \mu\text{m}$ 的颗粒来说, $0.085\ \text{cm/s}$ 速度渗流作用后的沉积颗粒质量比要明显大于 $0.170\ \text{cm/s}$ 速度渗流作用后的沉积颗粒质量比,这表明渗流速度越大,颗粒沉积量越少。在渗流速度为 $0.085\ \text{cm/s}$ 时, $3.40\ \mu\text{m}$ 粒径的沉积颗粒质量比要小于 $5.10\ \mu\text{m}$ 粒径的沉积颗粒质量比。可见,颗粒沉积特性是渗流速度和粒径耦合作用的结果。

d. 渗流速度较小时,颗粒粒径越大所受的重力越大,相应的运动速度也越大;但是,粒径越大的颗粒所受的筛滤作用也越大,相应的沉积量也越多。渗流速度较大时,水动力是影响颗粒迁移的主要因素,粒径越大的颗粒所受筛滤作用也越大,相应的颗粒浓度也越小。

参考文献:

[1] 李合莲,陈家军,杨建. 基于 MapInfo 的多孔介质微观孔隙结构分析[J]. 水资源保护,2009,25(5):10-13. (LI Helian, CHEN Jiajun, YANG Jian. Microscopic pore structure analysis for porous media based on MapInfo software[J]. Water Resources Protection, 2009, 25(5): 10-13. (in Chinese))

[2] 黄倩,王锦国,陈舟,等. 黏滞性对 LNAPL 在非饱和多孔介质中优先流影响的试验研究[J]. 河海大学学报(自然科学版),2015,43(1):66-71. (HUANG Qian, WANG Jinguo, CHEN Zhou, et al. Experimental study of impacts of viscosity of LNAPL on preferential flow in unsaturated porous media[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2015, 43(1): 66-71. (in Chinese))

[3] MANNA F, CHERRY J A, MCWHORTER D B, et al. Groundwater recharge assessment in an upland sandstone aquifer of southern California[J]. Journal of Hydrology, 2016, 541: 787-799.

[4] de VRIES J J, SIMMERS I. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges[J]. Hydrogeology

Journal, 2002, 10(1): 5-17.

[5] BÖHLKE J K. Groundwater recharge and agricultural contamination[J]. Hydrogeology Journal, 2002, 10(1): 153-179.

[6] MALKOVSKY V I, PETROV V A, DIKOV Y P, et al. Colloid-facilitated transport of uranium by groundwater at the U-Mo ore field in eastern Transbaikalia[J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(10): 6145-6152.

[7] 陈云敏,施建勇,朱伟,等. 环境岩土工程研究综述[J]. 土木工程学报,2012,45(4):165-182. (CHEN Yunmin, SHI Jianyong, ZHU Wei, et al. A review of geoenvironmental engineering[J]. China Civil Engineering Journal, 2012, 45(4): 165-182. (in Chinese))

[8] UTSUNOMIYA S, KERSTING A B, EWING R C. Groundwater nanoparticles in the far-field at the Nevada test site: mechanism for radionuclide transport[J]. Environmental Science and Technology, 2009, 45(5): 1293-1298.

[9] 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.

[10] ARAB D, POURAFSHARY P, AYATOLLAHI S, et al. Remediation of colloid-facilitated contaminant transport in saturated porous media treated by nanoparticles[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2014, 11(1): 207-216.

[11] WANG Q, CHENG T, WU Y. Distinct roles of illite colloid and humic acid in mediating arsenate transport in water-saturated sand columns[J]. Water Air and Soil Pollution, 2015, 226(5): 1-15.

[12] ZAMANI A, MAINI B. Flow of dispersed particles through porous media-deep bed filtration[J]. Journal of Petroleum Science and Engineering, 2009, 69(1/2): 71-88.

[13] LIU D, JOHNSON P R, ELIMELECH M. Colloid deposition dynamics in flow-through porous media: role of electrolyte concentration[J]. Environmental Science and Technology, 1995, 29(12): 2963-2973.

[14] TAN Y, GANNON J T, BAVEYE P, et al. Transport of bacteria in an aquifer sand: experiments and model simulations[J]. Water Resources Research, 1994, 30(12): 3243-3252.

[15] KAPLAN D I, SUMNER M E, BERTSCH P M, et al. Chemical conditions conducive to the release of mobile colloids from ultisol profiles[J]. Soil Science Society of America Journal, 1995, 60(1): 269-274.

[16] SHEN C, LAZOUSKAYA V, JIN Y, et al. Coupled factors influencing detachment of nano- and micro-sized particles from primary minima[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2012, 134: 1-11.

[17] SEFRIQUI N, AHMADI A, OMARI A, et al. Numerical simulation of retention and release of colloids in porous media at the pore scale[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2013, 427: 33-40.

(收稿日期:2016-11-24 编辑:熊水斌)