DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdqk.2017.04.011
李海明, 葛亚超, 王烨, 等. 地下水中胶体临界絮凝铵氮浓度研究[J]. 南水北调与水利科技, 2017, 15(4): 59-64., et al. The study of critical flocculation concentration of ammonia nitrogen of colloids in the groundwater [J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2017, 15(4): 59-64. (in Chinese)

地下水中胶体临界絮凝铵氮浓度研究

李海明[1,2], 葛亚超[1,2], 王 烨[1,2], 董旺泉[1,2], 李迎龙[1,2]

(1. 天津科技大学 滨海地下水利用与保护研究室, 天津 300457; 2. 天津市海洋资源与化学重点试验室, 天津 300457)

摘要: 为了了解地下水中各种类铵氮临界絮凝铵氮浓度的差别, 采用批试验, 对天然黏土胶体、膨润土胶体、高岭土胶体和不同粒径的天然黏土胶体的临界絮凝铵氮浓度进行了测定。结果表明: 不同种类胶体的临界絮凝铵氮浓度有差别, 天然黏土胶体、膨润土胶体、高岭土胶体的临界絮凝铵氮浓度分别为 1 600 mg/L, 24 000 mg/L 和 8 000 mg/L。试验结果表明膨润土的稳定性最强, 最不易受到铵氮的影响。不同粒径天然黏土胶体的临界絮凝铵氮浓度也不同, 但是随粒径的变化呈现出一定的规律性, 随着粒径的增大临界絮凝铵氮浓度减小, 说明粒径较大的胶体的稳定性越差, 越易受到铵氮的影响。总体而言, 胶体的临界絮凝铵氮浓度和胶体种类和胶体粒径都有一定的相关关系。

关键词: 胶体; 稳定性; 铵氮; 临界絮凝浓度; CFC
中图分类号: X143 文献标识码: A 文章编号: 1672-1683(2017)04-0059-06

The study of critical flocculation concentration of ammonia nitrogen of colloids in the groundwater

LI Hai-ming[1,2], GE Ya-chao[1,2], WANG Ye[1,2], DONG Wang-quan[1,2], LI Ying-long[1,2]

(1. *Laboratory of Coastal Groundwater Utilization & Protection, Tianjin University of Science & Technology, Tianjin* 300457, *China*; 2. *Key laboratory of marine resources and of chemical, Tianjin* 300457, *China*)

Abstract: In order to study the critical flocculation concentrations of ammonia nitrogen of various kinds of colloids in the groundwater, the critical flocculation concentrations of ammonia nitrogen of natural clay colloid, bentonite gel, kaolin colloid and different particle size of natural clay colloid were determined by the batch test. Results show that the critical flocculation concentrations of ammonia nitrogen of different kinds of colloids have differences. The critical flocculation concentrations of ammonia nitrogen of natural clay colloid, bentonite gel, kaolin colloid were 1 600 mg/L, 2 4000 mg/L and 8 000 mg/L, respectively. The results show that the stability of the bentonite colloid was the strongest and it was least susceptible to be influenced by ammonia nitrogen. The critical flocculation concentrations of ammonia nitrogen of natural clay colloids of different size have difference. But with the change of particle size, the critical flocculation concentrations of ammonia nitrogen present a certain regularity that the critical flocculation concentration of ammonia nitrogen decreases with the increase of particle size, and the colloid with bigger particle size had worse stability so more susceptible to be influenced by ammonia nitrogen. In general, the critical flocculation concentrations of colloids are certainly released with the types of colloids and the particle size of colloids.

Key words: colloid; stability; ammonia nitrogen; critical flocculation concentration; CFC

铵氮作为地下水中的污染物, 在全世界范围内均有检出。美国爱荷华州南部部分水井地下水中铵氮浓度超过了 0.78 mg/L[1]。欧洲西北部 80 个监测井地下水中铵氮最大浓度为 1.40 mg/L, 明显超

收稿日期: 2016-02-04 修回日期: 2016-08-11 网络出版时间:
网络出版地址: 国家自然科学基金(41372231); 天津市应用基础与前沿技术研究计划重点项目(15JCZDJC41300)
Funds: National Natural Science Foundation of China(41372231); Key Project of Applied Basic and Frontier Technology Research Program of Tianjin(15JCZDJC41300)
作者简介: 李海明(1971-), 男, 山西人, 教授, 博士, 主要从事地下水资源利用与污染控制研究。E-mail: lhm99044@163.com

南水北调与水利科技 (中英文)

出了地下水质量标准[2]。中国齐齐哈尔和石家庄地下水中铵氮浓度最大值分别达到 0.80 mg/L 和 1.11 mg/L[3]。从全世界范围来看,铵氮污染所占比例逐年增加,污染范围不断扩大[4]。在中国很多地区已经呈现出由点到面的扩大趋势。受污染的地表水体、污水灌溉、垃圾淋滤液和受污染土壤中的铵氮会通过包气带的入渗进入地下水中,造成地下水中铵氮的污染[5-7]。入渗是地表水(大气降水,灌溉水,河流等)转化为土壤水和地下水的一个重要水循环过程,这也是铵氮进入地下水环境中最主要的方式。

铵氮在包气带入渗过程中,会吸附到包气带土壤介质团体颗粒和胶体上[4]。胶体团因其巨大的比表面积和较多的表面电荷,具有较高的吸附能量,会对污染物显示出更高的亲和性[8-10]。胶体会随着地表水入渗到地下水中,增加了污染物的迁移能力[11-15]。水相中的化学组成与胶体在含水介质中的迁移-沉积的特征密切相关,改变水溶液的离子价态(单价离子和二价离子)和离子浓度都会引起胶体本身性质的改变,这是影响胶体溶液稳定性的两个重要参数[16]。

由于土壤胶体具有特殊的双电层结构,因此其稳定性很容易受到接触水体中离子强度等多方面的影响,胶体稳定性的大小通常用临界絮凝浓度(CFC)来表示,因此本文在此基础上通过室内静态试验,确定天然黏土胶体、膨润土胶体、高岭土胶体和粒径分别为 320 nm、450 nm、570 nm、680 nm、880 nm 的天然黏土胶体对铵氮的临界絮凝浓度。对于后续研究胶体对污染物迁移的影响提供一定的基础条件,使之能够在胶体稳定性未受到影响的前提下进行试验,即在胶体临界絮凝浓度范围内进行。

1 试验材料与方法

1.1 胶体的制备

一般情况下胶体的制备分离以 Stokes 定律[17]为理论基础的,常见的分别有离心机法和虹吸分离法[18],这两种方案皆为国家标准(GB 7872-97)。由于虹吸法操作简单应用较广,且提取的胶体纯度较高,利于作胶体浓度-浊度关系曲线,因此本试验采用该方法。

将 100 g 过 60 目筛后的天然黏土、膨润土和高岭土分别置于 1 000 mL 烧杯中,分别加入 1 000 mL 蒸馏水,搅拌震荡均匀后,用超声波分散,之后静置 24 h,形成胶体悬液,虹吸其上清液,将上清液过 0.8 μm 的滤膜得到胶体储备液。试验中所用胶体均使用该胶体储备液。

用上述方法再次制得天然黏土胶体悬浊液,然后虹吸其上清液,将虹吸所得的天然黏土胶体上清液分别通过滤纸和四种孔径分别为 1.2 μm、0.8 μm、0.65 μm 和 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜滤,用小型抽滤机对滤液进行抽滤,完成后对所得胶体粒径和 Zeta 电位进行测量,形成不同粒径天然黏土胶体储备液。

1.2 试验方法

1.2.1 胶体含量的测定

本试验采用重量法测定不同种类胶体和不同粒径天然黏土胶体储备液中胶体的含量。提前准备 8 个干燥洁净的蒸发皿称重,然后将 1.1 中提取制备好的胶体储备液各取 30 mL 分别置于蒸发皿中,随后放入烘箱中烘干,待蒸发皿内液体全部烘干后,晾至常温将蒸发皿称重,蒸发皿前后重量差即为 30 mL 胶体溶液中胶体的含量。同时作平行实验取平均值。

1.2.2 胶体浓度-浊度相关关系

将 1.1 制备好的天然黏土胶体、膨润土胶体和高岭土胶体储备液移取 0、0.5、1.0、2.0、3.0、5.0、7.0 mL 到比色管中,并定容至 10 mL,可以求出各胶体浓度,同时测定浊度,根据天然黏土胶体浓度及浊度的关系作相关曲线;同样,不同粒径天然黏土胶体浓度-浊度关系曲线绘制方法一样。

1.2.3 胶体的粒径分布及电位

本文采用马尔文激光粒度仪(Malvern Zetasizer Nano-ZS90)对胶体粒径和 ζ 电位进行测量。所测粒径范围为 1 nm~3 μm;测量体积:1~1.5 mL;精确度为 ±1%;重复性误差为 ±1%。ζ 电位测定的粒径范围为 5 nm~10 μm;电位范围为-150~150 mV;测量体积:0.75~1.5 mL;精确度为 ±2%;重复性误差为 ±2%。环境控制条件:+10 至 +35 ℃;湿度:10~90%。

Zetasizer Nano-ZS90 采用动态光散射 Dynamic Light Scattering (DLS)(也称光子相关光谱 Photon Correlation Spectroscopy (PCS),准弹性光散射 quasi-elastic scattering)测量光强的波动随时间的变化。粒子的布朗运动导致光强波动,光子相关器将光强的波动转化为相关方程,根据相关方程检测光强波动的的速度,从而我们得到粒子的扩散速度信息和粒子的粒径,从相关方程我们还可以得到尺寸的分布信息。这里的分布为光强分布,意味着分布强度正比于不同尺寸粒子对光强的贡献率。Zeta 电位是胶体表面带电量大小的基本表征。

南水北调与水利科技(中英文)

1.2.4 胶体临界絮凝浓度(CFC)的测定

胶体稳定性一般用胶体的临界絮凝浓度(CFC-Critical flocculation concentration)来表示。当CFC值越大那么胶体相对越稳定,反之相对不稳定[19]。CFC是指在一定时间内一定量的分散胶体产生絮凝所需的最小电解质浓度,单位为mmol/L。因为在一段时间内保持静置胶体自身也会沉降,引起吸光度的下降,因此本文取当相对分散浓度(A_i/A_0)为0.2时所对应的电解质浓度为CFC(A_i为加入电解质后土壤胶体悬浮液的吸光度,A_0为相同时间下未加电解质时的土壤胶体悬浮液的吸光度)[20]。由于在后续章节中室内砂柱试验配置的进水铵氮浓度单位为mg/L,因此为了增强可比性,采用mg/L作为CFC的单位。

本文采用室内静态试验,试验装置见图1。分别将配置好的NH_4Cl溶液以0;0.25;0.5;0.75;1.0;1.25;1.5;1.75;2.0;2.25;2.5;2.75 mL移至25 mL比色管中,在分别加入天然黏土胶体、膨润土胶体、高岭土胶体和五种不同粒径的胶体溶液定容,并上下颠倒10次,均匀后静置12 h,然后取上层5 mL的悬浮液,蒸馏水做参比,于660 nm处测其吸光度A_i,无絮凝剂吸光值即为A_0。以胶体相对分散浓度为纵坐标,最终定容的混合悬浮液中NH_4CL浓度为横坐标作图。$A_i/A_0>1.0$时胶体完全分散,$A_i/A_0<0.2$时基本絮凝[21]。

2 结果与讨论

2.1 不同种类胶体浓度

采用重量法测得的不同种类胶体浓度见表1,不同粒径天然黏土胶体浓度见表2。

天然黏土胶体、膨润土胶体和高岭土胶体的含量分别为700 mg/L,3 428 mg/L和408 mg/L,膨润土胶体浓度明显高于其他两种胶体。而不同粒径天然胶体浓度随着胶体粒径的增大,胶体浓度也有所增加。

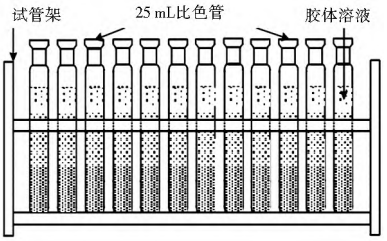

图1 胶体稳定性试验

Fig. 1 Test facility for soil colloid stability

表1 不同种类胶体浓度

Tab. 1 Concentration of different kinds of colloids

胶体种类	天然黏土	膨润土	高岭土
胶体浓度/(mg·L⁻¹)	700	3428	408

表2 不同粒径天然黏土胶体浓度

Tab. 2 Concentration of different sizes of natural clay colloids

胶体粒径/nm	320	450	570	680	880
胶体浓度/(mg·L⁻¹)	210	400	550	700	820

2.2 胶体浓度-浊度相关关系

浊度是一项重要的水质指标(标准参照采用国际标准ISO 7027-1984《水质——浊度的测定》),是用光线透过水层时受到阻碍的程度表示水层对于光线散射和吸收的能力,由水中含有微量不溶性悬浮物质及胶体物质所致。根据本试验胶体制备过程,浊度大小则全部由胶体浓度的多少决定。

不同种类胶体浓度-浊度相关关系曲线见图2。不同粒径天然黏土胶体浓度-浊度相关关系曲线见图3。

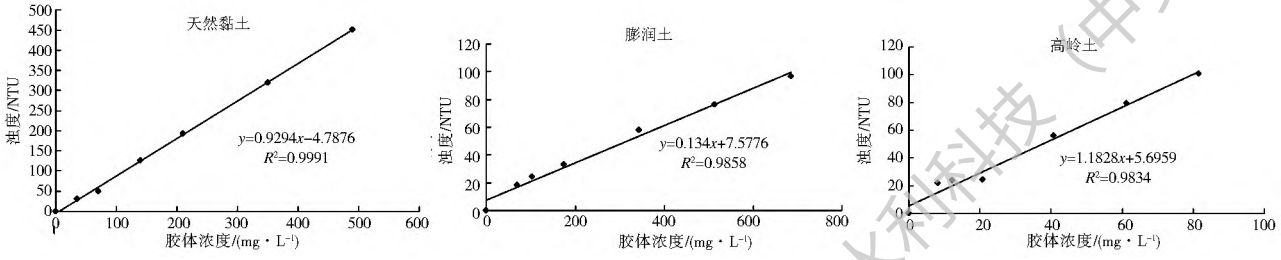

图2 不同种类胶体浓度-浊度关系曲线

Fig. 2 Concentration-turbidity relation curve of different kinds of colloids

可以看出,各胶体的浓度和浊度之间呈线性相关,R^2均在0.9以上,相关程度高。

2.3 胶体粒径和动电性质

(1)胶体粒径。

分布系数(PDI)在0.08~0.7之间时,适中分散度的体系,是运算法则的最佳适用范围。天然黏土、膨润土及高岭土胶体分布系数分别为:0.549、0.185及0.268,测量值可信。测得三种胶体平均粒径见表3,粒径分布图见图4。

天然黏土胶体、膨润土胶体和高岭土胶体的平

南水北调与水利科技(中英文)

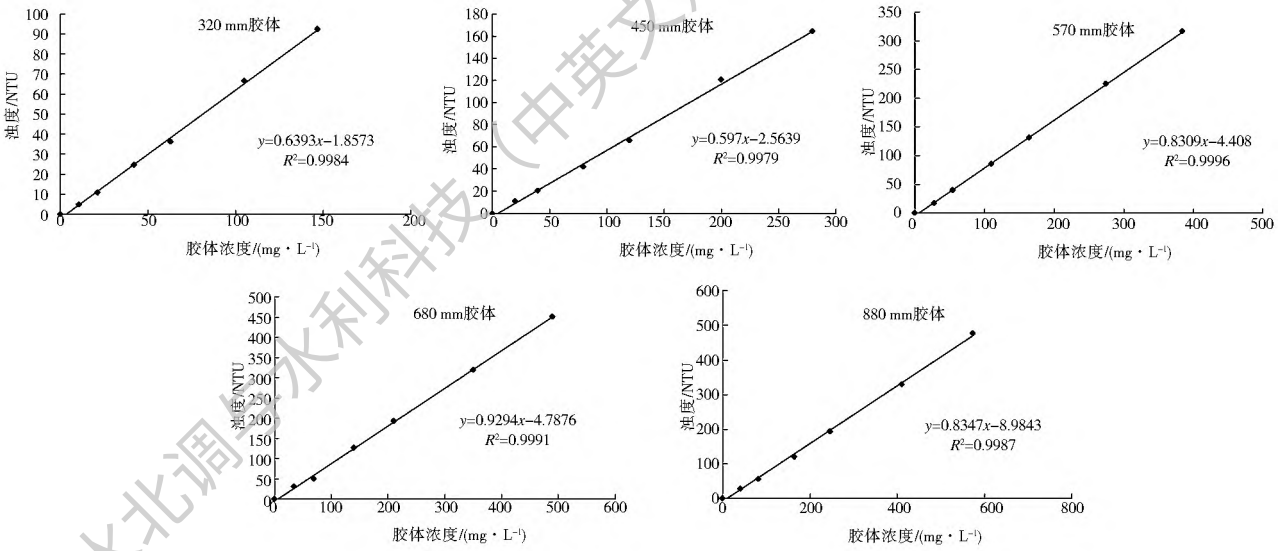

图 3　不同粒径天然黏土胶体浓度-浊度关系曲线

Fig. 3　Concentration-turbidity relation curve of natural clay colloids of different sizes

均粒径分别为 580 nm, 474 nm 和 1 070 nm。高岭土胶体粒径明显高于其他两种胶体。

表 3　不同种类胶体平均粒径

Tab. 3　Average particle size particles of different kinds of colloids

胶体种类	天然黏土	膨润土	高岭土
平均粒径/d. nm	580	474	1 070

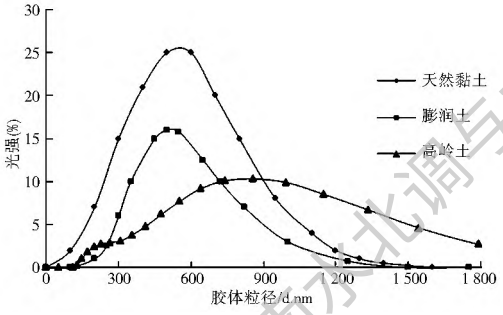

图 4　不同种类胶体粒径分布

Fig. 4　Particle size distribution of different kinds of colloids

对提取制备的五种不同粒径胶体的粒径进行测定, 得到胶体粒径分布。五种胶体的粒径体积分布函数均呈现出随着粒径的增大而逐渐增大的趋势规律, 分别在 298 nm、428 nm、552 nm、661 nm 以及 842 nm 处分布函数值达到最大, 随后随粒径的减小而降低, 符合对数正态分布。胶体 1 的粒径分布范围在 25~ 554 nm, 平均粒径为 320 nm, 分散度是 0. 962; 胶体 2 的粒径分布范围在 46~ 750 nm, 平均粒径为 450 nm, 分散度是 0. 571; 胶体 3~ 6 的粒径分布范围分别在 67~ 914 nm、56~ 1150 nm 以及 96 ~ 1 460 nm, 平均粒径分别为 570 nm、680 nm 以及 880 nm, 分散度分别为 0. 549、0. 223 以及 0. 301。

(2) 胶体动电性质。

Zeta 电位是胶体表面带电量大小的基本表征。马尔文激光粒度仪对五种粒径胶体的 Zeta 电位进行测量, 得表 4 和表 5。

表 4　不同种类胶体电位

Tab. 4　Potential of different kinds of colloids

胶体种类	天然黏土	膨润土	高岭土
Zeta 电位/mV	− 31. 2	− 30. 1	− 29. 0

表 4 可以看出, 天然黏土、膨润土和高岭土胶体的 Zeta 电位分别为 − 31. 2 mV, − 30. 1 mV 和 − 29. 0 mV。

表 5 可以看出, 采用过膜法得到五种平均粒径分别为 320 nm、450 nm、570 nm、680 nm 以及 880 nm 的胶体, 相对应的平均 Zeta 电位分别为 − 38. 7 mV、− 37. 5 mV、− 32. 8 mV、− 27. 5 mV、− 26. 1 mV。胶体粒径越大, Zeta 电位的绝对值减小。

表 5　不同粒径胶体电位

Tab. 5　Potential of colloids of different particle sizes

平均胶体粒径/d. nm	320	450	570	680	880
平均 Zeta 电位/mV	− 38. 7	− 37. 5	− 32. 8	− 27. 5	− 26. 1

2. 4　不同种类胶体临界絮凝浓度

图 5 为不同浓度铵氮作为电解质下, 天然黏土、膨润土和高岭土胶体的临界絮凝浓度 CFC 曲线。从图中可以看出这三种胶体的临界絮凝浓度分别为 1 600 mg/ L、24 000 mg/ L 及 8 000 mg/ L。可知, 天然黏土胶体和高岭土胶体的临界絮凝浓度较小而膨润土胶体的临界絮凝浓度较大, 说明天然黏土胶体和高岭土胶体的稳定性容易受到铵氮的影响, 而膨润土胶体的稳定性不易受铵氮的影响。

南水北调与水利科技(中英文)

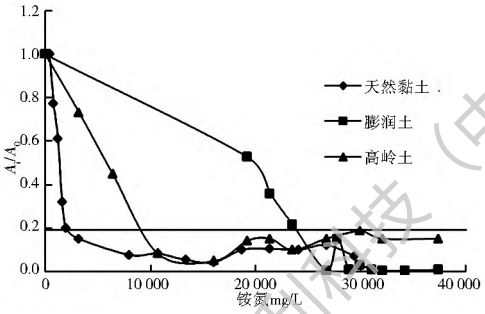

图 5　不同种类胶体临界絮凝浓度 CFC 曲线

Fig. 5　CFC curve of different kinds of colloids

2.5　不同粒径胶体临界絮凝浓度

图 6 为不同浓度铵氮作为电解质下, 320 nm、450 nm、570 nm、680 nm 和 880 nm 胶体的临界絮凝浓度 CFC 曲线。从图中可以看出这五种胶体的临界絮凝浓度分别为 3 600 mg/L、2 800 mg/L、2 000 mg/L、1 600 mg/L、1 100 mg/L, 可知, 当胶体粒径越小时, 铵氮能使其絮凝所需的浓度就越大, 即临界絮凝浓度 CFC 值就越大, 说明粒径越小的胶体的稳定性越不容易受到铵氮的影响。

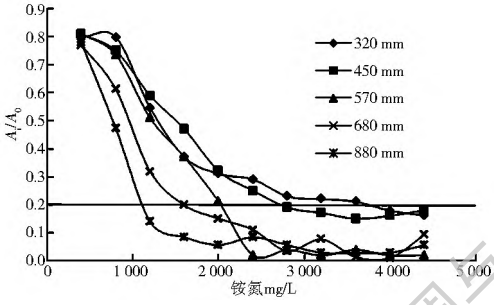

图 6　不同粒径胶体临界絮凝浓度 CFC 曲

Fig. 6　CFC curve of colloids of different sizes

2.6　机理讨论

胶体颗粒自身负电荷, 当加入离子溶液时, 胶体与周围的离子接触, 影响溶液中离子的分布, 带正电荷的离子(反离子) 会被吸引到表面附近, 带负电荷的离子(同号离子) 则被排斥而离开表面。与此同时, 热运动使离子力图均匀地分布在整个溶液中, 这两种作用使得胶体颗粒表面形成双电层。一般将双电层分为吸附层和扩散层。

由 DLVO 理论可知, 胶体颗粒之间的作用力主要有范德华力和静电斥力。加入 NH_4^+ 后, 反价态离子会使胶体双电层压缩, 胶体颗粒表面距离减小, 以至于静电斥力抵挡不了范德华引力, 从而胶体会发生凝聚现象。由于反价态离子(NH_4^+) 的存在造成双电层压缩, 从而胶体发生凝聚, 此时的胶体易于沉积, 穿透能力下降, 所以加入 NH_4^+ 后, 胶体溶液会变浑浊。

不同种类和不同粒径胶体由于粒子结构的差异导致电位分布的不同, 从而对铵氮的吸附能力有所不同, 临界絮凝铵氮浓度也不同。

3　结论

(1) 不同种类胶体的 Zeta 电位均呈现负值。

(2) 不同粒径天然黏土胶体的 Zeta 电位随着粒径的增大而增大, 即 Zeta 电位绝对值减小。

(3) 不同种类胶体的临界絮凝浓度不同, 天然黏土胶体、膨润土胶体和高岭土胶体的临界絮凝浓度分别为 1 600 mg/L, 24 000 mg/L 和 8 000 mg/L。说明膨润土的稳定性最强, 最不易受到铵氮的影响。

(4) 不同粒径天然黏土胶体的临界絮凝浓度不同, 随着粒径的增大临界絮凝浓度减小, 说明粒径较大的胶体的稳定性越差, 越易收到铵氮的影响。

参考文献(References):

[1]　Schilling K E, Jacobson P. Groundwater nutrient concentrations near an incised mid-western stream: effects of floodplain lithology and land management [J]. Biogeochemistry, 2008, 87 (2): 199-216.

[2]　Andres M, Enn K. Natural background levels and threshold values of monitored parameters in the Cambrian-Vendian groundwater body. Estonia Environ Geol, 2008, (54): 1217-1225.

[3]　刘文玲, 刘汉伟, 郭秀珍. 齐齐哈尔市地下水中氮化合物污染水平分析及防治对策[J]. 黑龙江环境通报, 2001, 25(1): 45-46. (LIU Wen-ling, LIU Han-wei, GUO Xiu-zhen. Level analysis and countermeasures on groundwater nitrogen pollution in Qiqihaer [J]. Heilongjiang Environmental Jouknal, 2001, 25 (1): 45-46. (in Chinese))

[4]　陈坚. 铵态氮在包气带介质中的吸附机制及转化去除研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2011. (CHEN Jian. Study on the adsorption mechanism and removal of ammonium in vadose zone [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2011. (in Chinese))

[5]　冯绍元, 黄冠. 试论水环境中的氮污染行为[J]. 灌溉排水, 1997, 16(2): 34-36. (FENG Shao-yuan, HUANG Guan-hua. Discussion on the nitrogen pollution in water environment [J]. Guangai Paishui, 1997, 16(2): 34-36. (in Chinese)

[6]　杨维, 郭毓, 王泳, 等. 氨氮污染地下水的动态实验研究[J]. 沈阳建筑大学学报: 自然科学版, 2007, 23(5): 826-831. (YANG Wei, GUO Yu, WANG Yong, et al. Study on dynamic experiments of ammonia nitrogen pollution of groundwater [J]. Journal of Shenyang Jianzhu University: Natural Science, 2007, 23(5): 826-831. (in Chinese))

[7]　温小乐, 夏立江, 徐亚萍, 等. 生活垃圾渗滤液对堆填区周边土壤铵态氮吸附能力的影响[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23 (3): 503-507. (WEN Xiao-le, XIA Li-jiang, XU Ya-ping, et al. Effects of leachate on ammonia-nitrogen adsorption ability

南水北调与水利科技 (中英文)

in soil nearby a municipal waste landfill [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2004, 23(3): 503-507. (in Chinese))

[8] Bake I, Pitt W W. Colloid-facilitated radionuclide transport in fractured porous rock[J]. Waste Management, 1996, 16(4): 313-325.

[9] Barton C D, Karathanasis A D. Influence of soil colloids on the migration of atrazine and zinc through large soil monoliths [J]. Water Air and Soil Pollution, 2003, (143): 3-21.

[10] Ryan J N, Elimelech M. Colloid mobilization and transport in groundwater[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 1996, (107): 1-56.

[11] Citeau L, Lamy I, Van Oort F, et al. Colloidal facilitated transfer of metals in soils under different land use [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2003, 217(1): 11-19.

[12] Crancon P, Pili E, Charlet L. Uranium facilitated transport by water-dispersible colloids in field and soil columns [J]. Science of the total environment, 2010, 408(9): 2118-2128.

[13] Denaix L, SemLali R M, Douay F. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition [J]. Environmental Pollution, 2001, 114(1): 29-38.

[14] Li S, Turaga U, Shrestha B, et al. Mobility of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in soil in the presence of carbon nanotubes[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2013, 96: 168-174.

[15] 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): 71-96.

[16] P G Amy. Colloid Transport and Deposition in Water-Saturated Yucca Mountain Tuff As Determined by Ionic Strength [J]. Environmental Science and Technology, 2001, 35: 3326-3337.

[17] 郑其良, 钱志伟. 斯托克斯(Stokes)定律在混浊型饮料中的应用[J]. 饮料工业, 1998, 1(1): 24-46. (ZHENG Qi-liang, QIAN Zhi-wei. The application of Stokes law in cloudy beverages [J]. Beverage industry, 1998, 1(1): 24-46. (in Chinese))

[18] 罗婷. 黄壤不同尺度颗粒的电导效应研究[D]. 重庆: 西南大学, 2009. (LUO Ting. Research on the conductive effect of the yellow soil of different size particles [D]. Chongqing: Southwest University, 2009. (in Chinese))

[19] 胡琼英, 兰叶青, 薛家骅. 土壤胶体稳定性影响因素[J]. 土壤, 1996, 28(6): 290-294. HU Qiong-ing, LAN Ye-ing, XUE Jia-ua. The influence factors on soil colloid stability [J]. Soil, 1996, 28(6): 290-294. (in Chinese))

[20] 田锐. 土壤胶体凝聚中的离子特异性效应[D]. 重庆: 西南大学, 2014. (TIAN Rui. The ion specific effects of soil colloid agglomerated [D]. Chongqing: Southwest University, 2014. (in Chinese))

[21] 杨娴, 饶品华, 何明. 土壤环境中黏粒的分散-凝聚行为及其影响因素[J]. 上海交通大学学报: 农业科学版, 2006, 34(5): 407-413. (YANG Xian, RAO Pin-ua, HE Ming. Dispersion of clay soil environment-condensation behavior and its influencing factors [J]. Journal of Shanghai Jiaotong University: agricultural science edition, 2006, 34(5): 407-413. (in Chinese))

南水北调与水利科技（中英文）