

铜质给水管道中铝垢的形成与转化机制研究

余春育¹, 白居易¹, 柳剑男¹, 王文东^{1,2}

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 西安交通大学 人居环境与建筑工程学院, 陕西 西安 710049)

摘要: 铝盐混凝剂在管网水中的残留现象十分普遍。以 CBR 反应器模拟给水管网, 研究了残余铝浓度和 pH 值对铝垢在铜质管道表面形成与转化过程的影响。结果表明, 降低残余铝浓度可有效减缓铝垢的形成速率, 而 pH 值变化对铝垢的形成速率影响较小。模拟管网系统运行 10 d 后, 管道内壁已开始出现铝沉积, 主要成分以无定形氢氧化铝为主。30 d 后, 在残余铝浓度 >0.2 mg/L、pH 值 = 7.0 的环境下, 管道内壁开始出现 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 沉淀。无定形氢氧化铝及其转化形成的硬水铝石释放出来的 $\text{Al}(\text{III})$ 不断向碱式碳酸铜扩散是形成 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的主要原因。水相中残余铝浓度越低, 溶液碱性越强, 无定形氢氧化铝向 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的转化速率越缓慢。

关键词: 给水管网; 铜质管材; 铝垢; 无定形氢氧化铝; $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)19-0017-06

Formation and Transformation Characteristics of Aluminum Scales in Copper Drinking Water Distribution Pipeline

YU Chun-yu¹, BAI Ju-rong¹, LIU Jian-nan¹, WANG Wen-dong^{1,2}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. School of Human Settlements and Civil Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049, China)

Abstract: The residual phenomenon of aluminum-salt coagulants is commonly found in drinking water distribution system. The CBR reactor was used to simulate water distribution system and the influence of residual aluminum concentration and pH value on the formation and transformation of aluminum scale on the surface of copper tube was investigated. Experimental results showed that reducing the residual aluminum concentration could effectively reduce the formation rate of aluminum scale, and the change of pH value had little effect on the formation rate of aluminum scale. Further study showed that aluminum deposition appeared in water distribution pipeline and the amorphous aluminium hydroxide was the major scale component after 10 days aging. In the system with pH at 7.0 and the residual aluminum concentration of greater than 0.2 mg/L, X-ray diffraction signal of $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ was observed after 30 days aging. The $\text{Al}(\text{III})$ released from amorphous aluminium hydroxide and diaspore were diffused to copper carbonate, which was the main reason for the formation of $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$. The lower

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21007050); 教育部博士点基金资助项目(20106120120014); 陕西省重大科技成果转化引导专项(2016KTG01-17)

通信作者: 王文东 E-mail: wdwang@xjtu.edu.cn

residual aluminum concentration and the more alkaline in the water phase was, the slower the transformation rate of the amorphous aluminum hydroxide to $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ was.

Key words: water distribution system; copper pipeline; aluminum scale; amorphous aluminum hydroxide; $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$

铝盐是饮用水净化过程中的常用混凝药剂,但在有效去除水中浊度和色度的同时,还存在不同程度的铝残留问题^[1~4]。据对我国40座城市的饮用水调查结果显示,32.5%的城市饮用水中铝浓度超标,东北地区尤为严重^[5]。Letterman 和 Driscoll 发现在混凝过程中控制 pH 值为 6.50~7.00 可有效降低铝的溶解度。然而,由于受反应动力学因素的影响,处于过饱和状态的无定形氢氧化铝、硅酸铝和磷酸铝等铝盐难以通过过滤去除,其进入输配水管网后易出现“后沉淀”现象,在管道内壁上形成铝垢层^[6]。这些管垢不仅会造成输配水能耗的增加,而且可以与管网水发生化学反应,引起余氯和溶解氧的衰减以及管网水浊度上升,此外其还为微生物提供了良好的“栖息地”,使管内壁易于生物膜生长,增加管网水的生物不稳定性^[7~9]。因此,明确管垢的形成原理与形成过程是进行供水管网优化管理,确保居民用水安全的前提。然而,现有研究主要集中在碳酸盐管垢、铁质管道锈蚀物以及铁释放的发生原理与调控方面,对含铝管垢形成及其形态转化过程的关注还较少。笔者借助 CBR 反应器模拟实际供水管网的运行环境,系统评价了处于过饱和状态铝残留的管网水中,铝垢在铜质管道内壁上的沉积、成垢和铝垢间的转化特征,以期为管网的运行管理以及饮用水中残余铝含量的调控提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验所用 CBR 反应器如图 1 所示。其主体材质为有机玻璃,尺寸为 $D=8\text{ cm}$ 、 $H=20\text{ cm}$,总容积约 1.0 L。高分子聚乙烯材质的反应器盖上均匀分布 8 个孔洞,设有卡口,支撑 8 根高分子聚乙烯柱,每根柱子上挂有 3 个铜质挂片。进水口设置于反应器盖上,在距反应器底部容积为 400 mL 处设有出水口。反应器盖顶中心部位安装有固定连接杆与底部转子相契合。在磁力搅拌器的驱动下,可带动反应器中溶液旋转,挂片与水体的交界面间产生剪切力,可模拟管网中的水力条件,剪切力大小可通过调节

磁力搅拌器转速进行控制。试验设计了 5 组反应器,磁力搅拌器转速均为 70 r/min,相当于对管壁产生 0.25 N/m^2 的剪切力。

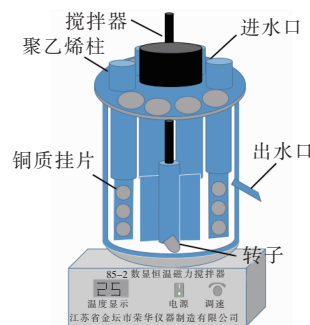


图1 CBR 反应器示意

Fig.1 Schematic diagram of CBR reactor

1.2 试验方法

试验用水为自来水,用 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 配制不同铝浓度的溶液(1#~5#反应器的铝浓度分别为 0.2、1、10、1、1 mg/L),通过 0.50 mol/L 的 NaOH 和 HNO_3 调节其 pH 值分别为 7、7、7、8、9。装置运行前 40 d,每 10 d 采样一次;在后 60 d 的运行中,每 15 d 采样一次。采样时用刮刀将挂在铜片上的管垢样品小心刮下,经过处理后进行检测分析。管垢的晶型结构采用 X 射线晶体衍射仪分析。样品中官能团的伸缩振动采用傅里叶红外分光光度计分析;管垢中的总铝含量采用盐酸消解处理后,采用铬天青 S 分光光度法测定。

2 结果与讨论

2.1 铝垢的形成过程分析

通过测定管道内壁管垢中的总铝含量定量评价铝垢的形成量,结果如图 2 所示。可知,除水相中残余铝浓度为 0.2 mg/L 的体系外,管壁表面铝垢的形成量在系统运行初期总体上呈现快速增加的趋势,在 40 d 左右均达到相对稳定;而后,随着运行时间的增长,管道表面铝垢的沉积量均缓慢增加。据此可知,管网水中残余铝的绝对含量对其在铜质管道表面的沉积成垢过程有着重要影响。当其浓度 $<0.2\text{ mg/L}$ 时,虽然仍处于过饱和状态,但其成垢

速率将大幅降低,成垢量直到 100 d 左右方与水相中残余铝浓度分别为 1 和 10 mg/L 的两个体系相当。这与文献中所报道的在管网运行 3 个月或 2 年内便出现明显的铝沉积现象基本吻合^[3,10]。值得注意的是,虽然降低铝的残留量可有效减缓铝在管道内壁的成垢速率,但从长期来看,只要铝盐处于过饱和状态,其在管壁上的最终沉积量并无明显差异。

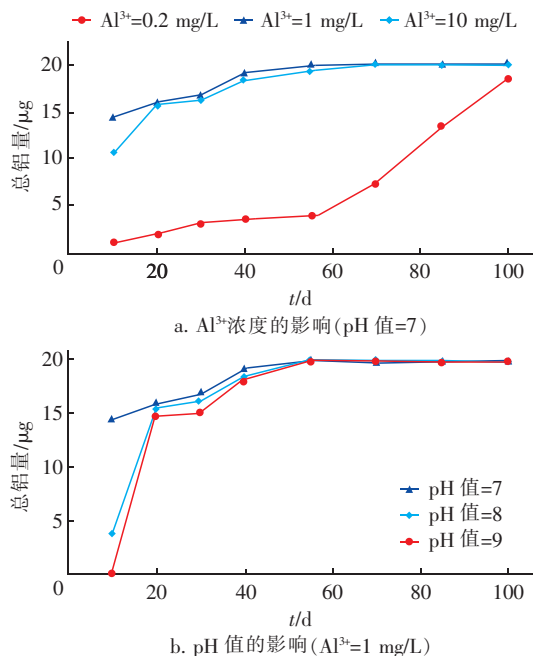


图2 不同水质条件下总铝量的测定结果

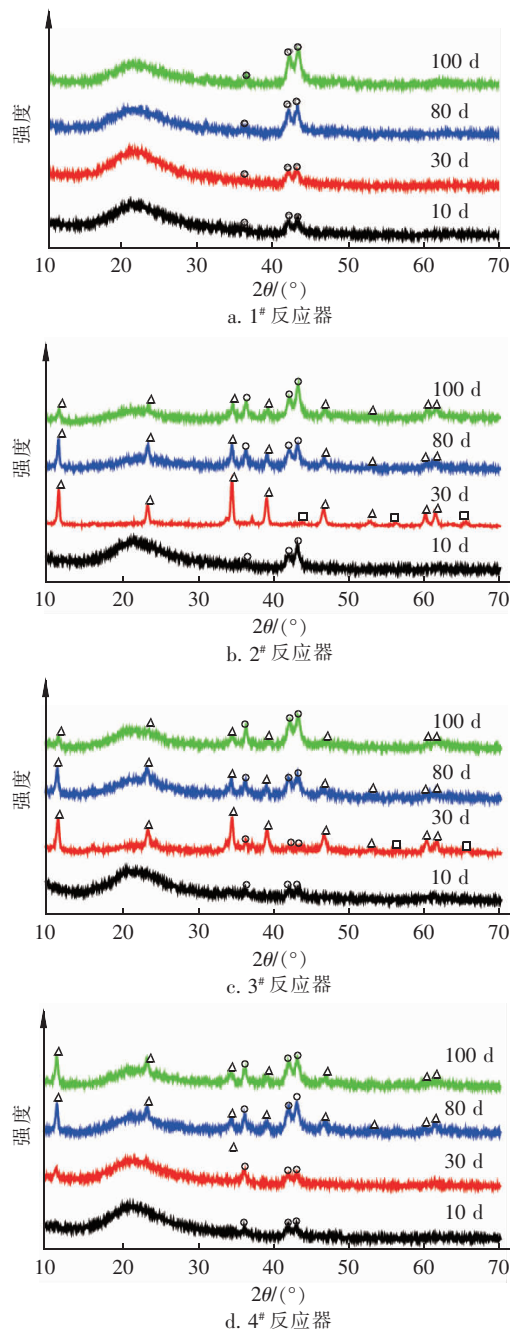
Fig. 2 Determination of total aluminum content on different water quality conditions

与管网水中残余铝含量的影响不同,溶液 pH 值对铝垢形成的影响程度相对较弱。由图 2(b)可知,在中性环境下,铝垢在管壁上的形成速率最快,10 d 内的铝沉积量已达到 14 μg。与中性环境相比,当 pH 值为 8 和 9 时,两个体系中铝垢的形成速率则相对较低,20 d 后方达到上述沉积量。这是由于碱性环境下水相中的铝以偏铝酸盐为主,溶解度较大,限制了其向管壁的迁移沉淀,表现为 pH 值越高,管壁上铝垢的形成速率越小。然而,在 20 d 以后,不同 pH 值下管壁上铝垢的形成速率和绝对沉积量均无明显差异。这可能与铝垢形成后,诱导了偏铝酸盐向溶解度更低的含铝沉淀的转化有关。因此,有必要对不同环境下管道内壁所形成的铝垢的结构组成及其转化特征进行系统分析。

2.2 铝垢结构组成与转化特征分析

采用 X 射线衍射技术分析了管垢的晶型特征,

结果如图 3 所示。在模拟管网系统运行 10 d 左右后,每个反应器的管垢样品中均有碱式碳酸铜的衍射峰出现,这主要与铜质管材在有氧的环境下易发生电化学反应,并伴随有铜绿的形成有关。除碱式碳酸铜外,并未发现拜耳石、三水铝石等氢氧化铝或铝盐结晶。由 XRD 表征图谱中 20° 衍射角附近峰包所围面积可定性评价管垢中处于无定形态的固体组分的含量。10 d 时管垢在 20° 附近的衍射峰包均较为明显,且仅有碱式碳酸铜的衍射峰,说明此时铝垢以无定形氢氧化铝为主。



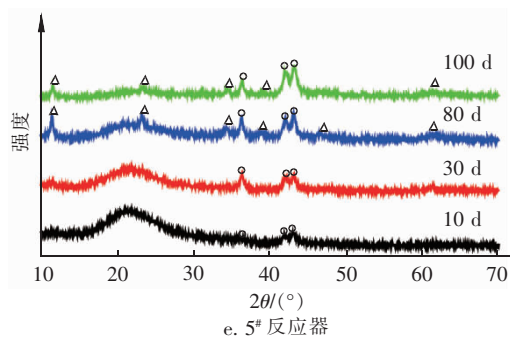


图3 管垢的XRD表征图谱[○代表 $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ 的衍射峰,△代表 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的衍射峰,□代表 AlOOH 的衍射峰]

Fig. 3 XRD spectrum of pipe scale

系统运行30 d后,在铝浓度分别为1 mg/L和10 mg/L、pH值均为7的两组反应器中所形成管垢的衍射峰发生了改变。在 20° 附近的峰包基本消失,衍射角为 $40^\circ \sim 70^\circ$ 的范围内出现了硬水铝石(AlOOH)的衍射峰,碱式碳酸铜的衍射峰强度明显减弱,且 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的衍射峰清晰、规整。这说明无定形氢氧化铝在管壁上并不稳定,可能与碱式碳酸铜共同作用向 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 转化,伴随有少量硬水铝石的形成,无定形氢氧化铝已并非管垢中铝的主要存在形态。且水相中铝的含量越低,溶液碱性越强,无定形氢氧化铝向 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的转化速率越缓慢。溶液pH值为8和9时,管壁铝垢中在第30天时出现的 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 衍射峰强度要比pH值为7时弱,在第80天才检测出较强的衍射峰。对于残余铝浓度为0.2 mg/L的1#反应器,虽然其中性pH值环境有利于铝垢的形成,但在100 d的研究时限内并未观测到 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的衍射峰。当残余铝浓度为1 mg/L时,在中性条件下运行30 d后有硬水铝石衍射峰出现,说明随着熟化时间的增加,氢氧化铝具备由无定形态向排列更加规则的硬水铝石转化的趋势,而在系统运行80 d和100 d后均未观察到其衍射峰。由其XRD的峰强度可知形成的硬水铝石所占比重较小,其在系统中可能参与了向 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 转化的过程,因此70 d后消失。

2.3 铝垢的傅里叶红外分析

对铝浓度为1 mg/L、pH值为7的系统进行了FT-IR分析,结果如图4所示。波数为1 089、1 050

和 570 cm^{-1} 的峰均为Al—O的伸缩振动吸收峰,位于883和 864 cm^{-1} 处的吸收带属于O—H面外弯曲振动吸收^[11]。结合XRD图谱可以推断出管道中有氢氧化铝形成。系统运行30 d后,谱线在 $3\,455\text{ cm}^{-1}$ 左右处的宽峰由羟基中的氢键伸缩振动引起,与游离—OH的伸缩振动峰($3\,600\text{ cm}^{-1}$ 附近)相比,该吸收峰向低波数方向产生了偏移,峰宽较大,这证明形成的沉淀物间存在分子内水,同时受层板羟基静电作用力影响,使得该振动峰发生了偏移; $1\,635\text{ cm}^{-1}$ 处的峰为结晶水中羟基的弯曲振动峰,再次说明样品颗粒表面吸附水分子或层间插入了水分子;在 $1\,363\text{ cm}^{-1}$ 左右处出现的尖峰为 CO_3^{2-} 的C—O伸缩振动峰,与 CaCO_3 中C—O吸收峰($1\,430\text{ cm}^{-1}$ 附近)相比,向低波数方向有一定程度的位移,这表明层间 CO_3^{2-} 插层阴离子并不是自由移动,可能与层间水分子和层板间金属—氧八面体中的羟基产生静电作用有关^[12]。在 424 cm^{-1} 处的吸收峰可归属为Cu—O八面体中的晶格振动,以及Cu—O—Cu弯曲振动。证实了此时管垢中有含铝沉淀物 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 形成。

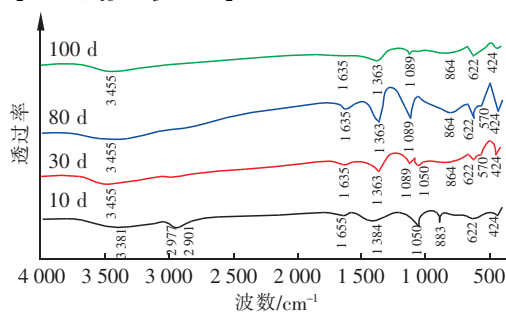


图4 管垢的傅里叶红外表征图谱

Fig. 4 FT-IR spectra of pipe scale

2.4 铝垢间结构转化原理探讨

由前述分析可知,铜质管道表面形成的含铝管垢主要有无定形氢氧化铝、铜铝碱式碳酸盐和少量硬水铝石。其中,无定形氢氧化铝为水相中处于过饱和状态的 $\text{Al}(\text{III})$ 与氢氧根结合后形成的固体沉淀。然而,上述沉淀在管壁上的成垢量还与管道材质以及管道的腐蚀程度有关。一般地,管道腐蚀程度越低、管壁越光滑,水中悬浮物在管壁上的附着量也越少。无定形氢氧化铝由于具有良好的粘附性,在管道投入使用10 d左右即有明显附着。然而,随着系统运行时间的增加,无定形氢氧化铝有向硬水铝石(氢氧化铝的结晶态)转化的趋势。

与无定形氢氧化铝和硬水铝石不同,铜铝碱式碳酸盐主要由铜质管道的锈蚀物(碱式碳酸铜)转化而成。碱式碳酸铜化学结构如图5所示,部分铜元素处于不稳定状态,可与Al(Ⅲ)发生置换反应,进而形成结构相对稳定的 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 。从铜铝碱式碳酸盐的结构特征来看,其属于三方晶系,空间群为 R_3m ,在晶体中羟基堆积而形成密置双层,铜铝离子则随机分布在八面体空隙中,形成带正电的基本层 $[\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}]^{2+}$,两个基本层之间夹以碳酸根离子和水分子形成的带负电的中间层 $[\text{CO}_3^{2-} + 4\text{H}_2\text{O}]^{2-}$,基本层和中间层交错堆积成晶体^[13,14]。

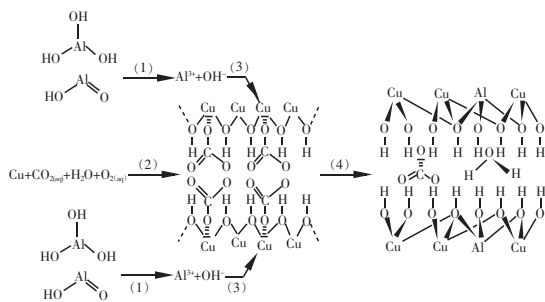


图5 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的形成机理

Fig. 5 Mechanism of $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ formation

系统运行初期,铜片上主要发生的反应为电化学腐蚀,生成碱式碳酸铜。考虑到管壁表面铜铝碱式碳酸盐衍射峰强度增加的同时,碱式碳酸铜衍射峰强度则明显减弱,可知铜铝碱式碳酸盐并非由水相中的Al(Ⅲ)和Cu(Ⅱ)与氢氧根和碳酸根通过化学沉淀直接形成,而是在碱式碳酸铜的基础上转化而来。受转化速率的限制体系在10 d时未检测到 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 的衍射峰,管垢以无定形态氢氧化铝和碱式碳酸铜为主。随着反应时间的增加,无定形氢氧化铝(处于外层)释放出来的Al(Ⅲ)不断向碱式碳酸铜(处于内层)扩散,促进了铜铝碱式碳酸盐的形成。然而,随着溶液pH值的增大,Al(Ⅲ)主要以偏铝酸盐的形式存在,阻碍了上述转化过程的发生。

3 结论

① 铝垢在管道内壁上的沉积符合前期快速增长而后逐渐趋于稳定的规律。系统运行10 d后,管道内壁已开始出现铝沉积,主要成分为无定形氢氧化铝。

② $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 并非由水相中

的Al(Ⅲ)和Cu(Ⅱ)与氢氧根和碳酸根通过化学沉淀直接形成,而是由无定形氢氧化铝及其转化形成的硬水铝石释放出来的Al(Ⅲ)不断向碱式碳酸铜扩散而形成。

③ 碱性环境下,Al(Ⅲ)主要以偏铝酸盐形式存在,是抑制 $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 形成的主要原因。

参考文献:

- [1] Xu Y P, Chen T, Cui F Y, *et al.* Effect of reused alum-humic-flocs on coagulation performance and floc characteristics formed by aluminum salt coagulants in humic-acid water[J]. *Chem Eng J*, 2016, 287: 225 – 232.
- [2] Zhao Y X, Gao B Y, Shon H K, *et al.* Coagulation characteristics of titanium (Ti) salt coagulant compared with aluminum (Al) and iron (Fe) salts[J]. *J Hazard Mater*, 2011, 185(2/3): 1536 – 1542.
- [3] Wang W D, Yang H W, Wang X C, *et al.* Factors affecting aluminum speciation in drinking water by laboratory research[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(1): 47 – 55.
- [4] Wang X, Ma B W, Bai Y H, *et al.* Comparison of the effects of aluminum and iron (Ⅲ) salts on ultrafiltration membrane biofouling in drinking water treatment[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 30(1): 99 – 107.
- [5] 崔福义, 胡明成, 张燕, 等. 我国部分城市饮用水中铝含量调查[J]. *中国给水排水*, 2002, 18(1): 5 – 8.
Cui Fuyi, Hu Mingcheng, Zhang Yan, *et al.* Investigation on aluminum concentration in drinking water in part of China's cities[J]. *China Water & Wastewater*, 2002, 18(1): 5 – 8 (in Chinese).
- [6] 张小妮, 王文东, 乔子霞, 等. 供水管道中含铝管垢的形成机理及其结构组成[J]. *净水技术*, 2013, 32(4): 1 – 4.
Zhang Xiaoni, Wang Wendong, Qiao Zixia, *et al.* Formational mechanism and structural composition of aluminum-containing scales in water supply pipes[J]. *Water Purification Technology*, 2013, 32(4): 1 – 4 (in Chinese).
- [7] Sarin P, Snoeyink V L, Bebee J, *et al.* Iron release from corroded iron pipes in drinking water distribution systems: effect of dissolved oxygen[J]. *Water Res*, 2004, 38(5): 1259 – 1269.
- [8] Edwards M. Controlling corrosion in drinking water distri-

- bution systems: a grand challenge for the 21st century [J]. Water Sci Technol, 2004, 49(2): 1-8.
- [9] 滕飞, 管运涛, 李莎莎, 等. 生物膜对给水铸铁管腐蚀结垢的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(2): 396-401.
Teng Fei, Guan Yuntao, Li Shasha, *et al.* Effect of bio-film on the corrosion and fouling of cast iron pipe for water supply [J]. Environmental Science, 2009, 30(2): 396-401 (in Chinese).
- [10] Wang W D, Song S, Zhang X N, *et al.* Effects of Ni^{2+} on aluminum hydroxide scale formation and transformation on a simulated drinking water distribution system [J]. Chemosphere, 2014, 107: 211-217.
- [11] Meher T, Basu A K, Ghatak S. Physicochemical characteristics of alumina gel in hydroxyhydrogel and normal form [J]. Ceram Int, 2005, 31: 831-838.
- [12] 倪哲明, 薛继龙. 含铜水滑石的结构与光催化性能 [J]. 高等学校化学学报, 2013, 34(3): 503-508.
Ni Zheming, Xue Jilong. Synthesis of CuMgAl layered double hydroxides for efficient photocatalysis of rhodamine B [J]. Chemical Journal of Chinese Universities, 2013, 34(3): 503-508 (in Chinese).
- [13] Wang L G, Shi W, Yao P, *et al.* Microstructure and Jahn-Teller effect of Cu-Zn-Mg-Al layered double hydroxides [J]. Acta Physico-Chimica Sinica, 2012, 28(1): 58-64.
- [14] Jia W C, Ding Z D, Wang R H, *et al.* Synthesis and characterization of Cu-doped hydrotalcite-like catalyst of lignin depolymerization [J]. Journal of Dalian Polytechnic University, 2016, 36(1): 17-26.



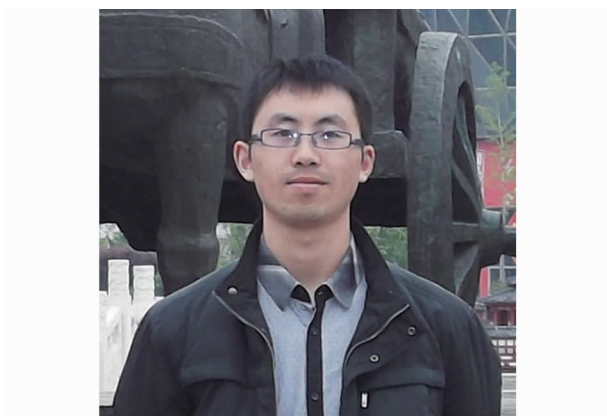
作者简介: 余春育(1993-), 女, 河南驻马店人, 硕士研究生, 从事饮用水管网管垢的形成与转化研究。

E-mail: 594392029@qq.com

收稿日期: 2018-05-10

(上接第16页)

- Li Xiufang. Assessment of carbon source conversion and recovery in activated primary tank with mechanical elutriation [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(17): 11-16 (in Chinese).
- [16] 常青. 活性污泥中胞外聚合物的组成及功能分析 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.
Chang Qing. Composition and Function of Extracellular Polymeric Substances in the Activated Sludge [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2014 (in Chinese).
- [17] 袁林江, 周国标, 南亚萍. 微生物聚磷及其酶学调控 [J]. 环境科学学报, 2015, 35(7): 1955-1962.
Yuan Linjiang, Zhou Guobiao, Nan Yaping. Review on microbial polyphosphate accumulation and its enzymological regulation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(7): 1955-1962 (in Chinese).
- [18] 王先宝. 基于碳源有效利用与曝气模式调控的氧化沟强化脱氮技术研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2015.
Wang Xianbao. The Study on Improvement of Nitrogen Removal in Oxidation Ditch by Optimization of Carbon Source Utilization and Aeration Mode [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2015 (in Chinese).



作者简介: 王先宝(1986-), 男, 黑龙江五大连池人, 博士, 副教授, 研究方向为污水处理理论与技术。

E-mail: wangxianbao1986@126.com

收稿日期: 2018-04-24