

DOI: 10.11779/CJGE202111007

可溶性有机质对土壤胶体可移动性影响试验研究

张文杰, 蒋峰永

(上海大学力学与工程科学学院, 上海 200444)

摘要: 土壤胶体广泛存在于地下环境中, 胶体可能加快也可能阻滞土中污染物迁移, 关键在于胶体的可移动性。以腐殖酸和牛血清白蛋白为典型可溶性有机质, 以膨润土胶体作为典型无机土壤胶体, 进行一系列胶体迁移试验, 研究了不同离子强度条件下不同可溶性有机质对土壤胶体可移动性的影响, 根据 DLVO 理论探讨土壤胶体迁移机理。试验结果表明, 膨润土胶体的可移动性随着离子强度的增大而减弱; 腐殖酸和牛血清白蛋白均有利于膨润土胶体的移动, 其中腐殖酸比牛血清白蛋白更能加快胶体移动; 离子强度相同时, 大孔隙度介质中膨润土胶体的可移动性高于小孔隙度介质。

关键词: 可溶性有机质; 土壤胶体; 可移动性; 离子强度

中图分类号: TU411

文献标识码: A

文章编号: 1000-4548(2021)11-2013-07

作者简介: 张文杰(1978—), 男, 博士, 教授, 主要从事环境岩土工程方面的研究工作。E-mail: zhwjlyl@163.com。

Experimental study on effect of dissolved organic matter on mobility of soil colloids

ZHANG Wen-jie, JIANG Feng-yong

(School of Mechanics and Engineering Science, Shanghai University, Shanghai 200444, China)

Abstract: Soil colloids are widely distributed in underground environment. They can facilitate or retard the migration of pollutants in soils, depending on the mobility of the colloids. By choosing the humic acid and bovine serum albumin as the typical dissolved organic matters and the bentonite colloid as the typical soil inorganic colloid, a series of colloid migration tests are carried out to investigate the effect of different dissolved organic matters on the mobility of the soil colloids under different ionic strengths. The mobility mechanism of the colloids is explored according to the DLVO theory. The results show that the mobility of the bentonite colloids decreases with the increasing ionic strength. Both the humic acid and the bovine serum albumin can facilitate the mobility of the bentonite colloid, among which the enhancement by the humic acid is more obvious than that of the bovine serum albumin. Under the same ionic strength, the mobility of the bentonite colloid in column with larger pore volume is higher than that with smaller pore volume.

Key words: dissolved organic matter; soil colloid; mobility; ionic strength

0 引言

土壤和地下水污染受到越来越多的关注。早期的研究认为只有流动的液相和气相能加快污染物迁移, 如今人们已经认识到, 在一定环境化学条件下, 部分固相土颗粒也具有移动性, 并可加快污染物迁移^[1-3], 通常情况下, 粒径小于 1 μm 的土粒便具有胶体性质^[4], 被视为土壤胶体, 主要包括矿物碎片、铁和铝的氧化物、微生物、腐殖质等^[5]。土壤胶体因巨大的比表面积和特殊的双电层结构, 具有很强的吸附各类污染物的能力, 可移动的土壤胶体是土中最活跃的成分之一, Kanti 等^[6]总结了该领域研究成果后指出, 胶体可以加快土中污染物的迁移, 也可以因孔喉堵塞效应而阻滞污染物迁移, 取决于各种条件下胶体的可移动性。因

此, 土壤胶体可移动性的研究对于污染物迁移及环境污染管控具有重要意义。

胶体的可移动性受多种因素影响, 可视作胶体性质(粒径、浓度)、介质物理性质(粒径、表面性质、孔隙度、渗流速度)以及溶液化学性质(pH、离子强度)的函数。Zhang 等^[7]、张凡等^[8]学者研究发现胶体可移动性随着粒径的增大而减弱。Bradford 等^[9]通过室内试验并结合 DLVO 理论计算, 发现胶体的可移动性随着浓度的增大而增强。Rod 等^[10]通过一系列柱试验, 研究了介质粒径及其表面性质对胶体可移动性的影响, 但并未考虑介质孔隙度的影响。Mao 等^[11]通过

基金项目: 国家自然科学基金项目(41772300)

收稿日期: 2021-02-26

设计不同填料结构的柱试验,发现渗流速度对胶体在多孔介质中的移动具有重要控制作用,并且渗流速度越大,介质孔隙结构作用越明显,胶粒的回收率越大^[12]。溶液化学性质也是影响胶体可移动性的重要因素。Grolimund等^[13]发现高pH和低离子浓度环境下,胶体在地下环境中的可移动性将显著提高。土壤胶体可移动性还会受到温度的影响^[14]。薛传成等^[15]研究了温度对多孔介质中粒径大于1 μm的悬浮颗粒渗透迁移的影响。

可溶性有机质是指能通过0.45 μm滤膜的有机物质,对地下环境中土壤胶体的稳定、聚沉和运移起关键作用,地下水中的可溶性有机质主要包括类腐殖质和类蛋白质,由动植物生长代谢和微生物形成^[16]。腐殖酸(HA)是地下水中常见的可溶性有机质,具有较大的比表面积,几乎存在于所有的土壤生态系统中;牛血清白蛋白(BSA)是血清和生物培养基中含量最丰富的蛋白之一,在城市污水和污水处理厂的排放物中普遍存在。室内试验中,常选用HA和BSA作为代表性的可溶性有机质,如唐章等^[17]通过室内试验研究了HA对黏土胶粒在饱和多孔介质中迁移的影响,Yan等^[18]研究发现BSA能够减少高岭土胶体聚集沉积,增强其稳定性。

综上,学者们对胶体可移动性进行了广泛研究,但对土壤中存在的大量可溶性有机质影响胶体可移动性的研究尚不全面,目前也还没有综合考虑离子强度、可溶性有机质种类和介质孔隙度对土壤胶体可移动性影响的系统研究。本文选用HA和BSA为典型可溶性有机质,使用虹吸法提取膨润土中的土壤无机胶体,分别构筑细粒、粗粒玻璃珠柱,进行一系列土壤胶体迁移试验,研究不同离子强度条件下HA和BSA对土壤胶体迁移的影响规律。

1 试验装置与方案

1.1 试验材料

(1) 玻璃珠柱

本文土壤胶体迁移试验使用玻璃珠柱(土壤中大多数的沉积物都是由硅酸盐矿物组成,和玻璃珠化学成分相似),玻璃珠相对质量密度2.50 g/cm³,主要化学成分为SiO₂(占约78%)。为了考虑孔隙组成的影响,分别使用0.4~0.6 mm玻璃珠构筑细粒玻璃珠柱,1.5~2.0 mm构筑粗粒玻璃珠柱。将玻璃珠浸泡在浓盐酸溶液中24 h去除表面金属氧化物,再用去离子水冲洗直至溶液电导率小于2 μS/cm。随后在105℃条件下干燥8 h,置于600℃马弗炉中烘烤4 h以去除玻璃珠表面有机化合物^[19-20]。清洗玻璃珠后储存于聚四氟

乙烯塑料瓶中备用。

(2) 无机土壤胶体

使用膨润土制备无机土壤胶体,膨润土的主要物理参数如表1所示。膨润土的主要矿物成分主为蒙脱石,占总质量的75.4%。以斯托克斯定律为基础,采用传统的虹吸法(GB7872—87)提取胶体。将提取的小于1 μm的胶体悬浊液加入到2 L容量瓶中用去离子水定容保存,并配置50 mg/L的胶体悬浊液作为后续试验的母液。

表1 膨润土的主要物理参数

蒙脱石含量 /%	天然含水率 /%	液限 /%	塑限 /%	相对质量密度
75.4	9.6	163	32	2.76

(3) 可溶性有机质

将1 g腐殖酸粉末加入到0.1 L去离子水中充分搅拌,过0.45 μm滤膜后,将滤余物烘干称重,根据差减法计算去离子水中的HA质量,并配置成1 g/L溶液作为母液以备用;将0.1 g BSA粉末加入到0.1 L去离子水中充分搅拌至BSA完全溶解,配制成1 g/L的BSA母液,储存于4℃恒温冰箱中以备用。

1.2 试验装置

试验装置主要由模型筒和入流控制装置组成,如图1所示。模型筒内径6 cm,高度16 cm,玻璃珠填充过程采用湿灌法,将玻璃珠分层(每2 cm为一层)填充进模型筒并用玻璃棒压实均匀。在模型筒底部和顶部各铺设一层200目尼龙网,以防止入流、出流溶液对玻璃珠的扰动。入流装置中用磁力搅拌器持续搅拌溶液,防止胶体聚沉,用TSD01—01双向推拉注射泵和DF系列电磁阀精确控制溶液的连续匀速注入(可控制流量0.185~83.318 mL/min,误差小于0.35%),试验设定注入流速均为16 mL/min,计算得到细粒柱和粗粒柱中孔隙水实际平均流速分别为 4.26×10^{-2} , 2.84×10^{-2} cm/s,采用自下而上方式供水,以便排出气泡。用接样瓶收集模型桶上部出流溶液。

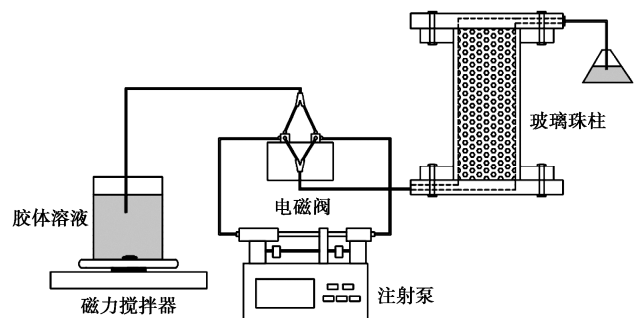


图1 土壤胶体迁移试验装置示意图

Fig. 1 Set-up of migration tests on soil colloids

1.3 试验过程

每组试验开始前, 采用排水法测定玻璃珠柱孔隙度并计算柱的总孔隙体积(PV), 细粒柱中 1PV 为 100 mL, 粗粒柱中 1PV 为 150 mL。随后用 5PV 的背景溶液(NaCl 溶液)冲洗玻璃珠柱, 以达到稳流及理化平衡状态。将胶体溶液与 HA 悬浊液或 BSA 溶液混合, 使混合后溶液中胶体初始浓度 C_0 为 50 mg/L, HA 及 BSA 浓度均为 10 mg/L, 待 3PV 混合溶液注入后, 再用 7PV 背景溶液洗脱滞留玻璃珠柱中胶体。试验过程中, 每收集 0.5PV 出流溶液测一次胶体浓度(紫外分光光度计), 且每组试验对应的胶粒直径与 Zeta 电位均由纳米粒度与 Zeta 电位测试仪(Nano ZS90)通过动态光散射技术测得。待上述 10PV 溶液注入完成后, 拆解装置, 分层取出玻璃珠置于锥形瓶中, 并于离心机中在 120 rpm 下离心 4 h 后测玻璃珠中胶体滞留量。各组试验均在 25℃ 常温条件下进行, 所用时间约为 6 h。

1.4 试验方案

为了研究离子强度(本文离子强度均指 Na^+ 强度, 等于 Na^+ 的摩尔浓度)对胶体可移动性的影响, 试验中使用摩尔浓度 1, 5, 10, 50, 100 mmol/L 的 NaCl 溶液; 选取 HA 和 BSA 为典型可溶性有机质; 分别使用细粒玻璃珠柱和粗粒玻璃珠柱进行试验。考虑以上 3 类影响因素共设计 20 组试验, 试验方案及参数列入表 2。用 DLVO 理论分析试验结果, 探讨土壤胶体迁移滞留机理。

2 理 论

基于扩散双电子层理论独立提出的 DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) 理论是解释溶液中带电胶体颗粒稳定性比较完善的理论, 本文用这一理论来研究多孔介质中胶体的聚沉机理。该理论认为, 胶粒间存在的斥力势能(静电斥力)和引力势能(范德华引力)的相对大小决定了胶体的总势能, 亦决定了胶体的稳定性。斥力势能、引力势能及总势能大小随胶粒间距离的改变而改变。其中, 范德华引力势能 ΔG^{LW} 可用下式表示^[21-23]:

$$\Delta G^{\text{LW}} = -\frac{A}{6} \left[\frac{r}{h} + \frac{r}{h+2r} + \ln \left(\frac{r}{h+2r} \right) \right] \quad (1)$$

式中 A 为 Hamaker 常数, 取 7.8×10^{-20} J; r 为胶粒直径(视为球形, m); h 为胶粒间距离(m)。

双电层斥力势能(ΔG^{EDL})表示为^[21-23]

$$\Delta G^{\text{EDL}} = 64\pi r \epsilon \epsilon_0 \left[\frac{kT}{ze} \right]^2 \tanh \left[\frac{ze\psi_1}{4kT} \right] \tanh \left[\frac{ze\psi_2}{4kT} \right] e^{-\kappa h} \quad (2)$$

其中, ϵ 为介电常数, 水中介电常数值可取 $78.4 \text{ C}^2/(\text{N}^{-1} \cdot \text{m}^2)$, ϵ_0 为真空绝对介电常数, 其值为 $8.854 \times 10^{-12} \text{ C}^2/(\text{N}^{-1} \cdot \text{m}^2)$, k 为玻尔兹曼常数, 其值为 $1.381 \times 10^{-23} \text{ C}^2/(\text{J} \cdot \text{K}^{-1})$, T 为绝对温度(K), z 为电解质阳离子的价态; e 为电子电荷量, 取 $1.602 \times 10^{-19} \text{ C}$, ψ_1, ψ_2 分别为胶粒与玻璃珠介质的表面电势(在低浓度体系中通常用 Zeta 电位代替, V), κ 为德拜长度的倒数, 取 $4.136 \times 10^6 \text{ (m}^{-1})$ 。

表 2 土壤胶体迁移试验方案及相关参数

Table 2 Parameters of migration tests on soil colloids

离子强度 (mmol·L ⁻¹)	可溶性 有机质	玻璃珠柱 类型	Zeta 电位 /mV 胶粒	Zeta 电位 /mV 玻璃珠	胶粒直径 /nm	孔隙 度	出流量 /%	滞留量 /%	回收率 /%
1	无	细粒	-33.2±0.68	-31.69±1.13	669.7±40.7	0.22	67.3	32.6	99.9
1	HA	细粒	-45.84±0.17	-50.37±0.51	494.8±32	0.21	99.2	0.2	99.4
1	BSA	细粒	-40.4±0.32	-41.65±0.92	574.4±31.5	0.21	79.9	19.7	99.6
1	无	粗粒	—	—	—	0.34	94.5	5.1	99.6
5	无	细粒	-31.13±0.18	-30.18±0.33	705.4±42.1	0.21	54.8	44.7	99.5
5	HA	细粒	-40.69±0.21	-48.32±0.29	594.7±38.5	0.20	80.8	18.9	99.7
5	BSA	细粒	-39.37±0.99	-45.33±0.43	593.3±34.2	0.23	64.3	35.1	99.4
5	无	粗粒	—	—	—	0.33	73.8	26.0	99.8
10	无	细粒	-30.43±0.41	-28.78±0.34	737.5±52	0.24	39.3	60.1	99.4
10	HA	细粒	-39.93±0.03	-46.99±0.72	594.7±29.3	0.22	67.4	32.3	99.7
10	BSA	细粒	-35.57±1.03	-39.19±0.77	649.2±37.2	0.22	43.2	55.8	99.0
10	无	粗粒	—	—	—	0.35	47.0	51.3	98.3
50	无	细粒	-20.64±0.54	-22.07±0.39	868.9±63	0.21	26.2	73.5	99.7
50	HA	细粒	-34.87±0.76	-40.01±0.62	728.5±60.8	0.21	51.7	46.2	97.9
50	BSA	细粒	-28.49±0.11	-37.42±0.52	786±64.5	0.22	29.9	69.4	99.3
50	无	粗粒	—	—	—	0.32	34.9	64.4	99.3
100	无	细粒	-16.31±0.66	-18.19±0.78	1106.67±66.3	0.22	18.8	80.6	99.4
100	HA	细粒	-31.77±0.63	-31.87±0.43	806.66±52	0.20	37.2	61.9	99.1
100	BSA	细粒	-26.65±0.89	-28.98±0.25	950.2±55	0.21	23.2	76.7	99.9
100	无	粗粒	—	—	—	0.35	27.5	72.0	99.5

注: “—” 表示未检验。

总势能 ΔG 可表示为

$$\Delta G = \Delta G^{LW} + \Delta G^{EDL} \quad (3)$$

胶体颗粒与玻璃珠介质间总势能可由式(1)~(3)确定,并用 kT 进行标准化处理(即将计算得到的总势能除以 kT),从而可求得 DLVO 势能曲线。

DLVO 势能曲线横坐标表示胶粒间距离,纵坐标表示胶粒间相互作用能(即总势能)。若纵坐标为负值,表示胶粒间引力势能占主导,胶粒间引力大于斥力,易聚沉,不稳定且移动性弱;反之,纵坐标为正值,胶粒间斥力势能占主导,胶粒间斥力大于引力,且峰值越高,则胶粒聚沉所需跨过的能量壁垒越高,越不易聚沉,稳定性好且移动性强。

不同试验条件下的 DLVO 势能曲线根据实测的胶粒及玻璃珠 Zeta 电位、胶粒直径(表 1),按上述公式编制简单 MATLAB 程序计算得出。

3 结果与分析

3.1 DLVO 势能曲线

细粒玻璃珠柱中,不同可溶性有机质种类的胶体 DLVO 势能曲线如图 2 所示。各组试验的曲线总体趋势一致,当胶粒间距离趋于无穷小时,胶粒间相互作用能由引力主导且趋于负无穷,随着胶粒间距离的增加,相互作用能迅速增大,在约 15 nm 时达到峰值,此时的胶粒间相互作用能以斥力为主导。峰值过后,相互作用能随着胶粒间距离的增大而逐渐减小,最终趋近于 0。

由图 2(a)可见,在无可溶性有机质时,1 mmol/L 离子强度下势能曲线峰值壁垒最高,为 1192 kT,100 mmol/L 离子强度下胶粒相互作用能峰值壁垒最低,为 496 kT。势能曲线峰值壁垒随着离子强度的增大而降低。图 2(b),(c)中存在可溶性有机质作用时规律相同。说明胶体的可移动性随着离子强度的增大而减弱。

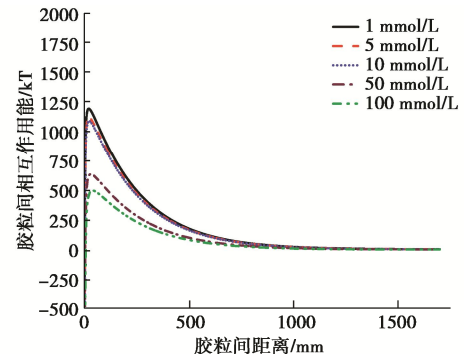
对比图 2(a)~(c)可见,同一离子强度下,势能曲线相互作用能峰值大小次序为 HA 作用下>BSA 作用下>无可溶性有机质时,如 1 mmol/L 离子强度下,HA 曲线峰值壁垒为 1930 kT,BSA 的为 1760 kT,而无可溶性有机质时为 1180 kT。说明有可溶性有机质作用下胶体更不易聚沉,移动性增强,其中 HA 对应峰值高于 BSA,说明 HA 比 BSA 更有利于土壤胶体移动。

3.2 不同条件下土壤胶体的穿透曲线及其可移动性

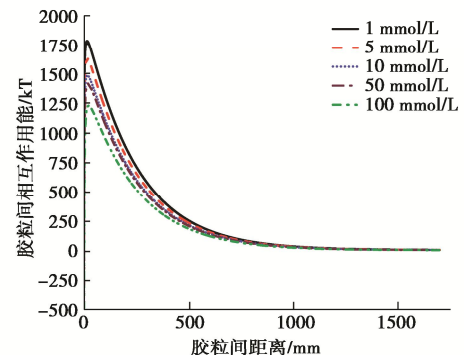
(1) 不同离子强度下土壤胶体的穿透曲线

无可溶性有机质存在的细粒玻璃珠柱中,不同离子强度条件下的穿透曲线如图 3 所示,图中横标为出流的孔隙体积(PV)数,纵坐标为胶体出流浓度与初

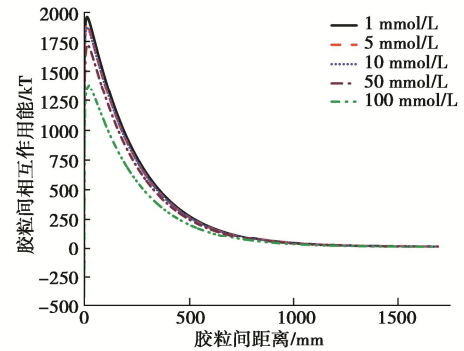
始浓度(50 mg/L)之比。在起初的 1 PV 内,胶体的出流浓度很小,接近于 0;随后迅速增加,2 PV 时趋于稳定,并在随后的 3 PV 中达到出流浓度峰值;在第 5 PV 胶体的出流浓度迅速降低,至第 10 PV 最终趋近于 0。



(a) 仅胶体



(b) 胶体+BSA



(c) 胶体+HA

图 2 不同可溶性有机质种类的胶体 DLVO 势能曲线

Fig. 2 DLVO potential energy curves of colloids corresponding to different kinds of dissolved organic matters

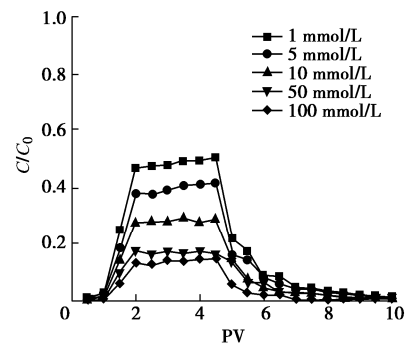


图 3 不同离子强度下的穿透曲线

Fig. 3 Breakthrough curves under different ionic strengths

图 3 中胶体出流的浓度峰值随离子强度的增大而降低, 计算得到 1, 5, 10, 50, 100 mmol/L 离子强度下, 出流 10 PV 时胶体累计出流量分别为 67.3%, 54.8%, 39.3%, 26.2%, 18.8% (表 1), 胶体出流量随离子强度升高而明显降低。由此可知, 离子强度对土壤胶体的移动及滞留有显著影响, 离子强度升高将降低胶体移动性。这可由表 1 中实测的胶粒及玻璃珠的 Zeta 电位来解释, 当离子强度增大时, 胶粒及玻璃珠的 Zeta 电位的绝对值减小, 即胶粒间的负电性降低, 因而胶体与玻璃珠间的斥力减弱, 胶体的移动性降低, 滞留量增加。当溶液的离子强度很高时, 胶粒的扩散双电层将因被压缩而变薄, 胶粒间的斥力势能降低, 使得胶体更易聚沉, 移动性降低, 出流曲线的分析结果与前述 DLVO 分析结果一致。

(2) 粗粒玻璃珠柱的穿透曲线

无可溶性有机质存在的粗粒玻璃珠柱中的穿透曲线如图 4 所示, 1, 5, 10, 50, 100 mmol/L 离子强度下, 出流浓度峰值分别为 0.71, 0.56, 0.35, 0.27, 0.21, 胶体累计出流量分别为 94.5%, 73.8%, 47.0%, 34.9%, 27.5% (表 1), 对比图 3 曲线和表 1 中胶体出流量数据可知, 同一离子强度下, 土壤胶体在粗粒玻璃珠柱中出流浓度峰值和出流量均明显高于细粒玻璃珠。一方面是因为细粒柱相较于粗粒柱玻璃珠间的空隙更小, 因尺寸效应更易导致胶体截留; 另一方面吸附应变 (即介质吸附胶体致使胶体形态发生变化) 是导致多孔介质中胶体滞留的一个重要机制, 细粒玻璃珠比表面更大, 存在更多接触点位, 导致胶体与玻璃珠间吸附应变增大, 从而增加了胶体的滞留量, 降低了胶体的移动性。

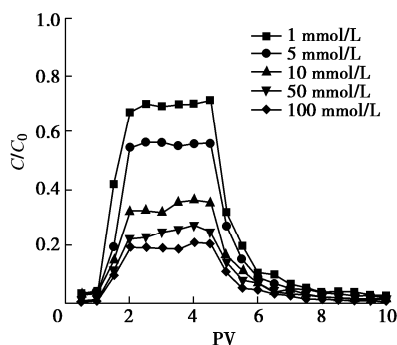


图 4 粗粒玻璃珠柱中, 不同离子强度下的穿透曲线

Fig. 4 Breakthrough curves under different ionic strengths in thick glass beads

(3) 不同可溶性有机质种类的穿透曲线

细粒玻璃珠柱中 HA 和 BSA 作用下胶体的穿透曲线如图 5 所示, HA 作用下 1, 5, 10, 50, 100 mmol/L

离子强度对应的出流浓度峰值分别为 0.73, 0.61, 0.53, 0.41, 0.28, 均高于 BSA 作用下的出流峰值 (分别为 0.59, 0.49, 0.31, 0.21, 0.17)。HA 作用下, 对应离子强度从 1 mmol/L 增加到 100 mmol/L, 累计出流量从 99.2% 降低至 37.2% (表 1), 而 BSA 作用下的累计出流量从 79.9% 降低至 23.2%, 累计出流量均随离子强度的增加而减少, 与无可溶性有机质作用时的规律相同, 并且 HA 作用下各离子强度对应的胶体累计出流量均高于 BSA。说明 HA 比 BSA 更能减少胶体在玻璃珠柱中的滞留量, 从而更有利于土壤胶体的移动, 穿透曲线的分析结果与 DLVO 理论分析结果一致。

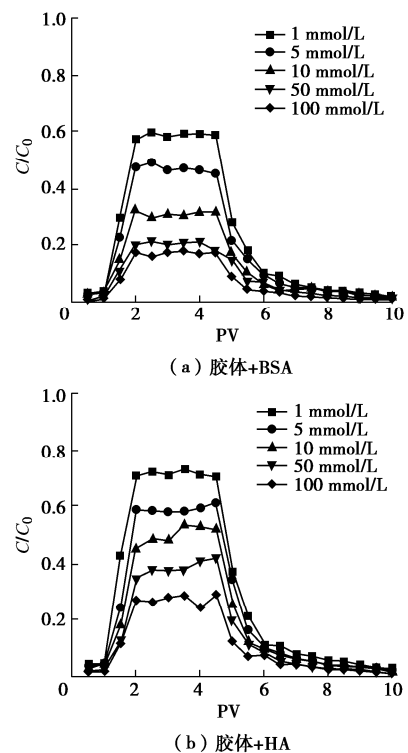


图 5 不同可溶性有机质种类的穿透曲线

Fig. 5 Breakthrough curves corresponding to different kinds of dissolved organic matters

可溶性有机质的影响可由测得的 Zeta 电位和胶粒粒径解释。从图 6 (a) 的 Zeta 电位测试结果可以看出, 添加 HA 时, Zeta 电位显著减小, 如离子强度为 1 mmol/L 时, HA 的作用使胶粒电位从 -33.2 mV 下降至 -45.84 mV (负电性增强), 使得胶粒间静电斥力增强, 变得更不易聚沉; 从图 6 (b) 胶粒粒径变化可以看出, HA 的作用使胶粒直径从 669 nm 减小至 494 nm, 因为胶粒直径越大越易聚沉^[15], 所以 HA 作用下胶体移动性增强。从图 6 中还可以看出, 与添加 HA 相比, 添加 BSA 虽然可以使溶液中胶体粒径与 Zeta 电位降低, 但降低程度小于 HA, 因此 HA 更有利于胶体迁移。

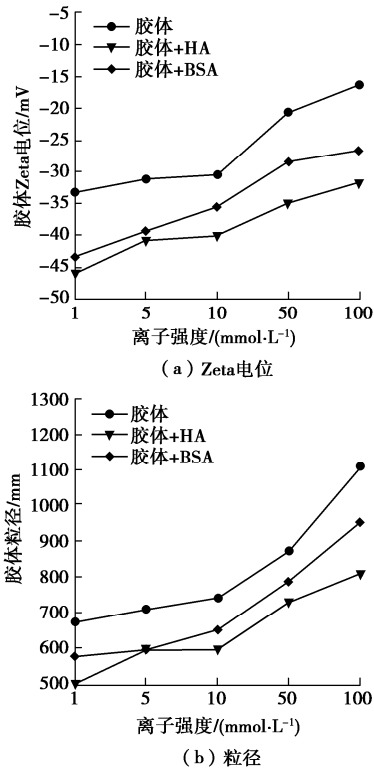


图6 可溶性有机质种类对胶体 Zeta 电位和粒径的影响

Fig. 6 Effects of dissolved organic matter species on colloidal Zeta potential and particle size

4 结 论

本文通过一系列胶体迁移试验,研究了离子强度、可溶性有机质种类和介质孔隙度对土壤胶体可移动性的影响,得出3点结论。

(1) 离子强度增加, DLVO 势能曲线的峰值壁垒降低, 土壤胶体的穿透曲线胶体的浓度峰值降低, 胶体累计出流量减少, 均说明胶体可移动性减弱。

(2) DLVO 势能曲线的峰值壁垒为 HA>BSA>无可溶性有机质, 穿透曲线上胶体浓度峰值和胶体累计出流量也为 HA>BSA>无可溶性有机质, 说明腐殖酸和牛血清白蛋白均有利于膨润土胶体移动, 其中腐殖酸比牛血清白蛋白更能加快胶体移动。

(3) 离子强度相同时, 土壤胶体在粗粒玻璃珠柱中出流浓度峰值和累计出流量明显高于细粒玻璃珠中, 大孔隙度介质中膨润土胶体的可移动性高于小孔隙度介质。

参考文献:

[1] 张文杰, 李俊涛. 优先流作用下的胶体-重金属共迁移试验研究[J]. 岩土工程学报, 2020, 42(1): 46 - 52. (ZHANG Wen-jie, LI Jun-tao. Investigation of co-migration of heavy metal with colloid under preferential flow[J]. Chinese Journal

of Geotechnical Engineering, 2020, 42(1): 46 - 52. (in Chinese))

- [2] ZHANG W, MORALES V L, CAKMAK M E, et al. Colloid transport and retention in unsaturated porous media: effect of colloid input concentration[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(13): 4965 - 4972.
- [3] ARAMRAK S, FLURY M, HARSH J B, et al. Colloid mobilization and transport during capillary fringe fluctuations[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(13): 7272 - 7279.
- [4] 蔡叶青, 陈永贵, 叶为民, 等. 处置库近场膨润土胶体产生及稳定性研究进展[J]. 岩土工程学报, 2020, 42(11): 1996 - 2005. (CAI Ye-qing, CHEN Yong-gui, YE Wei-min, et al. Advances in formation of bentonite colloid and its stability in near-field of high-level radioactive waste repository[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2020, 42(11): 1996 - 2005. (in Chinese))
- [5] MURALI R, MURTHY C N, CHAMYAL L S. Characterization of colloids in the late Quaternary sediment sequences of Mahi River basin, Gujarat, India[J]. Current Science, 2012, 103(10): 1209 - 1215.
- [6] KANTI SEN T, 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] ZHANG H J, LU T T, ZHANG R Y, et al. Effects of clay colloids on ciprofloxacin transport in saturated quartz sand porous media under different solution chemistry conditions[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 199: 110754.
- [8] 张凡, 张永祥, 王祎啸. 基于 DLVO 理论探究不同因素下土壤胶体迁移堵塞问题[J]. 山东化工, 2019, 48(13): 227 - 231, 233. (ZHANG Fan, ZHANG Yong-xiang, WANG Yi-xiao. Study on migration and blockage of soil colloids under different factors based on DLVO theory[J]. Shandong Chemical Industry, 2019, 48(13): 227 - 231, 233. (in Chinese))
- [9] BRADFORD S A, KIM H N, HAZNEDAROGLU B Z, et al. Coupled factors influencing concentration-dependent colloid transport and retention in saturated porous media[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(18): 6996 - 7002.
- [10] ROD K, UM W, CHUN J, et al. Effect of chemical and physical heterogeneities on colloid-facilitated cesium transport[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2018, 213:

- 22 - 27.
- [11] MAO M, ZHENG X L, CHEN C, et al. Coupled effect of flow velocity and structural heterogeneity on transport and release of kaolinite colloids in saturated porous media[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, **27**(28): 35065 - 35077.
- [12] 张鹏远, 白 冰, 蒋思晨. 孔隙结构和水动力对饱和多孔介质中颗粒迁移和沉积特性的耦合影响[J]. *岩土力学*, 2016, **37**(5): 1307 - 1316. (ZHANG Peng-yuan, BAI Bing, JIANG Si-chen. Coupled effects of hydrodynamic forces and pore structure on suspended particle transport and deposition in a saturated porous medium[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2016, **37**(5): 1307 - 1316. (in Chinese))
- [13] GROLIMUND D, BORKOVEC M. Long-term release kinetics of colloidal particles from natural porous media[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, **33**(22): 4054 - 4060.
- [14] PERDRIAL N, PERDRIAL J N, DELPHIN J E, et al. Temporal and spatial monitoring of mobile nanoparticles in a vineyard soil: evidence of nanoaggregate formation[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, **61**(4): 456 - 468.
- [15] 薛传成, 王 艳, 刘干斌, 等. 温度和 pH 对多孔介质中悬浮颗粒渗透迁移的影响[J]. *岩土工程学报*, 2019, **41**(11): 2112 - 2119. (XUE Chuan-cheng, WANG Yan, LIU Gan-bin, et al. Effects of temperature and pH on permeation and migration of suspended particles in porous media[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2019, **41**(11): 2112 - 2119. (in Chinese))
- [16] 何小松, 席北斗, 张 鹏, 等. 地下水中溶解性有机物的季节变化特征及成因[J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(3): 862 - 870. (HE Xiao-song, XI Bei-dou, ZHANG Peng, et al. The seasonal distribution characteristics and its reasons of dissolved organic matter in groundwater[J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(3): 862 - 870. (in Chinese))
- [17] 唐 章, 杨新瑶, 闫馨予, 等. 腐植酸和 Cd^{2+} 对黏土胶粒在饱和多孔介质中迁移的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2019, **38**(1): 111 - 116. (TANG Zhang, YANG Xin-yao, YAN Xin-yu, et al. Influence of humic acid and cadmium on the transport of clay colloids in saturated porous media[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, **38**(1): 111 - 116. (in Chinese))
- [18] YAN C R, CHENG T, SHANG J Y. Effect of bovine serum albumin on stability and transport of kaolinite colloid[J]. *Water Research*, 2019, **155**: 204 - 213.
- [19] TIAN R, YANG G, LIU X M, et al. Observation of the unusual aggregation kinetics of colloidal minerals in acidic solutions[J]. *Journal of Chemical Sciences*, 2015, **127**(6): 1083 - 1089.
- [20] YANG W, WANG Y, SHANG J Y, et al. Antagonistic effect of humic acid and naphthalene on biochar colloid transport in saturated porous media[J]. *Chemosphere*, 2017, **189**: 556 - 564.
- [21] WANG Y, GAO B, MORALES V L, et al. Transport of titanium dioxide nanoparticles in saturated porous media under various solution chemistry conditions[J]. *Journal of Nanoparticle Research*, 2012, **14**(9): 1 - 9.
- [22] TIAN Y, GAO B, SILVERA-BATISTA C, et al. Transport of engineered nanoparticles in saturated porous media[J]. *Journal of Nanoparticle Research*, 2010, **12**(7): 2371 - 2380.
- [23] WANG C, BOBBA A D, ATTINTI R, et al. Retention and transport of silica nanoparticles in saturated porous media: effect of concentration and particle size[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, **46**(13): 7151 - 7158.