

水动力扰动对天然胶体在多孔介质中行为及效应的影响

谭志刚, 吴耀国, 卢聪, 李涛

(西北工业大学 理学院, 陕西 西安 710129)

摘要: 研究天然胶体在多孔介质中迁移沉积及环境效应, 对土壤及地下水污染防治措施的选择与实践具有重要意义。以天然胶体作为实验材料, 结合土柱实验和水槽搅拌实验, 研究三种强度的水动力扰动对天然胶体的迁移和沉积特性及铜行为的影响。结果表明: 胶体浓度一定时(土柱 63mg/L), 水动力扰动越强(最大流速约 330 mL/h), 天然胶体越易穿透, 达到平衡的时间越短, 且平衡浓度越高; 水动力扰动作用下, 天然胶体对铜在多孔介质中的迁移起促进作用, 而铜的吸附降低了天然胶体的迁移性。

关键词: 水动力扰动; 天然胶体; 铜; 多孔介质; 迁移

中图分类号: X131.2

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2014)05-0112-07

Influence of hydrodynamics disturbance on natural colloid behavior and effect in porous media

TAN Zhigang, WU Yaoguo, LU Cong, LI Tao

(School of Science, Northwestern Polytechnical University, Xi'an 710129, China)

Abstract: The research on transport, deposition and environmental effect of natural colloid in porous media plays an important role in the prevention and management of soil and groundwater pollution. Taking natural colloid as experiment material, combining the test of soil column and water stir, the paper studied the effect of 3 different hydrodynamics on transport, deposition and copper behavior of natural colloids. The results indicated that when there is a constant concentration of colloid (soil columns: 63mg/L), the stronger the stir of water dynamics becomes, the easier the natural colloid is penetrated through, the shorter the time of reaching balance, the higher the equilibrium concentration becomes. Under the role of hydrodynamics disturbance, the natural colloid play a promotion role for copper in transport of porous media, but copper adsorption decreases the mobility of natural colloid.

Key words: hydrodynamics disturbance; natural colloid; copper; porous media; transport

1 研究背景

胶体是指粒径在 0.001 ~ 10 μm 之间的一类细颗粒物。土壤胶体是土壤/沉积物中最活跃的组成之一。在土水系统中, 水化学和水动力的扰动都促使胶体从土壤中释放进入水溶液。这些天然胶体颗粒具有巨大的比表面积和带电特性, 对重金属等污染物具有吸附能力, 易成为其迁移的载体; 而且, 由于多孔介质的筛滤作用 (straining)^[1], 胶体具有较

强的迁移性, 其迁移速率甚至大于溶液流速, 运动范围也更加广泛^[2-4], 进而使得胶体对污染物迁移呈现易化作用, 对其环境行为影响明显^[5-8]。因此, 胶体的释放与迁移行为及其对环境污染物质迁移影响作用的研究始终备受瞩目^[9-10]。

天然胶体成分复杂, 且分布广泛, 主要来源于土壤中可移动颗粒, 过饱和溶液的析出以及有机废物的释放等^[11]。导致胶体的释放和迁移的主要因素, 可归纳为化学扰动和物理扰动等两类。其中水动力扰

收稿日期: 2014-01-16; 修回日期: 2014-03-10

基金项目: 国土资源部公益性行业科技攻关项目 (200011120); 西北工业大学研究生种子基金项目 (Z2013158)

作者简介: 谭志刚 (1990-), 男, 江西南昌人, 硕士研究生, 主要从事水动力、水化学扰动胶体及环境效应研究。

通讯作者: 吴耀国 (1967-), 男, 河南潢川人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事水环境污染化学、含能废水的高级氧化处理技术等方面的研究。

动为物理扰动主要形式之一,包括降雨、风浪、灌溉、人工注水等,是引起土壤胶体释放与迁移最常见的应力,得到研究者们广泛的关注。该方面的研究,目前主要集中于多孔介质颗粒粒径、表面粗糙度等与孔隙水流速等与孔隙水流速的相互作用及胶体释放的影响^[1,11-20]。陈星欣等^[1]通过土柱实验发现,渗流速度的变化对颗粒物质的影响存在一个临界值,另外渗流速度越小,粒径对筛滤作用的影响越明显。Gravelle等^[11]土柱实验研究发现,多孔介质中胶体的沉淀和迁移主要取决于胶粒与胶粒之间的作用力以及胶体与介质孔隙间的作用。Shang等^[16]实验证明了水力流速和胶体浓度是影响胶体在多孔介质中迁移的重要因素。张战平等^[20]以水槽搅拌实验研究发现,胶体会随着扰动强度的变化而发生改变。

虽然关于动力扰动作用对胶体沉积迁移影响的研究较多,但是主要集中在胶体本身的研究上,缺少了胶体对环境影响的研究,仍不能揭示天然胶体对环境污染物迁移转化的作用规律;另一方面,关于实验中所选用的胶体,目前还多使用的是人工合成的^[21-24],以天然胶体为研究对象的报道较少,而且研究手段中,结合土柱实验和水槽搅拌实验并探讨其内在联系的研究几乎没有,以致于目前所获得的实验结果,有时不能很好地解释天然土壤或水体中的现象^[3],很有必要开展天然胶体行为与效应的研究。

本文利用从土壤中提取的天然胶体,利用土柱实验与水槽搅拌实验的手段,研究胶体浓度、渗流速度和搅拌强度对土壤胶体运移过程的影响,以及在动力扰动下胶体对重金属铜运移的影响,以期深化对天然胶体在多孔介质中行为及效应影响的认识,为水土环境中污染物行为的准确预测提供理论支持。

2 材料与方法

2.1 材料

实验土壤采自西安秦岭山脚某地表层(10~20 cm)土壤,胶体提取方法参考森林土壤粘粒提取国标(LY/T 1252-1999),将40.0 g去除植物残体等杂质的土壤样品加入2 000 mL去离子水中,剧烈震荡。然后用超声分散30 min,静置24 h,虹吸上清液备用。根据Stokes定律,此时上清液中颗粒的直径约2 μm。制得的胶体溶液可稀释配置成不同浓度以进行土柱实验和水槽搅拌实验,于4℃保存。胶体相关性见表1。

实验所用到的多孔介质选用天然石英砂,平均粒径1.00~2.00 mm, SiO₂含量大于99.9%,乳白

色颗粒状,硬度7,性脆无解理,贝壳状断口,密度为2.65 g/cm³。

表1 胶体颗粒物理参数

表1 胶体颗粒物理参数		μm, m ² /m ³ , mV	
中位径 D ₅₀	D ₉₀	S/V	平均 zeta
1.38	2.15	4.932	-17.48

2.2 实验装置

向两个PVC管(内径44 mm)中各填装约630 g石英砂(柱长300 mm,孔隙体积约200 mL,孔隙率为0.44左右),构成石英砂柱,分别标记1[#]和2[#]柱。采取定水头的方式以胶体或铜溶液对1[#]、2[#]柱进行灌注,不同水头高度对应相应的出水流速。

水槽搅拌实验,于直径200 mm的PVC圆柱形容器中开展。通过六联搅拌器实现对水槽水中溶液的水动力扰动。

2.3 方法

本实验分为饱和土柱实验和水槽搅拌实验两部分。

2.3.1 土柱实验 为了考察浓度对多孔介质中胶体迁移沉淀的影响,选用63、117和170 mg/L 3个浓度水平的胶体进行流速相对稳定的穿透实验;同时,选择63 mg/L的胶体,进行流速范围在40~330 mL/h的土柱实验,考察渗流速度对胶体迁移沉淀的影响,并考察胶体吸附铜之后在3种流速水平下的迁移沉淀规律。土柱实验所用铜离子浓度约为4.4 mg/L。

2.3.2 水槽搅拌实验 ①含土壤的搅拌实验。利用制备胶体的560 g土壤,经48 h浸泡去除悬浮物,将其均匀(厚约2 cm)铺于容器底部,加入去离子水2 L,静置24 h。分别以100、200和300 r/min搅拌速度搅拌24 h,取样分析,考察水力搅拌对颗粒物浓度,粒径以及胶体释放、沉积的影响。②含铜、胶体与石英砂的搅拌实验。在水槽装置中底部均匀铺580 g石英砂(厚约1 cm)后,加入一硫酸铜溶液2 L,以200 r/min搅拌18h直至体系稳定,再加入胶体溶液1 L,静置24 h。以转速x搅拌12 h,静置12 h之后再以转速y搅拌12 h,之后静置12 h最后以转速z搅拌12 h,静置。

实验进行顺序(x,y,z)=100,200,300 r/min)和反序(x,y,z)=300,200,100 r/min)搅拌方式的实验。考察水力搅拌对胶体吸附铜的行为的影响,及不同水动力条件下胶体在石英砂表面吸附与释放的特点。为了减小水槽装置吸附铜对实验结果的误

差,设置空白对照实验。

胶体浓度通过绘制浓度与吸光度关系曲线确定,胶体吸光度由分光光度计测定,测定波长参考文献^[25-26],并根据实际选择在226 nm;通过激光粒度仪测定胶体颗粒粒径,zeta电位仪确定胶体zeta电位。铜离子浓度用原子吸收分光光度法进行测定。

3 实验结果与分析

3.1 胶体浓度对胶体迁移特性的影响

3种浓度的胶体在相应渗流速度下的结果见图1,其中纵坐标 C/C_0 为出流液胶体浓度与初始浓度比值。根据图1,可计算得到63、117和170 mg/L 3种胶体在1#和2#柱的渗流速度分别为0.311、0.213、0.140 cm/min和0.578、0.275、0.137 cm/min。

观察图1的胶体在1#柱的穿透曲线,出水流速相差不大(约300 mL/h),而63、117和170 mg/L三种浓度胶体的穿透平衡 C/C_0 值差异明显,平衡 C/C_0 值随浓度的升高而减小,说明:胶体浓度越高,其穿透性越差。

由图1可见,170 mg/L胶体在1#和2#土柱中达到平衡所需孔隙体积分别为10.5和6.1,而63 mg/L胶体仅需约5.3和2.4,胶体穿透平衡所需溶液体积随着胶体浓度的升高而增大。

图2为3种浓度胶体在1#和2#柱的流量与时间关系曲线。实验采取的虽是定水头进水,但是63、117和170 mg/L 3种胶体在1#和2#柱的出水流

速分别为331、300、294 mL/h和274、206、167 mL/h,出水流速与渗流速度都随胶体浓度升高有明显的下降趋势。1#和2#柱出水瞬时流速即曲线的斜率(图2),存在着明显差异,瞬时出水流速随63、117和170 mg/L 3种浓度胶体浓度的增大而减小。

63、117和170 mg/L 3种浓度胶体穿透平衡 C/C_0 值随浓度的增大而减小,而随着胶体浓度的增大,胶体在多孔介质中更易沉积,加剧了孔隙堵塞现象,造成土柱出水流速以及胶体颗粒渗透速度都相应程度的降低^[15],同时胶体穿透多孔介质平衡所需孔隙体积也增大,所以胶体的迁移性随浓度的增大而降低。研究发现^[3,27],在一定渗流速度下,胶体浓度存在一个临界值,大于该临界值,穿透曲线中的平衡 C/C_0 值随胶体浓度的增大而减小;反之则增大。而本实验63、117和170 mg/L 3种胶体的浓度都大于其相应渗流速度下的临界颗粒浓度,所以胶体的迁移性随浓度的增大而降低。

胶体颗粒在多孔介质中迁移时,介质会对其发生吸附作用;同时,孔隙喉道也会对胶体颗粒产生筛滤作用^[1],筛滤是指孔隙中的悬浮颗粒由于其粒径较大而不能从较小的孔隙喉道中流出。胶体浓度增加,胶粒之间的碰撞几率增大,小颗粒胶体容易聚集,胶体平均粒径增加,并伴随着胶体的稳定性降低^[9,16],胶体的沉积与聚集,导致多孔介质对胶体的吸附和筛滤作用都加强。所以胶体浓度增高使其渗流速度减小,胶体穿透平衡 C/C_0 减小,即胶体在多孔介质中迁移性减弱。

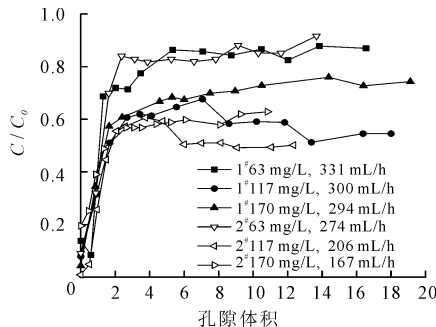


图1 1#和2#柱的3种浓度胶体的穿透曲线

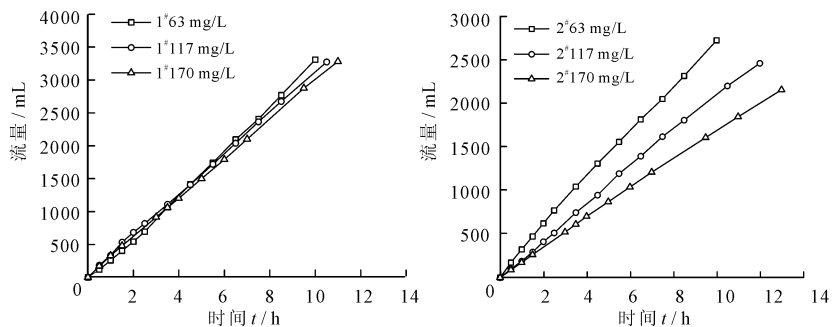


图2 1#和2#柱3种浓度胶体的流量变化曲线

3.2 流速对多孔介质中胶体迁移的影响

胶体浓度为63 mg/L,3种流速下胶体及与铜共存于多孔介质中穿透的结果见图3,纵坐标 C/C_0 为出流液胶体浓度与初始浓度比值。由图可见,3种流速下胶体的穿透曲线差异较大,表现为出水流速越大,沉积的颗粒越少,体系平衡 C/C_0 的值越大,且平衡所需时间越短。所以,胶体在多孔介质中受到

的水动力扰动越强,越容易穿透,胶体迁移性越强。

多孔介质中胶体的释放过程可以分为两个关键步骤^[4]:一是胶体从多孔介质表面的分离,进而转变为自由胶体;二是自由胶体向溶液中的迁移过程。相应地,胶体的沉积则是上述过程的逆过程。这两个步骤主要受到水流剪切力和静电吸附的影响,水流流速的增加,意味着作用于胶体的水流剪切力增

强,更利于胶体的迁移。因此, C/C_0 最大值随流速的增大而增大,呈正相关的关系(图 3),与陈星欣等^[1]的实验结果一致。

3 种流速下铜单独及与胶共存时铜的穿透结果见图 4,纵坐标 C/C_0 为出流液铜离子浓度与初始浓度比值。由图可见,流速对铜在多孔介质中的穿透影响不明显,这可能是多孔介质对铜的吸附作用不大引起的;铜与胶体共存时,3 种流速下铜的 C/C_0 值表现出很明显的差异,流速越大,其 C/C_0 值越大,即流速与铜的穿透性成正比,说明水动力扰动促进了铜与胶体共存时铜的迁移。所以,胶体对铜发生了吸附作用,并影响了其在多孔介质中的迁移规律。

单独铜在多孔介质中的流速可以代表其溶液流速,而铜与胶体共存时在多孔介质中的流速表现为

胶体的渗流速度,胶体混合铜之后的渗流速度大于铜离子渗流速度(表 2),说明胶体在多孔介质中的迁移速度大于溶液速度。另外,铜与胶体共存之后在多孔介质中的穿透能力主要表现为胶体的穿透能力,所以铜和胶体共存时铜的平衡 C/C_0 值小于单独铜的平衡 C/C_0 值,而与胶体的穿透结果相近(图 3)。

对比图 3 发现,胶体与铜共存之后,胶体的平衡 C/C_0 值明显减小,即在多孔介质中的迁移性降低。这是因为土壤胶体表面带负电荷,对铜表现强吸附性,铜吸附之后增大胶体 zeta 电位,胶体稳定性降低^[3],即铜降低了胶体在多孔介质中的迁移性。观察图 4,流速减小,平衡铜离子 C/C_0 减小,说明胶体混合铜之后,胶体作为载体,在多孔介质中的迁移受到流速的影响,流速增大促进胶体的迁移。

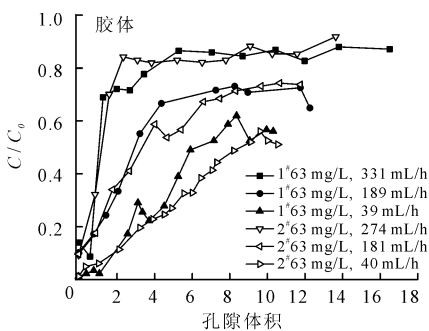


图 3 胶体及与铜共存时在三种流速下胶体的穿透曲线

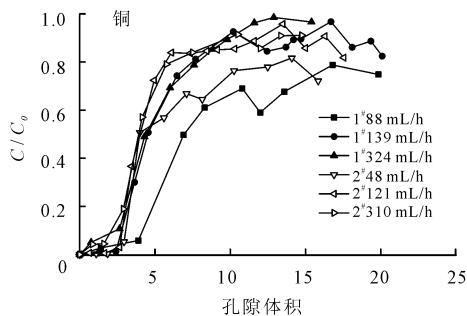
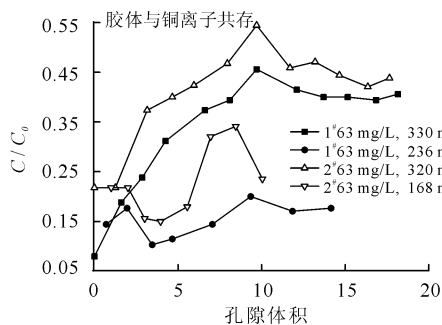


图 4 铜及与胶体共存时在三种流速下铜离子的穿透曲线

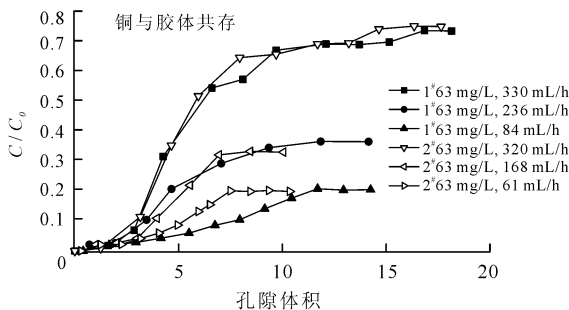


表 2 铜及与胶体共存时铜离子渗流结果的对比

	mL/h, cm/min			
	单独铜		铜与胶体共存	
	平衡孔	渗流	平衡孔	渗流
	隙体积	速度	隙体积	速度
1 [#] 88(84)	17	0.026	11.5	0.0367
1 [#] 324(330)	13	0.125	10	0.165
2 [#] 48(61)	12.5	0.019	7.5	0.041
2 [#] 310(320)	10	0.155	10	0.160

由表 2 可见,穿透平衡体积随渗流速度的降低

而增大,但是当渗流速度非常小时,平衡体积并没有成比例的增加。这是因为流速过小,实验进行的时间过长,使胶体颗粒之间的碰撞机会增大,大量的颗粒逐渐沉积在多孔介质当中,造成孔隙堵塞,极大的改变了多孔介质的孔隙大小及分布。当水流流速相对较大时,由于水流对胶体的曳力使得胶体沉积堵塞并不明显,而当水流流速较小时(1[#]柱 84 mL/h, 2[#]柱 61 mL/h),由于时间和重力沉降的关系,孔隙堵塞变得非常明显,多孔介质孔隙率的降低使胶体穿透平衡提前,造成了实验结果与实验预期不相符。

Zemani 等^[28]亦指出,悬浮颗粒沉积会改变孔隙结构,孔隙度以及压力梯度,进而降低多孔介质的渗透性,影响多孔介质穿透实验的预期结果。

3.3 搅拌强度对胶体释放沉积的影响

由于土柱实验的多孔介质对胶体颗粒的吸附及筛滤等作用影响,不容易解释水动力强度与胶体释放,以及水动力扰动强度与胶体浓度和粒径的关系,进而开展了搅拌强度对胶体影响的实验,3种搅拌速率下颗粒物浓度变化结果见图5。本实验包含动力搅拌和静置两个部分,分别代表水动力搅拌引起胶体的释放以及静置沉积现象。由图5可见,水槽体系在100、200和300 r/min 3种转速搅拌下的胶体随搅拌速率的升高,其胶体浓度越大,搅拌24 h之后100、200和300 r/min 3种转速下的胶体浓度分别为3.00、4.99和6.27 g/L,此时胶体浓度与转速成正比;之后静置2h,胶体浓度分别从3.00、4.99和6.27 g/L降到1.46、0.63和0.52 g/L,此时的胶体浓度与转速成反比。可见,搅拌强度越大,水槽中的颗粒达到的最大浓度越大,而胶体浓度越大其稳定性越差,在停止搅拌之后胶体失稳并迅速沉积。

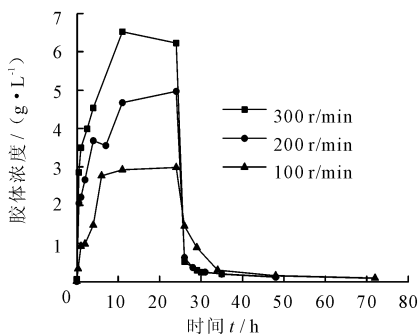


图5 三种搅拌强度胶体浓度与电导率的变化曲线

3.4 水动力搅拌对胶铜共存在石英砂中迁移沉积的影响

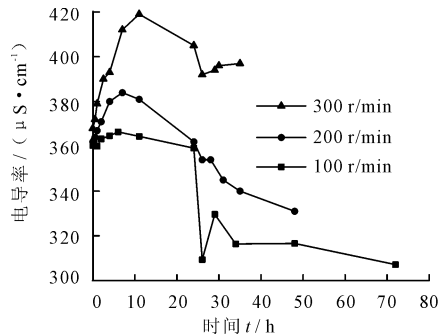
因为土柱实验胶体、铜以及石英砂介质之间关系的复杂性,以及土柱实验本身的缺陷,不容易研究水动力对石英砂吸附胶体和铜的定量关系;而且土柱实验与水槽搅拌实验装置都采用的是PVC材料,通过水槽器壁对铜离子的吸附量计算,可以作为土柱实验器壁吸附铜的参考,因此开展了石英砂、胶体和铜的水槽搅拌实验。

水槽加铜溶液(2 L)搅拌与水槽加铜溶液(2 L)与石英砂搅拌的实验对照(水槽直径200 mm,溶液高度100 mm)发现:不加入石英砂的水槽对铜也有一定的吸附能力,溶液中的铜主要吸附在水槽装置的桶壁上,本实验石英砂为580 g,空白搅拌铜从

也就是说,水动力强度与胶体稳定性呈正相关,而胶体浓度与胶体稳定性呈反相关,与土柱实验结果相符。

搅拌速率越高,电导率峰值也越高,达到峰值所需时间也越多,电导率达到峰值时间分别为6、7和11 h。电导率反映了溶液中离子强度水平,离子和颗粒物从底泥中释放需要一个过程,搅拌速率越大,释放平衡时间越长。

图6、7与8分别为100、200和300 r/min转速搅拌水槽颗粒物粒径的变化。由图可见,搅拌之初,大粒径颗粒迅速增加,随着搅拌进行,颗粒平均粒径减小。3种搅拌速率下,小颗粒物含量达到峰值所需时间分别约为6、7和11 h,与电导率达到峰值时间重合,电导率增大一方面因为搅拌使得溶质在溶液中的溶解率增大,另一方面可能是大颗粒物向小颗粒转变时,吸附在颗粒表面的物质释放到溶液中。当颗粒来源充足,水动力强度越高,体系达到的最大平衡胶体浓度越高,胶体越不稳定,溶液电导率也越高;随着搅拌的时间增加,体系颗粒平均粒径减小,即搅拌强度越高,颗粒粒径越小。



约26 mg/L降到19 mg/L;加入石英砂之后,铜从约23 mg/L降到6 mg/L。所以,10 mg石英砂对铜的吸附约为580, PVC材料对铜吸附约为942 cm²/7 mg。实验发现,当石英砂与铜混合搅拌,铜浓度降到6 mg/L之后不再降低,而土柱实验选用铜浓度约为4.4 mg/L。因此,认为土柱实验的PVC柱对铜的吸附量很小,对实验结果影响不计考虑。石英砂对铜的吸附能力比较弱,所以当铜穿过石英砂土柱时,可能由于水切力以及接触面积等原因使石英砂对铜的吸附能力更低,导致土柱渗透流速对铜穿透结果影响不显著,如图4所示。

图9、10分别是3种搅拌速率以不同顺序搅拌下铜离子以及胶体浓度变化曲线。观察图9和10,顺序搅拌(100、200、300 r/min)时100 r/min搅拌下铜离子

吸附量为 1.3 mg/L, 占总吸附量 56.5%; 反序搅拌 (300、200、100 r/min) 时 300 r/min 搅拌下铜离子吸附量为 3 mg/L, 占总吸附量 60%, 铜离子初次吸附在整个吸附过程中都占有较大的比例, 这说明铜离子吸附主要发生在接触初始阶段, 吸附量大而且快速。另一

方面, 无论是顺序搅拌还是反序搅拌, 300 r/min 的搅拌速率都伴随了一个较大的吸附量, 这说明铜离子的吸附和搅拌速率呈正相关关系。对于同一体系, 更高的搅拌速率必定伴随更高的胶体浓度, 胶体浓度与水动力强度呈正相关, 与图 5 的实验结果相符合。

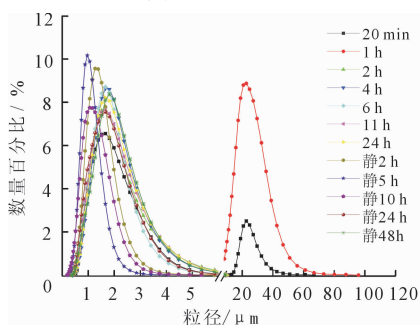


图 6 100 r/min 转速颗粒物粒径分布曲线

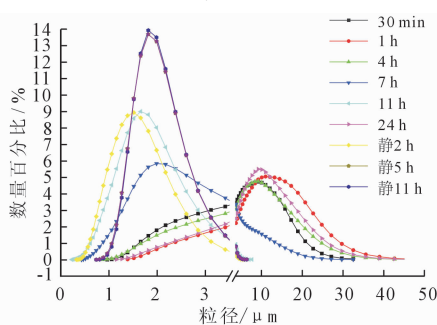


图 7 200 r/min 转速颗粒物粒径分布曲线

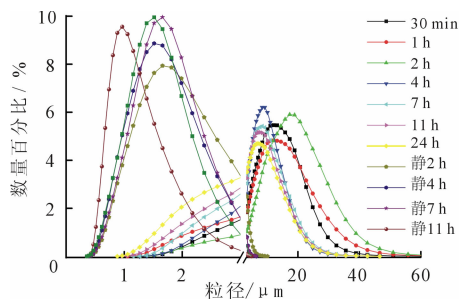


图 8 300 r/min 转速颗粒物粒径分布曲线

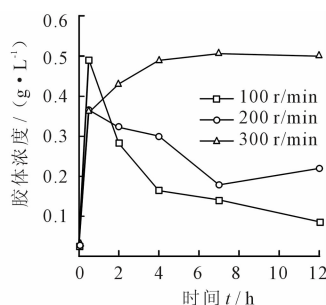
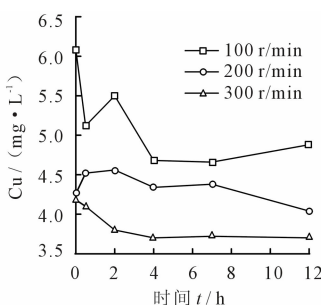


图 9 100、200 和 300 r/min 顺序搅拌铜与胶体浓度变化曲线

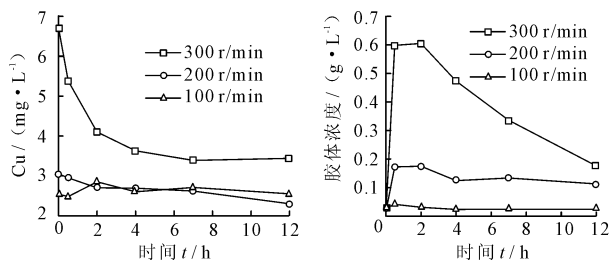


图 10 300、200 和 100 r/min 反序搅拌铜离子与胶体浓度变化曲线

一般而言, 水体体系搅拌会加强铜离子的解吸,

以致随搅拌强度增加, 铜离子浓度升高, 但本次实验结果却与之相反。这是因为水动力作用增强使大颗粒物质向小颗粒转变, 胶体浓度增加, 而粒径减小, 从而使胶体平均比表面积和表面电荷增大, 导致胶体对铜的吸附作用增强, 水槽中铜离子浓度降低。观察图 9 和 10, 溶液吸光度最后都趋于零, 说明吸附了铜的胶体颗粒迁移性降低, 更容易沉积吸附于石英砂表面, 与图 3 的实验结果相吻合。

图 11 为顺序和反序搅拌水中颗粒粒径分布图, 随着搅拌的进行, 胶体粒径逐渐减小。

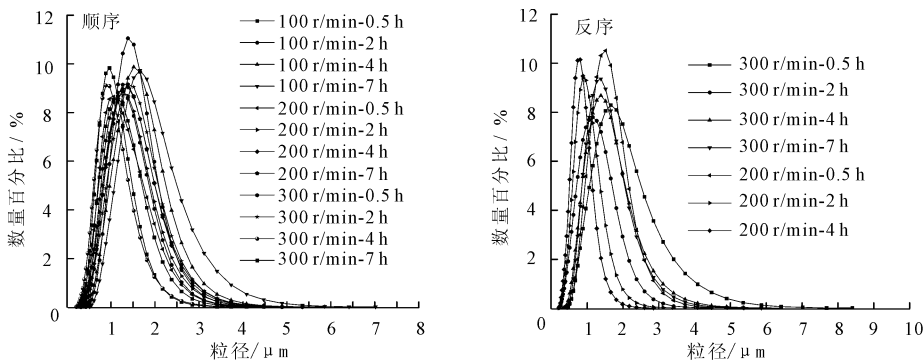


图 11 顺序和反序搅拌胶体粒径分布曲线

综上,水动力作用对铜胶混合在石英砂介质中的吸附迁移起着重要作用。水动力作用增强,导致体系胶体浓度升高,平均粒径减小,从而增加了胶体对铜离子的吸附作用;而铜离子吸附于胶体表面会增大胶体 zeta 电位,降低其稳定性,使其迁移性降低,更容易沉积吸附于石英砂介质当中。根据土柱实验和水槽搅拌实验结果发现,当铜与胶体吸附混合之后在石英砂介质中的迁移主要表现为胶体的迁移性。

4 结 语

通过本文的研究,得到如下结论:

(1)水动力扰动对天然胶体的浓度、迁移沉淀都有较大影响。当胶体浓度一定时(土柱实验 63 mg/L),水动力扰动越强,天然胶体越容易释放迁移,平衡时间越短,穿透多孔介质的平衡 C/C_0 值越高;当胶体来源充足(水槽实验 峰值约 5 g/L),水动力扰动越强,天然胶体越容易释放,平衡浓度越高。

(2)天然胶体对铜在多孔介质中的迁移起促进作用,而铜的吸附降低了天然土壤的迁移性。铜离子吸附于土壤胶体表面,改变了胶体表面性质,使得胶体颗粒在多孔介质中吸附沉淀的概率增大。

(3)铜的吸附主要发生在与介质或天然胶体接触之初,吸附量大且快速,胶体浓度越高,对铜的吸附越显著。水动力扰动增强提高了胶体的浓度以及迁移性,进而促进胶体对铜的吸附作用,使铜的迁移性增强。

参考文献:

[1] 陈星欣,白冰,于涛,等. 粒径和渗流速度对多孔介质中悬浮颗粒迁移和沉积特性的耦合影响[J]. 岩石力学与工程学报,2013,32(Z1):2840-2845.

[2] Shaoping H, Xincai C, Jiyan S, et al. Particle-facilitated lead and arsenic transport in abandoned mine sites soil influenced by simulated acid rain[J]. Chemosphere, 2008, 71(11): 2091-2097.

[3] Bin G, Cao X, Dong Y, et al. Colloid deposition and release in soils and their association with heavy metals[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2011, 41(4): 336-372.

[4] Bradford S A, Bettahar M. Straining, attachment, and detachment of oocysts in saturated porous media[J]. Journal of Environmental Quality, 2005, 34(2): 469-478.

[5] Shaoping H, Xincai C, Jiyan S, et al. Particle-facilitated lead and arsenic transport in abandoned mine sites soil in-

fluenced by simulated acid rain[J]. Chemosphere, 2008, 71(11): 2091-2097.

[6] Silva L F O, Hower J C, Izquierdo M, et al. Complex nanominerals and ultrafine particles assemblages in phosphogypsum of the fertilizer industry and implications on human exposure[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(21): 5117-5122.

[7] Ribeiro J, Flores D, Ward C R, et al. Identification of nanominerals and nanoparticles in burning coal waste piles from Portugal[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(23): 6032-6041.

[8] Jeong S W, Kim S D. Aggregation and transport of copper oxide nanoparticles in porous media[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2009, 11(9): 1595-1600.

[9] Bradford S A, Bettahar M. Concentration dependent transport of colloids in saturated porous media[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2006, 82(1): 99-117.

[10] López-García J J, Aranda-Rascón M J, Horno J. Electrical double layer around a spherical colloid particle: The excluded volume effect[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2007, 316(1): 196-201.

[11] Gravelle A, Peysson Y, Tabary R, et al. Experimental investigation and modelling of colloidal release in porous media[J]. Transport in Porous Media, 2011, 88(3): 441-459.

[12] Tufenkji N, Elimelech M. Breakdown of colloid filtration theory: Role of the secondary energy minimum and surface charge heterogeneities[J]. Langmuir, 2005, 21(3): 841-852.

[13] Degueldre C, Benedicto A. Colloid generation during water flow transients[J]. Applied Geochemistry, 2012, 27(6): 1220-1225.

[14] 殷宪强,孙慧敏,易磊,等. 孔隙水流速对胶体在饱和多孔介质中运移的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(5): 101-104.

[15] Seto R, Botet R, Briesen H. Hydrodynamic stress on small colloidal aggregates in shear flow using Stokesian dynamics[J]. Physical Review E, 2011, 84(4): 041405(1-11).

[16] Shang J, Liu C, Wang Z. Transport and retention of engineered nanoporous particles in porous media: effects of concentration and flow dynamics[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2013, 417: 89-98.

[17] Cao X J, Cummins H Z, Morris J F. Hydrodynamic and interparticle potential effects on aggregation of colloidal particles[J]. Journal of colloid and interface science, 2012, 368(1): 86-96.

法很难对其进行全面分析。本文基于复杂适应系统这个全新的理论,对漳河上游水资源系统进行了分析,体现了很好的适用性。首先证明漳河上游水资源系统是复杂适应系统,然后对系统内各主体的适应性行为进行分析,得出系统的演进方向。最后针对系统中存在的和谐因素提出使系统高效演进的路径选择,即依靠政府主体的宏观调控、用水主体的积极响应以及民间组织与学术机构的支持,共同为系统建立高效的交流协商平台与信息共享平台,营造良好的法治环境和公平公正的水权交易市场。通过本次研究,希望为更多复杂流域的水资源系统分析提供参考。

参考文献:

- [1] 约翰·H·霍兰. 适应性造就复杂性[M]. 周晓,韩晖译. 上海:上海科技教育出版社,2000.
- [2] 葛永林,徐正春. 论霍兰的CAS理论——复杂系统研究新视野[J]. 系统辩证学学报,2002,10(3):65-67+75.
- [3] 廖守亿,戴金海. 复杂适应系统及基于Agent的建模与仿真方法[J]. 系统仿真学报,2004,16(1):113-117.

- [4] 龚艳萍,陈艳丽. 企业创新网络的复杂适应系统特征分析[J]. 研究与发展管理,2010,22(1):68-74.
- [5] 欧阳明,龚萍. 复杂适应性系统视野下的泛在学习[J]. 中国教育技术装备,2011(24):3-5.
- [6] 徐士忠. 漳河上游水事纠纷的现状、存在问题与对策研究[J]. 海河水利,2007(2):10-13.
- [7] 宣云干,朱庆华. 基于复杂适应系统理论的网络信息生态分析[J]. 情报科学,2009,27(6):914-918.
- [8] Liang W Y, Huang C C. Agent-based demand forecast in multi-echelon supply chain[J]. Decision Support Systems, 2006,42(1):390-407.
- [9] 汤长保,吴应宇. 复杂适应系统视角下的商业银行与中小企业关系演进研究[J]. 软科学,2010,24(11):113-118.
- [10] 肖义. 基于Minimax漳河流域水资源公平配置[J]. 价值工程,2012,31(31):278-280.
- [11] 牛文娟,王慧敏. 基于遗传算法的水资源复杂适应配置研究[J]. 水利经济,2007,25(5):8-10+16.
- [12] 敬正书. 关于解决漳河上游水事问题的调查报告[J]. 中国水利,2002(5):7-10.

(上接第118页)

- [18] Pan W, Tartakovsky A M. Dissipative particle dynamics model for colloid transport in porous media[J]. Advances in Water Resources,2013,58:41-48.
- [19] 孙慧敏,殷宪强,王益权. 介质粗糙度和铅污染对粘土矿物胶体运移的影响[J]. 农业环境科学学报,2012,31(12):2361-2366.
- [20] 张战平,朱广伟,孙小静,等. 水动力扰动作用对太湖水体胶体相痕量金属浓度影响的模拟[J]. 环境科学学报,2008,28(8):1674-1680.
- [21] 胡俊栋,鞠莉,寇小明,等. 几种物理因素对四氧化三铁纳米颗粒在有机质存在条件下的饱和多孔介质中迁移滞留行为的影响[J]. 农业环境科学学报,2010,29(10):2017-2024.
- [22] 褚灵阳,汪登俊,王玉军,等. 不同环境因子对纳米羟基磷灰石在饱和填充柱中迁移规律的影响[J]. 环境科学,2011,32(8):2284-2291.
- [23] Tian Y, Gao B, Ziegler K J. High mobility of SDBS-dispersed single-walled carbon nanotubes in saturated and unsaturated porous media[J]. Journal of Hazardous Mate-

- rials,2011,186(2):1766-1772.
- [24] Tian Y, Gao B, Wang Y, et al. Deposition and transport of functionalized carbon nanotubes in water-saturated sand columns[J]. Journal of Hazardous Materials,2012,213:265-272.
- [25] Cheng T, Saiers J E. Colloid-facilitated transport of cesium in vadose-zone sediments: The importance of flow transients[J]. Environmental Science & Technology,2010,44(19):7443-7449.
- [26] Ranville J F, Chittleborough D J, Beckett R. Particle-size and element distributions of soil colloids[J]. Soil Science Society of America Journal,2005,69(4):1173-1184.
- [27] 陈星欣,白冰,闫瑜龙,等. 悬浮颗粒的浓度对其在饱和多孔介质中迁移和沉积特性的影响[J]. 岩土力学,2012,33(8):2343-2348.
- [28] Zamani A, Maini B. Flow of dispersed particles through porous media-deep bed filtration[J]. Journal of Petroleum Science and Engineering,2009,69(1):71-88.