

DOI: 10.11779/CJGE201510006

渗透作用下多孔介质中悬浮颗粒的迁移过程研究

白 冰, 张鹏远, 宋晓明, 郭志光, 陈星欣

(北京交通大学土木建筑工程学院, 北京 100044)

摘要: 对天然硅粉悬浮颗粒在饱和的石英多孔介质中的渗透迁移特性进行圆柱穿透试验, 得到6种不同颗粒粒径(10, 15, 20, 25, 33, 47 μm)、3种不同颗粒浓度(0.2, 0.5, 0.8 mg/ml)、3种不同渗透速度(0.087, 0.173, 0.260 cm/s)和3种不同渗透方向(即自上向下, 水平, 自下向上)的颗粒穿透曲线, 重点研究这些因素对悬浮颗粒迁移的水动力学过程、弥散效应、沉积效应等物理机制的影响。研究表明, 当渗透速度相同时, 颗粒穿透过程中的浓度峰值一般随颗粒粒径的增大而减小。而随渗透速度的增大, 水动力学作用对颗粒迁移的影响越来越大, 此时颗粒粒径大小的影响则逐渐减小。此外, 存在一个临界浓度值, 当注入的悬浮颗粒浓度大于该值时, 随着注入悬浮颗粒浓度的增大, 出流液中的颗粒相对浓度反而有减小的趋势, 这与大量的悬浮颗粒进入多孔介质造成多孔介质孔隙的堵塞有关。

关键词: 多孔介质; 悬浮颗粒; 渗透试验; 迁移过程; 相对浓度

中图分类号: TU411 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2015)10-1786-08

作者简介: 白 冰(1966-), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事复杂环境条件下岩土介质力学特性的研究。E-mail: baibing66@263.net。

Transport processes of suspended particles in saturated porous media by column seepage tests

BAI Bing, ZHANG Peng-yuan, SONG Xiao-ming, GUO Zhi-guang, CHEN Xing-xin

(School of Civil Engineering, Beijing Jiaotong University, Beijing 100044, China)

Abstract: The penetration processes of a typical silica powder in saturated porous media composed of quartz sands are studied by column seepage tests. The tests consider 6 kinds of particle sizes (i.e., 10, 15, 20, 25, 33, 47 μm), 3 particle concentrations (i.e., 0.2, 0.5, 0.8 mg/mL), 3 flow velocities (i.e., 0.087, 0.173, 0.260 cm/s), and different flow directions (i.e., downward, horizontal, upward), etc. According to the test results, the physical mechanisms of suspended particle migration such as hydrodynamics, dispersion and deposition are discussed. The studies show that for the same seepage velocity, the peak concentrations of penetration process decrease generally with the increase of particles size. On the other hand, the effect of hydrodynamic processes on particle transport is increased obviously with the increase of flow velocity while the effect of particle size is degenerated correspondingly. Besides, there exists a critical injected concentration, and beyond this value the relative concentration in the effluent begins to decrease, which is related to the logging of pores of porous media due to a large number of deposited particles.

Key words: porous media; suspended particle; seepage test; transport process; relative concentration

0 引言

多孔介质中悬浮颗粒迁移过程的研究在地下水回灌、石油开采、核废料处置、地下污染物扩散、注浆加固和水工结构的内部侵蚀破坏等方面有重要的研究意义。研究表明, 地下渗流环境中污染物不但能直接通过水流进行传输, 而且也可吸附在细小悬浮颗粒上随水流移动^[1-3]。实际上, 地下环境中大量赋存的氧化物、黏土矿物以及腐殖质等胶体颗粒具有比表面积大、对化学和物理环境敏感等性质, 它对污染物有很强烈的吸附作用并随水流而运动, 并可能会加速污染物的

扩散过程^[4-6]。胶体等悬浮颗粒在地下环境中的这种作用使得含水介质由移动的液相(或气相)和固相两相介质成为液相、移动的固相(细小颗粒, 如胶体等)和固相组成的三相介质。可见, 多孔介质中污染物有3种存在形式, 即吸附在静止不动的介质表面的污染物、溶解在水中而随水流移动的污染物, 以及吸附在细小颗粒表面而随悬浮颗粒迁移的污染物。

基金项目: 国家自然科学基金项目(51279002, 51478034); 高等学校博士学科点专项科研基金博导类资助项目(20130009110021)

收稿日期: 2015-01-20

已有研究表明, 由于颗粒尺寸排除效应, 使细小颗粒的迁移速度加快, 即使得污染物的迁移范围加大。Puls 等^[7]的试验表明, 溶液中砷酸盐的迁移速度要比胶体吸附的砷酸盐的迁移速度慢 21 倍。Kersting 等^[8]对 Nevada 核试验场中的锕化物进行的研究表明, 胶体能显著地增大锕化物的迁移范围。Missana 等^[9]通过室内试验研究了存在于花岗岩裂隙中的蒙脱石胶体对放射性元素 Eu 和 Pu 的影响, 证明胶体驱动是影响其运动的主要因素。Karathanasis^[10]证实了胶体能明显促进 Cu 和 Zn 元素的输运过程, 而 Cu 比 Zn 的输运速度要小。Grolimund 等^[11]的室内试验证实了在 Pb 的输运过程中, 胶体为其提供了快速的通道。近年来的研究表明, 污水泄漏、地下管道泄漏、化粪池以及土地利用产生的污泥和污水等是地下水巾细菌及病毒的主要来源, 也是疾病传播的途径之一^[12]。利用原生无害菌种的自然降解能力来进行生物净化受污染含水层或者进行生物强化处理技术以及生物屏蔽等已得到应用^[13-15]。

总体上看, 地下水中悬浮颗粒主要包括由微生物分泌的生物聚合物以及人类的自然排泄物等大分子有机物、微型乳剂、岩石和矿物碎屑、矿物沉淀物(如氢氧化物、磷酸盐、硅酸盐、碳酸盐)以及锰、钙、铝、铁等的氧化物, 也包括锕系元素的氢氧化物和氧化物等^[16]。它们的颗粒粒径分布从数 nm 到数 mm。一般把大于 10 μm 的颗粒称为悬浮颗粒, 而直径小于 10 μm 的颗粒称为胶体, 也有以 1 μm 作为悬浮颗粒与胶体的界限值。

实际上, 当颗粒粒径处于 1~50 μm 范围时, 为悬浮颗粒和胶体的过渡粒径, 此时颗粒的渗透迁移受到静电力、分子扩散、水动力学过程、重力、颗粒浓度以及尺寸排除效应等诸多因素的综合作用^[17], 颗粒迁移的物理机制十分复杂。为此, 本文对一个较大宽度的颗粒粒径范围内的悬浮颗粒在多孔介质中的迁移特性进行渗流穿透试验, 综合研究颗粒粒径、颗粒浓度、渗透速度、渗透方向等物理因素对于颗粒迁移特性的影响。

1 试验仪器和方法

1.1 试验仪器

图 1 为试验装置, 圆柱试样为高度 300 mm, 内径 70 mm 的圆柱, 高度与内径比为 4.3, 可看作一维渗透过程^[18]。选用兰格 WT600-2J 精密蠕动泵来抽取供水箱里的高纯度去离子水进入圆柱试样, 用流量计精确测定流量 (mL/min)。

将注射器中的一定浓度的悬浮颗粒注入砂柱试样, 进水口和出水口处均设置孔径 0.5 mm 的筛网,

来保证渗流能均匀地进出整个砂柱断面。此外, 出口处的筛网可以支撑砂柱试样, 还可以确保试样内细小石英砂不会流出试样。

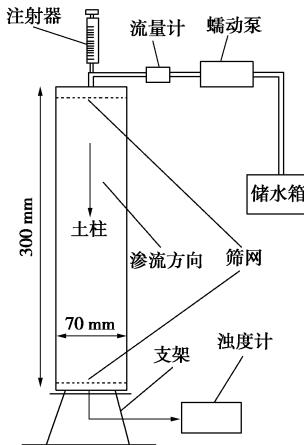


图 1 试验装置

Fig. 1 Experimental apparatus for penetration test

利用浊度仪测量出流液中悬浮颗粒的浊度, 最后将浊度转换为浓度。浊度是光线透过水层时受到阻碍的程度, 是一种光学效应, 与颗粒的形状、大小、结构和组成等因素有关。选用美国 hach2100N 型实验室浊度仪, 适用于浊度为 0~4000NTU (浊度单位) 溶液的浊度测试。通过稀释过滤后的样品和进行简单的换算, 还可以测量较高浊度的样品。

1.2 多孔介质

试验所用多孔介质为酸洗后的石英砂, 酸洗去除石英砂表面的铁、铝等氧化物。该石英砂是石英石经破碎加工而成的石英颗粒, 是一种质地坚硬、化学性质稳定、耐磨的硅酸盐类矿物, 其颜色为无色半透明状, 硬度为 7, 性脆无解理, 贝壳状断口, 油脂光泽, 密度为 2.65 g/cm³。它的化学、热学和机械性能具有明显的异向性, 不溶于酸, 微溶于 KOH 溶液, 熔点 1750°C。

试验选用的石英砂粒径分布为: 1.0~2.0 mm 占 26%, 2.0~3.5 mm 占 74%。不均匀系数为 $C_u=1.5$, 曲率系数为 $C_c=1$ 。可见, 该石英砂粒径比较均匀, 能保证渗透试验时中等粒径 (3~50 μm) 的悬浮颗粒不会产生明显的堵塞效应。

1.3 注入的颗粒

所用硅粉由天然石英 (SiO_2) 经破碎、浮选、酸洗提纯、高纯水处理等多道工序加工而成, 是一种无毒、无味、无污染的材料。它具备耐酸碱腐蚀、耐高温、导热性差、硬度大、化学性能稳定等性能。选用 6 种不同粒径范围的硅粉 (表 1) 进行试验, 密度均为 2.26 g/cm³, 其 pH=6, 可见随中位粒径的增大, 硅粉的比表面积逐渐减小。图 2 给出颗粒的粒度分布曲线。

表 1 硅粉物理参数

Table 1 Physical parameters of test silica powder

目数	中位粒径 $D_{50}/\mu\text{m}$	比表面积/ $(\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1})$
1250	10	245.17
800	15	180.85
625	20	130.78
500	25	112.93
425	33	77.26
325	47	48.94

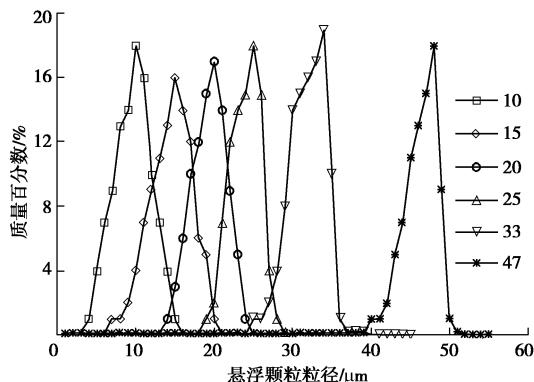


图 2 悬浮颗粒的粒径分布曲线

Fig. 2 Grain-size distributions of suspended particles

1.4 试验过程

试验前将石英砂在高纯度去离子水中冲洗至无悬浮杂质，然后在 105℃ 条件下烘干 24 h。砂柱分 10 层填装，每层约 174 g，试样的平均孔隙率为 45.1%。每次填装时水面高于试样顶面 1~2 cm，确保填装的试样为饱和试样，同时对每层捣实相同的次数以保证试样的均匀性。

通过注射器的脉冲注入方式注入悬浮颗粒，每次注入 30 mL 颗粒混合物液体，由于每次注射的持续时间很短 (2.5 s)，可看成是瞬间的^[2-4]。采用的渗流液体为高纯去离子水，可忽略化学因素对穿透过程的影响。以往试验中一般采用阶跃输入的形式注入悬浮颗粒，即在一段时间内以一定流速向多孔介质注入大量的颗粒，这种注入方式往往会造成孔隙的严重堵塞，进而引起试样渗透性的显著降低^[19]。本文中，由于每次注入少量悬浮液 (即 30 mL)，相对于多孔介质的孔隙体积很小，因此对渗透系数的影响可以忽略。

通过在含有一定浓度的悬浮颗粒的水样中不断注入高纯度去离子水进行稀释，并相应地测定水样的浊度，即可得到水中颗粒浓度与浊度的关系，见图 3，拟合公式为

$$y = ax^2 + bx + c \quad (1)$$

式中， y 为颗粒的浓度 (mg/mL)， x 为浊度 (NTU)。

拟合参数见表 2，确定系数 $R^2 > 0.99$ ，表明相关性

很好。可见，颗粒的浓度随浊度的增大而增大，且颗粒的粒径越大，则浊度与浓度关系曲线的斜率越大。

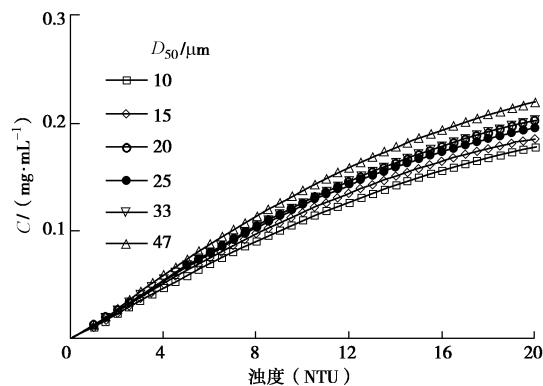


图 3 颗粒浓度与浊度的率定曲线

Fig. 3 Standard curves between turbidity and concentration

表 2 颗粒浓度与浊度拟合参数

Table 2 Fitting parameters between turbidity and concentration

中位粒径 $D_{50}/\mu\text{m}$	a	b	c	R^2
10	-0.0002235	0.01356	-0.00387	0.997
15	-0.0002619	0.01473	-0.00392	0.998
20	-0.0002477	0.01521	-0.00275	0.998
25	-0.0002783	0.01556	-0.00421	0.996
33	-0.0002694	0.01575	-0.00433	0.997
47	-0.0003042	0.01734	-0.00573	0.998

雷诺数 (Reynolds number) 是一种用来表征流体流动状态的无量纲数。当雷诺数较小时，黏滞力对流场的影响大于惯性力，流体流动稳定，为层流；反之流体流动不稳定。雷诺数定义为

$$R_e = \rho u L / \mu_w \quad , \quad (2)$$

式中， ρ 为流体的密度， u 为流体速度， L 为特征长度，而 μ_w 为水的黏性系数，且有

$$\mu_w = 0.01779 / (1 + 0.03368T + 0.000221T^2) \quad , \quad (3)$$

式中， T 为摄氏温度。

本文试验的最大流速为 $u=0.0026 \text{ m/s}$ ，这里取 $\rho=1000 \text{ kg/m}^3$, $L=0.01 \text{ m}$, $T=25^\circ\text{C}$ ，则求得 $\mu_w=0.000898 \text{ kg/(m}\cdot\text{s)}$ ，于是得到 $R_e=29<2320$ ，由此可知本文试验水流均为层流。

2 颗粒粒径对悬浮颗粒迁移的影响

选用 6 种不同粒径的硅粉颗粒 (见表 1) 在 3 种不同流速下 ($v=0.087, 0.173, 0.260 \text{ cm/s}$) 进行渗流穿透试验，悬浮颗粒注入浓度为 0.2 mg/mL。每次注射开始后每隔 3~9 s (视不同的渗透速度来定)，自试样底部流出的水样中接取 30 mL 进行浊度测试。这里，引入孔隙体积数来表征悬浮颗粒的穿透过程，孔隙体积数 (PV) 定义为流过试样的累计水量与多孔介质中的总孔隙体积之比。利用孔隙体积数作为时间过程可避免由于不同的多孔介质孔隙体积以及流速差异造成

的试验结果可比性差的缺陷。

图 4 表明, 随孔隙体积数的增加, 先呈现明显的浓度峰值, 然后浓度逐渐减小, 最后趋近于零。可以看出, 在相同渗透速度下, 颗粒粒径越大, 所对应的浓度峰值越小, 而峰值出现的孔隙体积数则相差不大。例如, 当渗透速度为 0.087 cm/s 时(图 4(a)), 颗粒粒径 $D_{50}=10, 15, 20, 25, 33, 47 \mu\text{m}$ 的穿透曲线浓度峰值分别为 0.015, 0.013, 0.012, 0.011, 0.008, 0.005 mg/mL, 而所对应的孔隙体积数大致在 0.33~0.39 范围内。实际上, 颗粒粒径越大, 在多孔介质中大于其粒径的孔隙数量越少, 颗粒被孔隙喉道捕获的概率也就越大, 所以其浓度峰值就小。

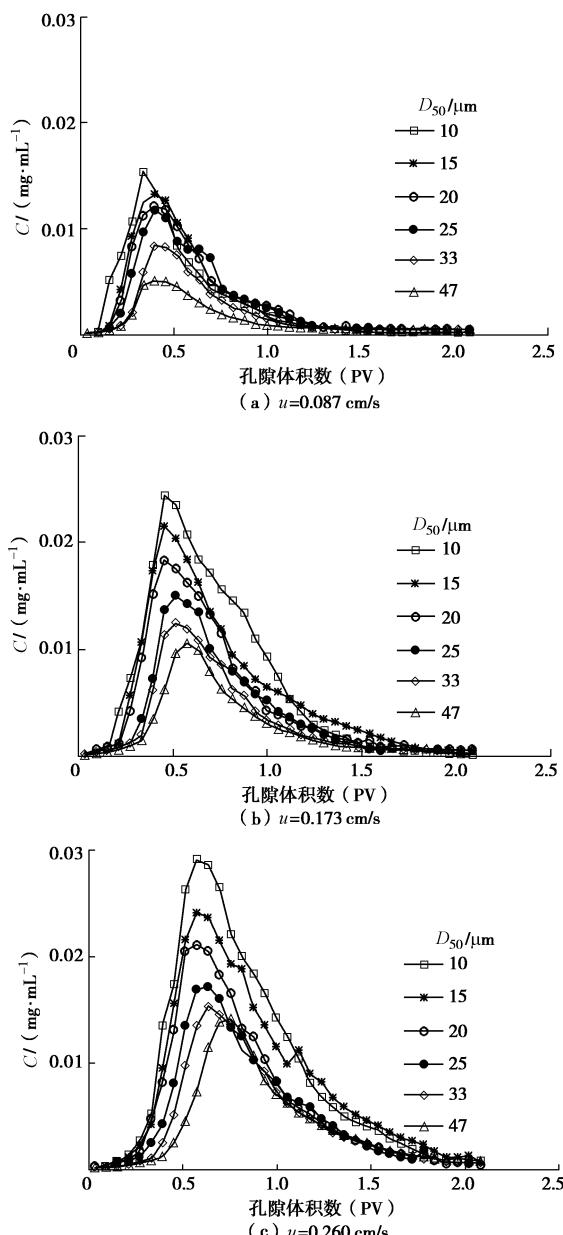


图 4 悬浮颗粒粒径对穿透曲线的影响

Fig. 4 Effect of grain size on penetration curves

由表 3 可知, 当渗透速度为 0.087 cm/s 时, 如果

以中位粒径 $D_{50}=10 \mu\text{m}$ 的悬浮颗粒的穿透曲线浓度峰值作为基准, 则中位粒径 $D_{50}=10, 15, 20, 25, 33, 47 \mu\text{m}$ 的悬浮颗粒浓度峰值比分别为 1, 0.87, 0.80, 0.73, 0.53, 0.33; 而当渗透速度为 0.260 cm/s 时, 中位粒径 $D_{50}=10, 15, 20, 25, 33, 47 \mu\text{m}$ 的悬浮颗粒的浓度峰值比分别为 1, 0.83, 0.7, 0.59, 0.52, 0.48。这表明, 当渗透速度增大时, 同一粒径下作用在颗粒上的水动力效应相应增大, 颗粒的沉积作用减小, 而出流液中的浓度峰值则随粒径的增大逐渐趋于稳定。

表 3 不同颗粒粒径下的浓度峰值和相对比

Table 3 Peak concentrations and ratio for various grain sizes

渗透速度 $/(cm \cdot s^{-1})$	粒径大小 $D_{50}/\mu\text{m}$					
	10	15	20	25	33	47
0.087	峰值 0.015	0.013	0.012	0.011	0.008	0.005
	比值 1	0.87	0.80	0.73	0.53	0.33
0.173	峰值 0.024	0.022	0.018	0.015	0.013	0.011
	比值 1	0.92	0.75	0.63	0.54	0.46
0.260	峰值 0.029	0.024	0.021	0.017	0.015	0.014
	比值 1	0.83	0.72	0.59	0.52	0.48

3 颗粒浓度对悬浮颗粒迁移的影响

对中位粒径为 $D_{50}=10 \mu\text{m}$ 的颗粒进行 3 种不同浓度(0.2, 0.5, 0.8 mg/mL)和 3 种不同渗透速度(0.087, 0.173, 0.260 cm/s)的试验。由图 5 可以看出, 当渗透速度相同时, 随颗粒浓度的增大, 颗粒的浓度峰值也增大, 但浓度峰值所对应的孔隙体积数相差不大。例如, 在渗透速度为 0.087 cm/s 的条件下(图 5(a)), 当注入颗粒浓度为 0.2, 0.5, 0.8 mg/mL 时, 浓度峰值分别为 0.015, 0.039, 0.056 mg/mL, 所对应的孔隙体积数均为 0.39。

但当注入浓度达到某一值后, 浓度的继续增大对穿透曲线的影响会减小(见表 4)。例如, 当渗透速度为 0.087 cm/s 时(图 5(a)), 当颗粒浓度由 0.2 mg/mL 增加到 0.5 mg/mL, 再增加到 0.8 mg/mL(增加量均为 0.3 mg/mL)时, 浓度峰值由 0.015 mg/mL 增大到 0.039 mg/mL 以及 0.056 mg/mL, 增量分别为 0.024 mg/mL 和 0.017 mg/mL。而当渗透速度为 0.260 cm/s 时(图 5(c)), 颗粒浓度由 0.5 mg/mL 增加到 0.8 mg/mL 时, 浓度峰值已相差不大, 即由 0.082 mg/mL 增大到 0.089 mg/mL(增量仅 0.007 mg/mL)。

为便于对不同悬浮颗粒注入浓度的沉积效应进行对比, 可定义相对浓度为^[19]

$$C_R = \frac{CV_p}{C_{inj}V_{inj}}, \quad (4)$$

式中, C 为出流液中的颗粒浓度, C_{inj} 为注入浓度,

V_p 为试样的孔隙体积, V_{inj} 为注入的悬浮液体积。

表 4 不同注入浓度下的浓度峰值 (mg/mL) 和相对比

Table 4 Peak and relative values for various concentrations

渗透速度 /(cm·s ⁻¹)	峰值 C , 相对量 C_R	注入浓度/(mg·mL ⁻¹)				
		0.2	0.5	0.8		
0.087	C C_R	0.015 1.23	0.039 1.26	0.024 0.03	0.056 1.12	0.017 -0.14
0.173	C C_R	0.024 1.95	0.068 2.18	0.044 0.23	0.078 1.56	0.010 -0.62
0.260	C C_R	0.029 2.33	0.082 2.63	0.053 0.30	0.089 1.77	0.007 -0.86

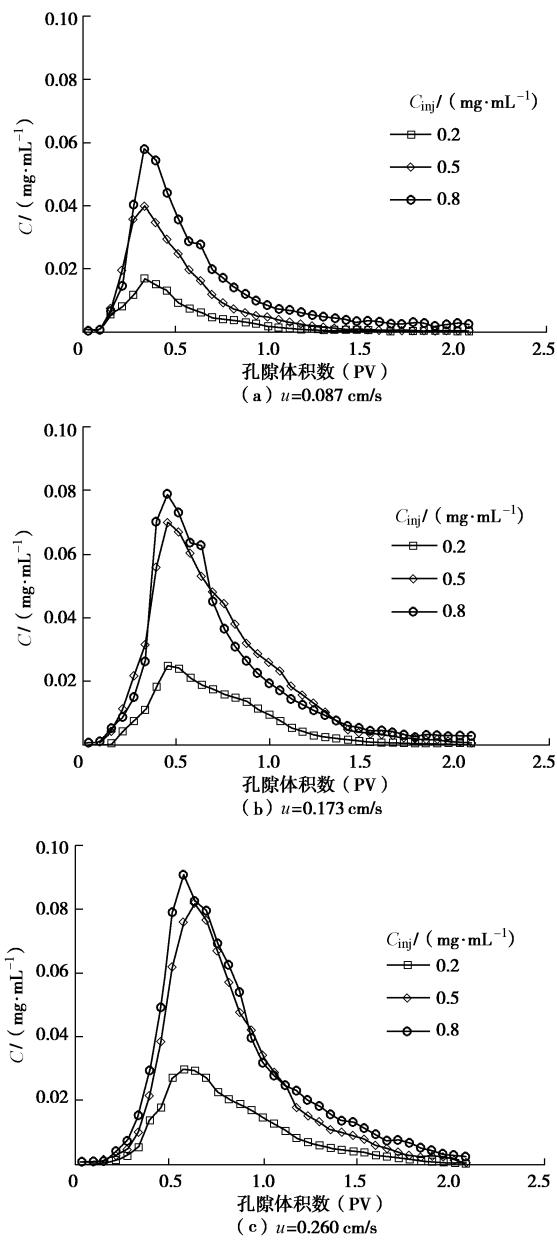


图 5 不同注入浓度下悬浮颗粒穿透曲线

Fig. 5 Penetration curves for various concentrations

由表 4 可见, 在渗透速度为 0.087 cm/s 时, 注入颗粒浓度为 0.2, 0.5, 0.8 mg/mL 的穿透曲线的相对浓度峰值分别为 1.23, 1.26, 1.12, 分别增大 0.03 和减小 0.14。这表明, 随注入颗粒浓度的增大, 穿透曲线

的相对浓度峰值甚至还会减小, 即存在一个临界注入浓度 C_{cr} 。当注入颗粒浓度小于该值时, 出流液的相对浓度 C_R 随注入颗粒浓度的增大而增大, 而当注入颗粒浓度大于该值时, 出流液中的相对浓度 C_R 反而会减小。

实际上, 随注入颗粒浓度的增大, 悬浮颗粒在多孔介质中的充填量增大, 即随渗透溶液中流出的颗粒浓度也必定增大。但是当注入颗粒浓度增大到一定程度后, 增加了悬浮颗粒与多孔介质喉壁之间的碰撞概率, 而大量的悬浮颗粒进入多孔介质会造成多孔介质的孔隙堵塞, 进而使其渗透性降低, 也使得沉积效应更为显著, 最终使一定时间内随渗透水流流出的颗粒相对浓度值有减小的趋势。

4 渗透速度对悬浮颗粒迁移的影响

由图 6 可以看出, 当注入悬浮颗粒浓度相同时 (即 0.2 mg/mL), 随渗透速度的增大, 颗粒的浓度峰值及所对应的孔隙体积数均随之增大。由表 5 可见, 在颗粒粒径 $D_{50}=10 \mu\text{m}$ 时, 当渗透速度为 0.087, 0.173, 0.260 cm/s 时, 浓度峰值分别为 0.015, 0.024, 0.029 mg/mL, 所对应的孔隙体积数为 0.33, 0.45, 0.57。实际上, 当渗透速度较大时, 作用在颗粒上的水动力学作用就比较大, 使得悬浮颗粒的沉积效应减弱, 所以渗流流出的颗粒数量增多。但是, 在较大的渗透速度下, 悬浮颗粒与基质孔隙表面碰撞的频率增大, 即悬浮颗粒的流出速率与渗透水流速度相比相对减小, 表现为较大的渗透速度下悬浮颗粒的浓度峰值所对应的孔隙体积数反而增大。

由表 5 还可见, 在注入浓度相同 (0.2 mg/mL)、粒径大小相同的情况下, 随渗透速度的增大, 悬浮颗粒的浓度峰值也随之增大, 但当渗透速度增大到一定值时, 渗透速度对于颗粒迁移的作用趋于平缓。例如, 在颗粒粒径 $D_{50}=10 \mu\text{m}$ 的条件下, 相对于渗透速度为 0.087 cm/s 时的峰值, 渗透速度为 0.087, 0.173, 0.260 cm/s 时的浓度峰值分别为 1, 1.58, 1.90。

表 5 渗透速度对不同颗粒粒径穿透峰值的影响

Table 5 Peak and relative values for various flow velocities

渗透速度 /(cm·s ⁻¹)	峰值 C , 相对 量 C_R	粒径大小 $D_{50}/\mu\text{m}$					
		10	15	20	25	33	47
0.087	C C_R	0.015 1	0.013 1	0.012 1	0.011 1	0.008 1	0.005 1
0.173	C C_R	0.024 1.58	0.022 1.62	0.018 1.51	0.015 1.28	0.013 1.48	0.011 2.05
0.260	C C_R	0.029 1.90	0.024 1.82	0.021 1.74	0.017 1.46	0.015 1.82	0.014 2.75

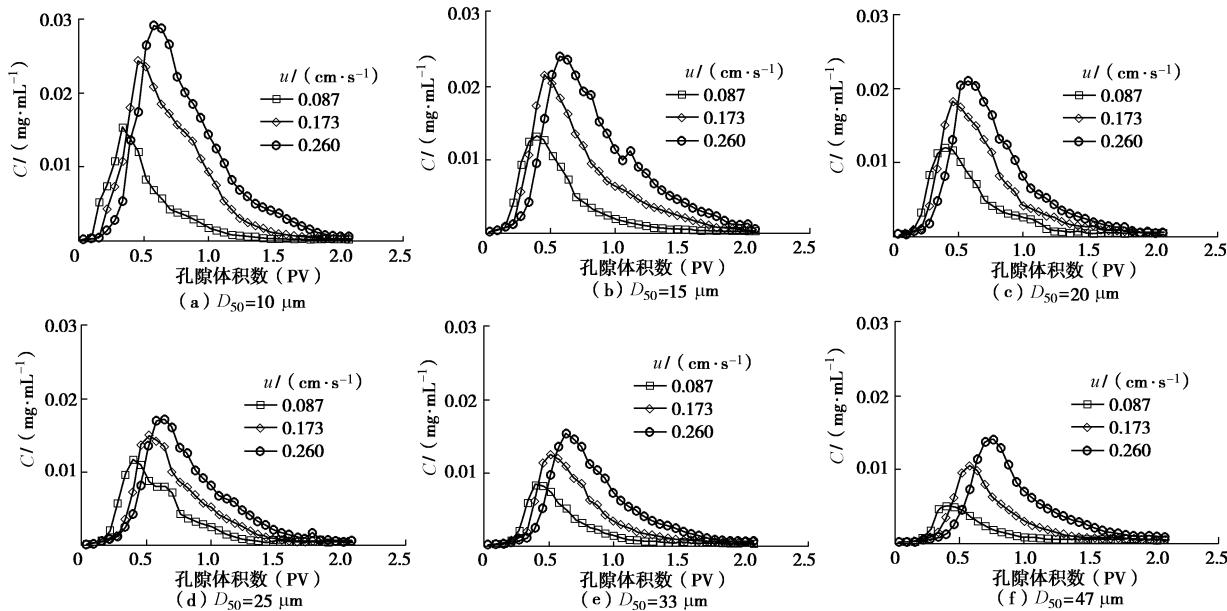


图 6 渗透速度对悬浮颗粒穿透曲线的影响

Fig. 6 Penetration curves for various flow velocities

图 7 为 3 种不同注入浓度 ($0.2, 0.5, 0.8 \text{ mg/mL}$) 在 3 种不同渗透速度 ($0.087, 0.173, 0.260 \text{ cm/s}$) 下的悬浮颗粒 (粒径 $D_{50}=10 \mu\text{m}$) 穿透过程。可以看出, 随渗透速度的增大, 悬浮颗粒的浓度峰值也随之增大。但当渗透速度增加到一定值后, 其增加程度开始减小。例如, 当颗粒注入浓度为 0.2 mg/mL 时, 渗透速度为 $0.087, 0.173, 0.260 \text{ cm/s}$ 时的浓度峰值分别为 $0.015, 0.024, 0.029$, 增大量分别为 0.009 和 0.005 。

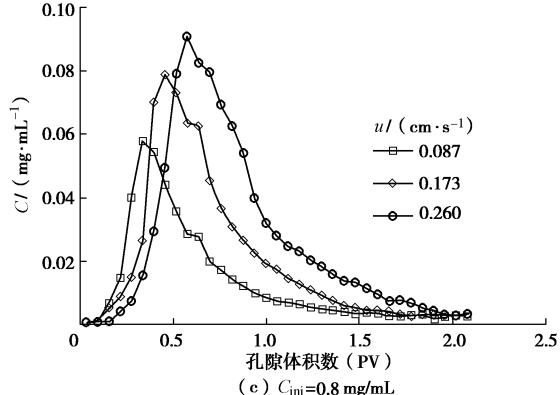
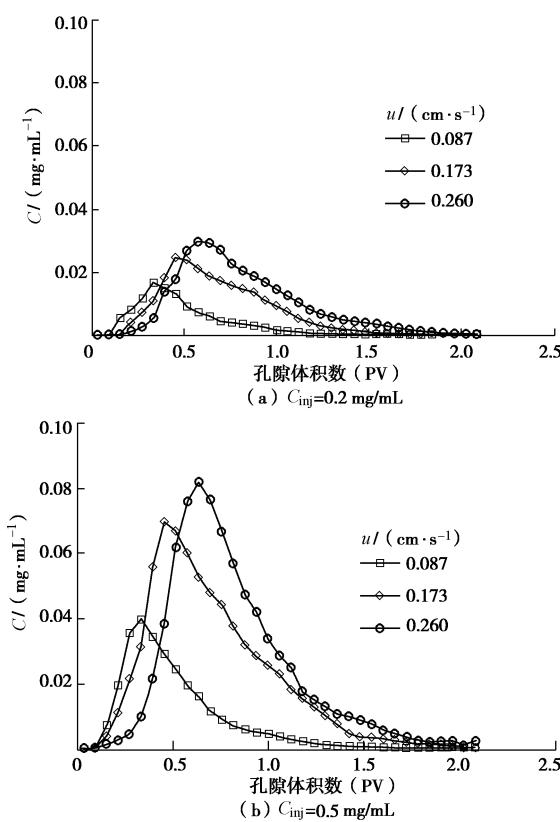


图 7 3 种浓度下渗透速度对悬浮颗粒穿透曲线的影响

Fig. 7 Penetration curves for various flow velocities under 3 injected concentrations

5 渗透方向对悬浮颗粒迁移的影响

图 8 为针对颗粒粒径 $D_{50}=10 \mu\text{m}$ 的硅粉和 3 种不同的渗透速度下 ($0.260, 0.173, 0.087 \text{ cm/s}$) 进行的 3 种不同渗透方向的渗流穿透曲线。可以看出, 随渗透方向自上向下、水平、自下向上的变化, 浓度峰值下降, 而浓度峰值出现的时刻也明显滞后。例如, 当渗透速度为 0.173 cm/s 时 (图 8 (b)), 它们的浓度峰值分别为 $0.024, 0.016, 0.014 \text{ mg/mL}$, 所对应的孔隙体积数分别为 $0.45, 0.87, 1.11$ 。然而, 对于同一渗透方向, 随渗透速度的增大, 浓度峰值增大, 但浓度峰值所对应的孔隙体积变化不大。

当渗透方向自上向下时, 重力与渗透方向 (即水动力学作用方向) 相同, 而当渗透方向为水平或者自下向上时, 重力与渗透方向不同方向或者处于反方向。显然, 当重力方向与水动力学作用方向相同时 (即渗

透方向自上向下), 重力的作用强化了渗透水流的水动力学过程, 因此悬浮颗粒的沉积作用减弱, 流出水流的悬浮颗粒穿透曲线及所对应的孔隙体积数就会减小。当渗透速度较小时(例如, 0.087 cm/s , 见图 8(a)), 水动力学作用较弱, 此时重力在颗粒迁移过程中所起作用的比重较大, 更容易沉积, 因此渗透方向的改变对浓度峰值的影响就大。而当渗透速度较大时, 水动力学作用比较大, 此时重力的作用所占比重较小, 此时渗透方向的改变对颗粒的浓度峰值影响就小(例如, 0.260 cm/s , 见图 8(c))。

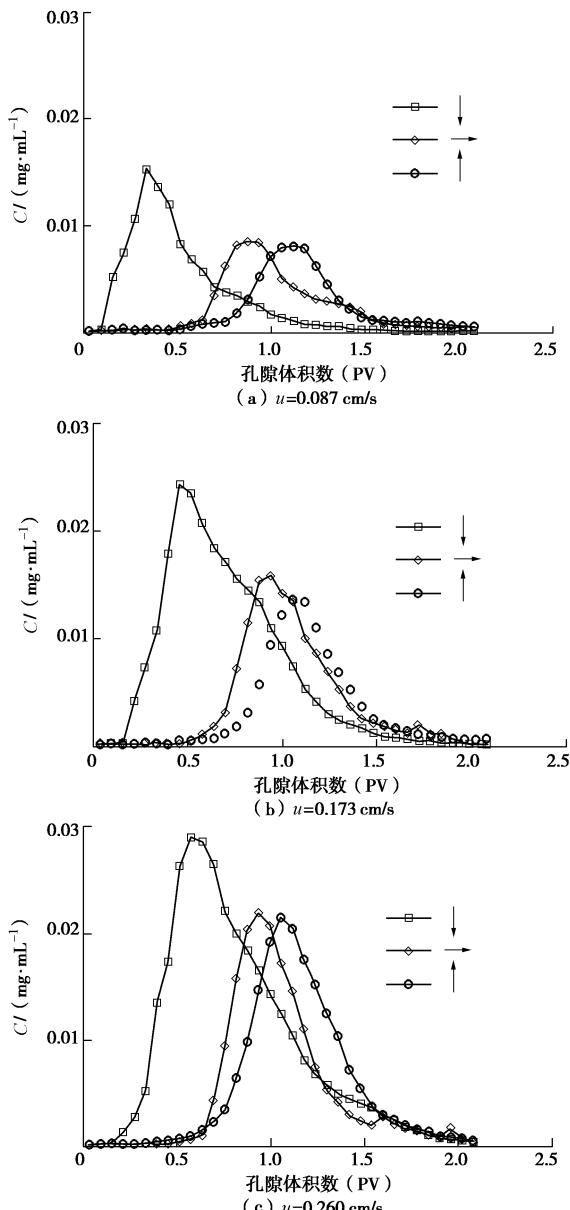


图 8 不同渗透方向的穿透曲线

Fig. 8 Penetration curves for various flow directions

6 结 论

(1) 颗粒粒径越大, 在多孔介质中大于其粒径的孔隙数量越少, 颗粒被孔隙喉道捕获的概率就越大, 所以其浓度峰值就小。当渗透速度增大时, 同一粒径

下作用在颗粒上的水动力效应相应增大, 颗粒的沉积作用减小, 而出流液中的浓度峰值则随粒径的增大逐渐趋于稳定。

(2) 随悬浮颗粒浓度的增大, 颗粒的浓度峰值随之增大, 浓度峰值所对应的孔隙体积数变化不大。但当颗粒浓度达到某一值, 颗粒浓度的继续增加对颗粒迁移的影响程度会减小。此外, 存在一个悬浮颗粒注入浓度临界值, 当注入颗粒浓度小于该值时, 出流液的相对浓度随颗粒浓度的增大而增大; 当注入颗粒浓度大于该值时, 出流液中的相对浓度反而随颗粒浓度的增大而减小。

(3) 随渗透速度的不断增大, 水动力学过程对悬浮颗粒迁移的影响所占比重越来越大, 而颗粒粒径的影响相对减弱。亦即, 随着渗透速度的增大, 悬浮颗粒的浓度峰值也随之增大。

(4) 当重力方向与水动力学作用方向相同时(即渗透方向自上向下), 重力的作用强化了渗透水流的水动力学过程, 因此悬浮颗粒的沉积作用减弱, 流出水流的悬浮颗粒穿透曲线及所对应的孔隙体积数就会提前, 而这一作用随渗透速度的增大而有所减弱。

参 考 文 献:

- [1] SEN T K, KHILAR K C. Review on subsurface colloid and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media[J]. Advances in Colloid and Interface Science, 2006, 119(2/3): 71 - 96.
- [2] TANG X Y, WEISBROD N. Colloid-facilitated transport of lead in natural discrete fractures[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(8/9): 2266 - 2274.
- [3] WALSHE G E, PANG L P, FLURY M, et al. Effects of PH, ionic strength, dissolved organic matter, and flow rate on the co-transport of MS2 bacteriophages with kaolinite in gravel aquifer media[J]. Water Research, 2010, 44(4): 1255 - 1269.
- [4] LI Z L, ZHOU L X. Cadmium transport mediated by soil colloid and dissolved organic matter: a field study[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, 22(1): 106 - 115.
- [5] NATARAJAN N, KUMAR G S. Spatial moment analysis of colloid facilitated radionuclide transport in a coupled fracture-matrix system[J]. International Journal of Energy and Environment, 2011, 2(3): 491 - 504.
- [6] SUN H, GAO B, TIAN Y, et al. Kaolinite and lead in saturated porous media: facilitated and impeded transport[J]. Journal of Environmental Engineering, 2010, 136(11): 1305 - 1308.
- [7] PULS R W, POWELL R M. Transport of inorganic colloids through natural aquifer material: implications for contaminant transport[J]. Environmental Science and Technology, 1992,

- 26(3): 614 - 621.
- [8] KERSTING A B, EFURD D W, FINNEGAN D L, et al. Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site[J]. *Nature*, 1999, 397: 56 - 59.
- [9] MISSANA T, ALONSO U, GARCIA-GUTIERREZ M, et al. Role of bentonite colloids on europium and plutonium migration in a granite fracture[J]. *Applied Geochemistry*, 2008, 23(6): 1484 - 1497.
- [10] KARATHANASIS A D. Subsurface migration of copper and zinc mediated by soil colloids[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1999, 63(4): 830 - 838.
- [11] GROLIMUND D, BORKOVEC M, BARMETTLER K, et al. Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: a laboratory column study[J]. *Environmental Science and Technology*, 1996, 30(10): 3118 - 3123.
- [12] SEN T K, DAS D, KHILAR K C, et al. Bacterial transport in porous media: new aspects of the mathematical model[J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2005, 260(1/2/3): 52 - 62.
- [13] TUFENKJI N. Modeling microbial transport in porous media: traditional approaches and recent developments[J]. *Advances in Water Resources*, 2007, 30(6/7): 1455 - 1469.
- [14] KIM H N, WALKER S L. Escherichia coli transport in porous media: influence of cell strain, solution chemistry, and temperature[J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2009, 71(1): 160 - 167.
- [15] SCHINNER T, LETZNER A, LIEDTKE S, et al. Transport of selected bacterial pathogens in agricultural soil and quartz sand[J]. *Water Research*, 2010, 44(4): 1182 - 1192.
- [16] MCCARTHY J F, MCKAY L D. Colloid transport in the subsurface: past, present, and future challenges[J]. *Vadose Zone Journal*, 2004, 3(2): 326 - 337.
- [17] PINHEIRO I G, SCHMITZ P, HOUI D. Particle capture in porous media when physico-chemical effects dominate[J]. *Chemical Engineering Science*, 1999, 54(17): 3801 - 3813.
- [18] AHFIR N D, WANG H Q, BENAMAR A, et al. Transport and deposition of suspended particles in saturated porous media: hydrodynamic effect[J]. *Hydrogeology Journal*, 2007, 15(4): 659 - 668.
- [19] ROY S B, DZOMBACK D A. Chemical factors influencing colloid-facilitated transport of contaminants in porous media[J]. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(3): 656 - 664.

第六届中国水利水电岩土力学与工程学术研讨会（1号征文通知）

主办单位：中国水利学会岩土力学专业委员会。

承办单位：四川大学；中国电建集团成都勘测设计研究院有限公司南京水利科学研究院武汉大学中国科学院武汉岩土力学研究所西南交通大学。

协办单位：《岩土工程学报》编辑部；《水利学报》编辑部；《岩土力学》编辑部；《四川大学学报》编辑部；《中国水利水电科学研究院学报》编辑部。

为了深刻认识和深入探讨当代水电工程建设中遇到的新的岩土力学与重大岩土工程技术问题，总结水利水电工程建设过程中的成功经验和失败教训，提高岩土力学与工程技术的科技创新水平，“第六届中国水利水电岩土力学与工程学术讨论会”将以水利水电工程建设为背景，以“西南水利水电开发中的岩土力学问题与灾害防治”为主题，对我国近年来水利水电岩土力学与工程领域的最新研究进展进行广泛的学术交流。第六届中国水利水电岩土力学与工程学术讨论会，定于2016年8月中下旬在四川成都市举行。

会议议题：①西南地区特殊土成因与工程性质；②水利水电工程安全与灾害防治；③深厚覆盖层筑坝技术；④库岸边坡工程安全及风险控制；⑤“三高（高烈度、高地应力、高渗压）”环境下的地下洞室安全；⑥水利水电工程建设与环境协调；⑦水利水电工程物理与数值模拟技术；⑧水利水电工程监测与测试；⑨水工新材料与新技术。

论文投稿：论文全文请于2016年2月28日前，电邮至会议秘书处邮箱cwrh_geo@scu.edu.cn，审查结果将于2016年4月10日通知。根据审查意见，作者修改后的论文终稿请于2016年4月30日前电邮至会议秘书处邮箱：cwrh_geo@scu.edu.cn。论文限6页以内，论文格式参考《岩土工程学报》。会议论文邮箱cwrh_geo@scu.edu.cn。

本次会议优秀论文将推荐在《岩土工程学报》、《水利学报》、《岩土力学》、《四川大学学报》和《中国水利水电科学研究院学报》等正刊或专刊上发表。热忱欢迎相关领域的研究、勘察、设计、施工的科技工作者及研究生踊跃投稿。论文请控制在6页以内。正式论文要求以电子邮件提交大会秘书组邮箱。来稿请注明作者详细通讯地址、E-mail及联系电话。

重要日期：2016年2月28日论文全文投稿截止，2016年4月10日论文录用通知截止，2016年4月30日论文终稿提交截止，2016年8月中下旬会议召开。

秘书处联系方式：地址四川省成都市一环路南一段24号，四川大学水利水电学院/水力学与山区河流开发保护国家重点实验室，邮编：610065，E-mail：cwrh_geo@scu.edu.cn。电话：028-85403351；陈群（13628018202）；张桂荣（13814068823）；刘恩龙（13688156601），传真：028-85405604。

（中国水利学会岩土力学专业委员会 供稿）