

氧化亚铁硫杆菌对聚丙烯酰胺脱水重溶污泥的调理

陈文邦¹, 郭丽娜¹, 王雪竹¹, 黄鹏^{1,2}, 秦松岩¹

(1. 天津理工大学 环境科学与安全工程学院, 天津 300384; 2. 中国市政工程华北设计研究总院有限公司, 天津 300092)

摘要: 为改善阳离子型聚丙烯酰胺(CPAM)脱水重溶污泥的脱水性能,利用嗜酸性氧化亚铁硫杆菌(简称 *At.f*)氧化 Fe^{2+} 及产酸特性,进行了批式试验,并对菌液接种量,胞外聚合物(EPS)各层中可溶性蛋白质、多糖含量变化及泥浆颗粒表面形态进行了研究。结果表明,营养剂添加量为 1.2 g/L 时,经 *At.f* 菌处理后 pH 值降到 3.00 以下, Fe^{2+} 氧化率达到 99.4%,污泥比阻由初始的 9.49×10^{12} m/kg(难脱水污泥)降至最终的 0.57×10^{12} m/kg(易脱水污泥);菌液接种量为 50% 时, pH 值稳定在 3.00 以下, Fe^{2+} 利用率达到 99.7%;EPS 黏液层中可溶性蛋白质、多糖含量的升幅分别较对照组下降了 21.36%、26.95%,松散结合的胞外聚合物层(LB-EPS)和紧密结合的胞外聚合物层(TB-EPS)中蛋白质含量之比降低了 73.02%、多糖含量之比降低了 90.11%,EPS 各层结构的组分向易脱水趋势改变;CPAM 脱水重溶污泥由分散的絮状体变为晶型规则的块状物,在 20 MPa 压力下板框压滤,泥饼含水率 < 60%。在营养剂添加量为 1.2 g/L、接种量为 50% 的优化条件下, *At.f* 菌改善了 CPAM 脱水重溶污泥的脱水性能。

关键词: 阳离子型聚丙烯酰胺; 脱水重溶污泥; 脱水性能; 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)19-0093-06

Conditioning of Cationic Polyacrylamide Dehydrated Re-dissolved Sludge by *Acidithiobacillus ferrooxidans*

CHEN Wen-bang¹, GUO Li-na¹, WANG Xue-zhu¹, HUANG Peng^{1,2},
QIN Song-yan¹

(1. College of Environmental Science and Safety Engineering, Tianjin University of Technology, Tianjin 300384, China; 2. North China Municipal Engineering Design & Research Institute Co. Ltd., Tianjin 300092, China)

Abstract: To improve the dewaterability of cationic polyacrylamide (CPAM) dehydrated re-dissolved sludge, sequencing batch experiments were conducted, in which *Acidithiobacillus ferrooxidans* (*At.f*) was used to oxidize Fe^{2+} and produce acid to improve the sludge dewatering performance. The effect of *At.f* inoculation amount, the content changes of soluble proteins and polysaccharides in different layers of extracellular polymeric substances (EPS) and variations of sludge surface morphology were studied. The results showed that the ferrous oxidation rate reached 99.4% when pH value of the sludge decreased to less than 3.00 and the specific resistance to filtration (SRF) of sludge decreased from initial

9.49×10^{12} m/kg (sludge hard to dewater) to the final 0.57×10^{12} m/kg (sludge easy to dewater) with the nutrient dosage of 1.2 g/L. When *At. f* inoculation amount was 50%, the pH value of the sludge decreased to less than 3.00 and ferrous oxidation rate reached 99.7%. Compared to the control group, the increment of soluble protein and polysaccharide in EPS slime decreased by 21.36% and 26.95%, respectively. Protein ratio of loosely bound EPS (LB-EPS) to tightly bound EPS (TB-EPS) dropped by 73.02%, and polysaccharide ratio dropped by 90.11%. EPS components of each layer tended to be easily dehydrated. Morphology of the CPAM dehydrated re-dissolved sludge changed from scattering floc to regular crystals. At the condition of 20 MPa pressure, the moisture content of the sludge decreased to less than 60%. *At. f* improved dewatering performance of the CPAM dehydrated re-dissolved sludge when the nutrient dosage was 1.2 g/L and the inoculation amount of *At. f* was 50%.

Key words: CPAM; dehydrated re-dissolved sludge; dewatering performance; *Acidithiobacillus ferrooxidans*

阳离子型聚丙烯酰胺(CPAM)是目前污水处理行业使用最广泛的污泥调理剂,2014年全国经CPAM调理的污泥总量已突破 $3\,000 \times 10^4 \text{ m}^3$ ^[1]。经CPAM调理并进入脱水设备后污泥含水率仍高达80%以上^[2],然而《城镇污水处理厂污泥处置 混合填埋用泥质》(GB/T 23485—2009)明确要求填埋用泥质的含水率要小于60%。因此,全国大中城市如天津等地建设污泥集中处理厂,将含水率为80%的CPAM脱水污泥集中后注水调浆做进一步处理。目前多采用高温热解技术,即通过破坏微生物细胞壁,将原生质释放出来并进一步水解生成小分子有机物^[3],从而实现污泥的深度脱水。然而,高温过程会发生明显的水解和降解作用^[4],可能破坏聚丙烯酰胺单体键,导致单体丙烯酰胺(AA)释放,AA对人体具有神经毒性、基因毒性及致癌性的毒害作用^[5],且该技术存在耗能高、投资大以及安全性问题^[6]。

另外,含水率为80%的CPAM脱水污泥重溶后,混合液内含有大量聚合物,其网状结构、链间机械的连结和氢键共同形成网状节点,形成许多链-链接触点^[7],使无机颗粒及有机质成为更难压缩沉降的均质溶液。目前关于常温下CPAM脱水重溶污泥的物理化学调质方法报道较少。

*At. f*菌是一种化能自养、以氧化 Fe^{2+} 获取能量、其他营养物质需求很低的革兰氏阴性菌,目前已被应用于二沉池污泥的调质及深度脱水^[8]。胞外聚合物(EPS)占活性污泥总有机质的50%~90%^[9],其存在会严重影响污泥的脱水性能,CPAM的投加在一定程度上能够改变污泥EPS的结构,促

进污泥脱水^[10],*At. f*菌产生的酸性环境可以导致CPAM分解为 NH_3 等无害物质,不会导致主链断裂生成AA^[5],然而利用*At. f*菌对CPAM脱水重溶污泥进行调理过程中EPS组成变化还需进一步探讨。因此,本研究将基于*At. f*菌的生物作用,探讨CPAM脱水重溶污泥深度脱水的可行性及对其EPS组成的影响。

1 材料与方法

1.1 菌种与污泥特性

二沉池活性污泥的性质如下:pH值为6.85、含固率为1.98%、比阻为 1.86×10^{13} m/kg、 Fe^{2+} 为20.18 mg/L;CPAM脱水重溶污泥(以下简称CPAM泥浆)的性质如下:pH值为6.87、含固率为2.04%、比阻为 9.49×10^{12} m/kg、 Fe^{2+} 为21.33 mg/L。试验菌种是课题组分离得到的*At. f*菌^[11]。两种污泥含固率相同时,虽然CPAM泥浆比阻略小于二沉池污泥,但仍属于难脱水污泥。

1.2 *At. f*菌改善CPAM泥浆脱水性试验

试验设计4个工况,分别是:不做任何处理的对照组;只添加10%(体积分数)的*At. f*菌;只添加0.91 g/L的 Fe^{2+} ;添加0.91 g/L的 Fe^{2+} 和10%的*At. f*菌。

用1+1硫酸将泥浆初始pH值调至4.00。每隔12 h取样,采用Sartorius PB-10精密pH计测定污泥pH值;采用重铬酸钾滴定法测定 Fe^{2+} 浓度^[12];待污泥中 Fe^{2+} 浓度接近于零后取样,通过布氏漏斗-真空抽滤法^[13-14]测定污泥比阻(SRF)。

1.3 接菌量对泥浆脱水性的影响试验

各取200 mL污泥于一系列500 mL三角瓶中,

分别接种0、10%、50%、80%、100%的 *At.f* 菌液(最后用蒸馏水补齐体积差)并添加营养剂,每2 h 取样并测定 pH 值及 Fe^{2+} 浓度。

1.4 泥浆的EPS 组分及形态分析

试验设置对照组 A 及处理组 B,处理如下:A 组取 200 mL 含固率为 2.0% 的污泥于 500 mL 三角瓶中;B 组取 180 mL 含固率为 2.0% 的污泥于 500 mL 三角瓶中,接种 20 mL 含固率为 2.0% 的菌种污泥,按 1.2 g/L 投加 Fe^{2+} (营养剂)。A、B 两组污泥 pH 值均调节至 4.00 左右,采用离心和超声波法^[15] 每 12 h 分层提取 EPS,分别采用考马斯亮蓝法^[16]、葱酮-硫酸比色法^[17] 测定黏液层(Slime 层)中蛋白质和多糖含量。

2 结果与讨论

2.1 *At.f* 菌对CPAM 泥浆脱水性的改善效果

At.f 菌的生长繁殖过程会伴随环境中 pH 值及 Fe^{2+} 浓度的降低^[11],可以用泥浆中 pH 值及 Fe^{2+} 的变化间接反映 *At.f* 菌生长情况。污泥 pH 值及 Fe^{2+} 浓度的变化见图 1。

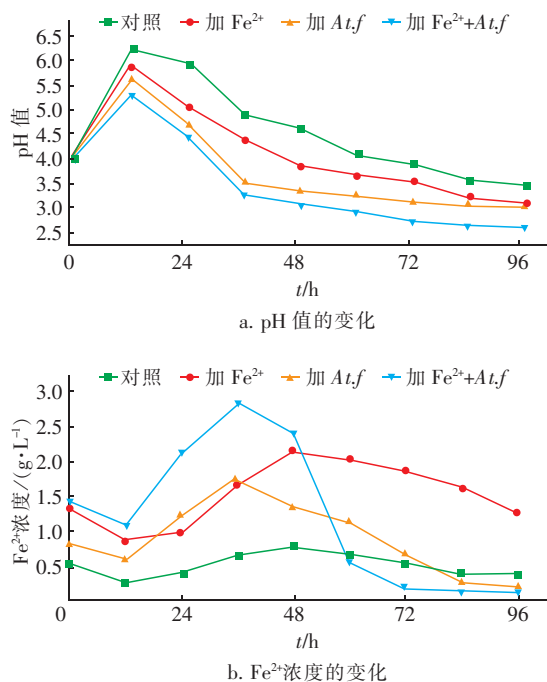


图1 pH 值及 Fe^{2+} 浓度的变化

Fig.1 Variation of pH and Fe^{2+} concentration

由图 1 可以看出,0 ~ 12 h,4 组污泥的 pH 值均升高,这是由于污泥对酸度有一定的缓冲性^[18];同时各组污泥的 Fe^{2+} 含量均降低,这是由于污泥 pH 值升高致使部分 Fe^{2+} 氧化及污泥对 Fe^{2+} 存在吸附

作用。

12 ~ 96 h,4 组污泥的 pH 值均下降,这是由于 Fe^{2+} 氧化生成 Fe^{3+} ,再进一步水解生成 H^+ ; Fe^{2+} 含量则先上升后下降。然而在 12 ~ 96 h,各组 pH 值及 Fe^{2+} 浓度的变化存在差异,对照组和只加 Fe^{2+} 组 pH 值下降至 3.00 以上,加 *At.f* 组和加 $\text{Fe}^{2+} + \text{At.f}$ 组 pH 值下降至 3.00 以下,表明 *At.f* 菌能够适应泥浆环境,进一步酸化导致 pH 值降低。加 *At.f* 组 pH 值也能降到 3.00 以下,是由于初始泥浆的酸性环境使吸附在泥浆中的 Fe^{2+} 析出,为 *At.f* 菌生长提供了营养剂。各组 Fe^{2+} 上升是由于随着污泥 pH 值的下降,污泥中 Fe^{2+} 的氧化速率降低,并且污泥吸附的 Fe^{2+} 逐渐被释放,不同的是,加 *At.f* 组和加 $\text{Fe}^{2+} + \text{At.f}$ 组中 Fe^{2+} 浓度再次下降的时间比对照组和只加 Fe^{2+} 组提前了 12 h,这是由于投加的 *At.f* 菌在 36 h 后急剧增殖为优势菌群,导致 Fe^{2+} 被大量利用,培养 80 h 时 Fe^{2+} 浓度接近于零,pH 值亦下降至 3.00 以下,表明 *At.f* 菌能够很好地适应泥浆环境并大量增殖。

此外,对照组污泥比阻为 9.49×10^{12} m/kg,加 Fe^{2+} 组污泥比阻为 5.54×10^{12} m/kg,加 *At.f* 组污泥比阻为 1.31×10^{12} m/kg,加 $\text{Fe}^{2+} + \text{At.f}$ 组污泥比阻为 0.57×10^{12} m/kg,表明通过 *At.f* 菌的生物作用改善了 CPAM 泥浆的脱水性能^[11]。

2.2 *At.f* 菌接种量对泥浆脱水性的影响

At.f 菌接种量对泥浆脱水性的影响见图 2。可知,在 36 h 内,不同的 *At.f* 菌接种量会影响初始 pH 值及 Fe^{2+} 含量,这是因为所接 *At.f* 菌体的 pH 值为 2.00,且含有一定量的 Fe^{2+} 。不同接种量条件下的污泥体系整体上 pH 值均呈下降趋势,而接种量 $\geq 50\%$ 时,污泥 pH 值最终维持在 3.00 以下, Fe^{2+} 氧化率达到 99.4%。*At.f* 菌接种量为 50%、80%、100% 时污泥中 Fe^{2+} 浓度先上升后下降,这是因为随着接菌量的增大,污泥 pH 值降低,使污泥中部分 Fe^{2+} 溶出,随着 *At.f* 菌数量增多, Fe^{2+} 氧化率增大, Fe^{2+} 浓度逐渐下降,至 32 h 时 Fe^{2+} 完全氧化,接种量 $\leq 10\%$ 时污泥的 Fe^{2+} 含量在 32 h 后基本保持不变。这表明菌液接种量对菌体的生长有很大影响,接种量过小会延长菌体适应期,菌体生长缓慢,工程应用中会延长污泥停留时间^[19];若接种量过大虽然能缩短污泥停留时间,但会增大反应池容积,故采用 *At.f* 菌的接种量为 50%。

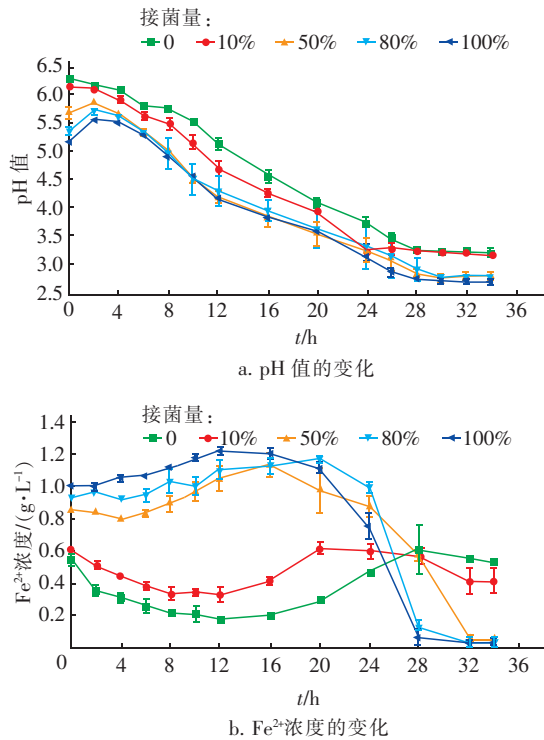
图2 不同 *At. f* 菌接种量下污泥 pH 值及 Fe^{2+} 浓度的变化

Fig. 2 Variation of pH and Fe^{2+} concentration with different *At. f* inoculation amount

2.3 EPS 组分变化及CPAM 泥浆表面形态

污泥脱水性能除了受 EPS 黏液层 (S-EPS) 中可溶性蛋白质、多糖影响 (S-EPS 中溶解态蛋白质、多糖含量越低, 脱水性能越好) 外^[20], 还受松散结合的胞外聚合物层 (LB-EPS) 和紧密结合的胞外聚合物 (TB-EPS) 含量之比的影响, LB-EPS 与 TB-EPS 的比值越低, 污泥脱水性能越好^[21]。培养 36 h 后, S-EPS 层中溶解态蛋白质、多糖的变化及 LB-EPS/TB-EPS 值见图 3。

由图 3 (a) 可知, 对照组 (A 组) 和处理组 (B 组) 的溶解态蛋白质、多糖含量随时间呈上升趋势。A 组 S-EPS 中溶解态蛋白质含量由 11.49 mg/g 上升至 18.24 mg/g, B 组则由 11.05 mg/g 上升至 15.24 mg/g, B 组 S-EPS 中溶解态蛋白质升高幅度较 A 组低 21.36%; A 组 S-EPS 中溶解态多糖含量由 7.23 mg/g 上升至 11.79 mg/g, B 组则由 6.95 mg/g 上升至 9.46 mg/g, B 组 S-EPS 中溶解态多糖含量升高幅度较 A 组低 26.95%。表明泥浆经 *At. f* 菌生物处理后黏液层中溶解态蛋白质、多糖含量低于未处理组。

由图 3 (b) 可知, 培养 36 h 后, A 组蛋白质及多

糖比值分别由 1.32、1.51 降至 1.25、1.18, 分别降低 5.30%、21.85%; B 组则由 1.52、1.72 降至 0.41、0.17, 分别降低 73.02%、90.11%。表明泥浆经 *At. f* 菌生物处理后 LB-EPS/TB-EPS 值的降低幅度远高于未处理组。分析认为: 图 3 (a) 中蛋白质、多糖含量上升是由于 LB-EPS 层中不溶态蛋白质、多糖转移到了可溶态的黏液层, 由于 *At. f* 菌的生物作用使粘液层中溶解态蛋白质、多糖含量依然低于未处理组; 经 *At. f* 菌生物处理后 LB-EPS/TB-EPS 值降低, 是由于生物作用产生的酸性环境, pH 值降至 3.00 以下, 致使 TB-EPS 中部分微生物细胞破裂, 释放出蛋白质、多糖。可见 *At. f* 菌的生物作用改变了泥浆 EPS 的各层结构, 从而改善了泥浆的脱水性能。

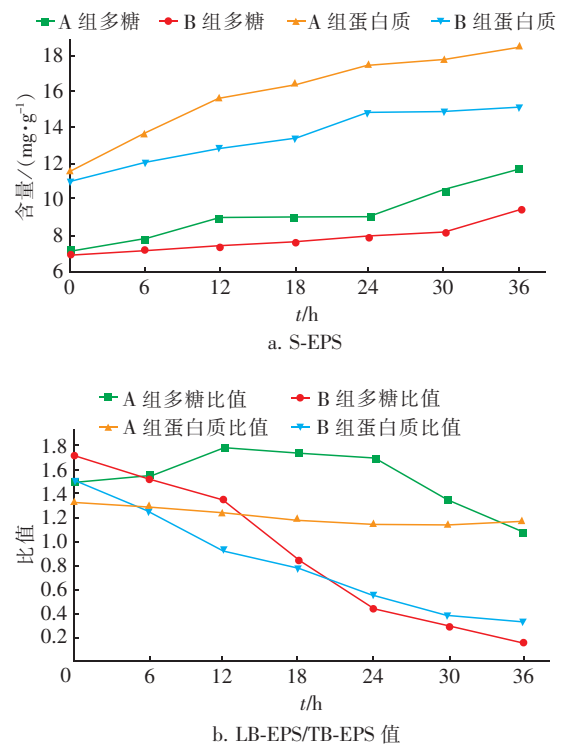


图3 EPS 各层组分的变化

Fig. 3 Variation of each layer component of EPS

通过扫描电子显微镜 (SEM) 观察原泥浆和生物处理后泥浆的表面形态, 结果如图 4 所示。可以看出, CPAM 泥浆颗粒由分散均匀、排列紧实的絮状体构成; 处理后泥浆则含有大量晶型规则的松散块状物, 这些块状物为污泥提供了刚性点阵^[22], 在 20 MPa 压力下经板框压滤后呈块状, 含水率 < 60%, 可以实现对 CPAM 泥浆的深度脱水。这是由于 CPAM 泥浆经过 *At. f* 菌生物处理后泥浆颗粒结构变得松散, 易于板框压滤。

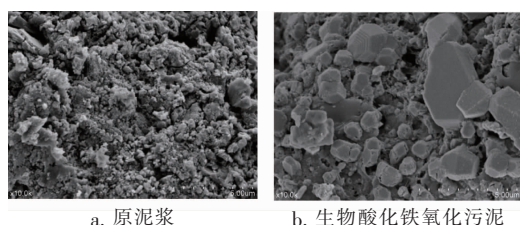


图4 原泥浆和生物处理后泥浆的表面形态

Fig. 4 Surface morphology of raw sludge and biotreated sludge

3 结论

① 经 *At.f* 菌处理过的 CPAM 泥浆 pH 值稳定在 3.00 以下, Fe^{2+} 的氧化率达到 99.4%, 比阻降为 $0.57 \times 10^{12} \text{ m/kg}$, 属于易脱水污泥, 表明 *At.f* 菌能够通过生物作用改善 CPAM 泥浆的脱水性能。

② 菌液接种量为 50% 时, 污泥 pH 值稳定在 3.00 以下, *At.f* 菌可在污泥中迅速成为优势菌种。

③ 相较于对照组, CPAM 泥浆经 *At.f* 菌处理后, EPS 黏液层中溶解态蛋白质、多糖含量的升高幅度分别低了 21.36%、26.95%; 污泥由分散均匀、排列紧实的絮状体变为含有大量晶型规则的松散块状, 在 20 MPa 压力下经板框压滤后, 泥饼含水率 < 60%, 实现了对 CPAM 泥浆的深度脱水。

参考文献:

- [1] 瞿祥, 侯庆杰, 颜成, 等. 生物沥浸法对常规脱水污泥再深度脱水的效果[J]. 中国给水排水, 2014, 30(17): 37-40.
- Zi Xiang, Hou Qingjie, Yan Cheng, et al. Advanced dewatering of conventional dewatered sludge by bioleaching technology[J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(17): 37-40(in Chinese).
- [2] 袁园, 杨海真. 污泥化学调理和机械脱水方面的研究进展[J]. 上海环境科学, 2003, 22(7): 499-503, 507.
- Yuan Yuan, Yang Haizhen. Study progress on sludge chemical conditioning and mechanical dewatering[J]. Shanghai Environmental Sciences, 2003, 22(7): 499-503, 507(in Chinese).
- [3] 王治军, 王伟. 剩余污泥的热水解试验[J]. 中国环境科学, 2005, 25(z1): 56-60.
- Wang Zhijun, Wang Wei. Thermal hydrolysis test of surplus sludge[J]. China Environmental Science, 2005, 25(z1): 56-60(in Chinese).
- [4] 孔柏岭, 罗九明. 高温油藏条件下聚丙烯酰胺水解反应研究[J]. 石油勘探与开发, 1998, 25(6): 67-69.
- Kong Bailing, Luo Jiuming. Study on the hydrolysis of polyacrylamides at high reservoir temperature conditions[J]. Petroleum Exploration and Development, 1998, 25(6): 67-69(in Chinese).
- [5] 高乃云. 浅议饮用水处理中聚丙烯酰胺的应用现状及潜在危害[J]. 给水排水, 2010, 36(11): 1-3, 39.
- Gao Naiyun. Brief on the application status and potential danger of polyacrylamide in drinking water treatment[J]. Water & Wastewater Engineering, 2010, 36(11): 1-3, 39(in Chinese).
- [6] 郝晓地, 蔡正清, 甘一萍. 剩余污泥预处理技术概览[J]. 环境科学学报, 2011, 31(1): 1-12.
- Hao Xiaodi, Cai Zhengqing, Gan Yiping. Review of pretreatment technologies for excess sludge[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(1): 1-12(in Chinese).
- [7] 麦永发, 朱宏, 林建云, 等. 阳离子聚丙烯酰胺的重要研究技术进展[J]. 高分子通报, 2012(8): 105-110.
- Mai Yongfa, Zhu Hong, Lin Jianyun, et al. Important technical progresses of cationic polyacrylamide[J]. Polymer Bulletin, 2012(8): 105-110(in Chinese).
- [8] 刘奋武, 周立祥, 周俊, 等. 生物沥浸处理提高城市污泥脱水性能的中试研究: 批式运行模式[J]. 环境科学, 2011, 32(7): 2023-2029.
- Liu Fenwu, Zhou Lixiang, Zhou Jun, et al. Improvement of municipal sewage sludge dewaterability by bioleaching: A pilot-scale study with a continuous plug flow reaction model[J]. Environmental Science, 2011, 32(7): 2023-2029(in Chinese).
- [9] Urbain V, Block J C, Manem J. Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach[J]. Water Res, 1993, 27(5): 829-838.
- [10] 汪毅恒, 范艳辉, 柳海波. 阳离子聚丙烯酰胺(PAM)改善污泥脱水性能的研究[J]. 北方环境, 2012, 24(2): 105-108.
- Wang Yiheng, Fan Yanhui, Liu Haibo. Study on cationic polyacrylamide (PAM) improving sludge dewatering ability[J]. Northern Environment, 2012, 24(2): 105-108(in Chinese).
- [11] 秦松岩, 郭丽娜, 解永磊, 等. 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌对市政污泥脱水性能的改善[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2015, 47(8): 101-105.
- Qin Songyan, Guo Lina, Xie Yonglei, et al. Improvement of municipal sludge dewaterability by *Acidithiobacillus ferrooxidans*[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2015, 47(8): 101-105(in Chinese).

- [12] 李莉,徐蕾,崔凤娟. 分析化学实验[M]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社,2016.
Li Li, Xu Lei, Cui Fengjuan. Analytical Chemistry Experiments [M]. Harbin: Harbin Institute of Technology Press, 2016 (in Chinese).
- [13] 陈花果,伍素兰. 提高石油化工污泥脱水性能试验研究[J]. 西安地质学院学报,1996,18(3):100-106.
Chen Huaguo, Wu Sulan. Experimental studies of dewaterability of oil chemical industry sludge [J]. Journal of Xi'an College of Geology, 1996, 18(3): 100-106 (in Chinese).
- [14] 王美莲,田家宇,潘志辉,等. 活性污泥中的水分测定及其脱水性能[J]. 哈尔滨商业大学学报:自然科学版,2010,26(3):285-290.
Wang Meilian, Tian Jiayu, Pan Zhihui, et al. Moisture distribution and dewaterability of activated sludge [J]. Journal of Harbin University of Commerce: Natural Sciences Edition, 2010, 26(3): 285-290 (in Chinese).
- [15] 童震松,洪晨,邢奕,等. 表面活性剂调理下污泥中胞外聚合物分布与束缚水含量的关系[J]. 中南大学学报:自然科学版,2014,45(8):2913-2919.
Tong Zhensong, Hong Chen, Xing Yi, et al. Relationship between extracellular polymeric substances and bound water in sludge with surfactant conditioning [J]. Journal of Central South University: Science and Technology, 2014, 45(8): 2913-2919 (in Chinese).
- [16] 柳荫,吴凤智,陈龙,等. 考马斯亮蓝法测定核桃水溶性蛋白含量的研究[J]. 中国酿造,2013,32(12):131-133.
Liu Yin, Wu Fengzhi, Chen Long, et al. Determination of water-soluble protein in walnut by Bradford method [J]. China Brewing, 2013, 32(12): 131-133 (in Chinese).
- [17] 张杰,李春艳,李劲平,等. 蒽酮硫酸法与苯酚硫酸法测定竹节参多糖含量的比较研究[J]. 中南药学,2012,10(6):421-424.
Zhang Jie, Li Chunyan, Li Jinping, et al. Determination of polysaccharide in rhizoma of *Panax japonicus* by anthrone sulfuric acid method and phenol sulfuric method [J]. Central South Pharmacy, 2012, 10(6): 421-424 (in Chinese).
- [18] 姚艳. 活性污泥缓冲性能的研究[D]. 天津:天津大学,2009.
Yao Yan. Research on the Buffering Characteristics of Activated Sludge [D]. Tianjin: Tianjin University, 2009 (in Chinese).
- [19] 苗楠,孙宝盛,周冬冬. 污泥停留时间对活性污泥微生物代谢产物的影响[J]. 水处理技术,2011,37(10):37-41,45.
Miao Nan, Sun Baosheng, Zhou Dongdong. Influence to microbial metabolites made by changed SRT [J]. Technology of Water Treatment, 2011, 37(10): 37-41, 45 (in Chinese).
- [20] 何培培,余光辉,邵立明,等. 污泥中蛋白质和多糖的分布对脱水性能的影响[J]. 环境科学,2008,29(12):3457-3461.
He Peipei, Yu Guanghui, Shao Liming, et al. Effect of proteins and polysaccharides in sewage sludge on dewaterability [J]. Environmental Science, 2008, 29(12): 3457-3461 (in Chinese).
- [21] 王红武,李晓岩,赵庆祥. 活性污泥的表面特性与其沉降脱水性能的关系[J]. 清华大学学报:自然科学版,2004,44(6):766-769.
Wang Hongwu, Li Xiaoyan, Zhao Qingxiang. Surface properties of activated sludge and their effects on settleability and dewaterability [J]. Journal of Tsinghua University: Science and Technology, 2004, 44(6): 766-769 (in Chinese).
- [22] Chen C Y, Zhang P Y, Zeng G M, et al. Sewage sludge conditioning with coal fly ash modified by sulfuric acid [J]. Chem Eng J, 2010, 158(3): 616-622.



作者简介:陈文邦(1992-),男,河北衡水人,硕士,工程师,研究方向为污泥处理与处置。

E-mail: adsl5468632@163.com

收稿日期:2019-02-12