

刘 杰, 齐建华, 韩士群, 等. 生物沥浸污泥 EPS 的变化规律及对 Zeta 电位、污泥粒径的影响[J]. 江苏农业学报, 2017, 33(1): 107-112.

doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2017.01.017

生物沥浸污泥 EPS 的变化规律及对 Zeta 电位、污泥粒径的影响

刘 杰¹, 齐建华², 韩士群^{1*}, 周 庆¹

(1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 江苏 南京 210014; 2. 中国核电工程有限公司河北分公司, 河北 石家庄 050000)

摘要: 本研究以氧化硫硫杆菌生物沥浸提高污泥脱水性能为目的, 考察生物沥浸过程中污泥 pH 值、EPS 总量和组成、Zeta 电位、粒径等的变化, 研究 pH 值、EPS 总量和组成变化对 Zeta 电位、粒径的影响。结果显示, 生物沥浸初期污泥 EPS_p 、 EPS_h 减少速度较快, 随后减速变缓, EPS_{py} 在整个过程中减少速度较慢; pH 值、总 EPS 含量(EPS_T)、多糖含量(EPS_{py})、蛋白质含量(EPS_p)、腐殖质含量(EPS_h) 均对 Zeta 电位影响显著, EPS_T 、 EPS_p 、 EPS_h 与 Zeta 电位相互关系为非线性关系, 污泥 Zeta 电位降低是 H^+ 的静电中和作用和 EPS 电荷减少共同作用的结果; Zeta 电位、 EPS_T 、 EPS_p 、 EPS_h 、 EPS_{py} 均对生物沥浸污泥粒径影响显著, EPS_T 、 EPS_h 、 EPS_p 、 EPS_{py} 与污泥粒径的相互关系为非线性关系。大量 H^+ 的中和作用、EPS 电荷的减少、污泥絮体间空间位阻的降低共同促进了污泥絮体颗粒的增大。

关键词: 生物沥浸; 胞外聚合物; Zeta 电位; 污泥粒径

中图分类号: X705 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2017)01-0107-06

Changes of EPS in bioleaching sludge and the effect on Zeta potential and floc size

LIU Jie¹, QI Jian-hua², HAN Shi-qun¹, ZHOU Qing¹

(1. Institute of Agricultural Resource and Environmental Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. China Nuclear power Engineering Co., Ltd. Shijiazhuang 050000, China)

Abstract: To improve the sludge dewatering performance by thiobacillus thiooxidans, the changes of pH, total EPS content and EPS components, Zeta potential, floc size of sludge was investigated during bioleaching, and the correlation between pH, total EPS content, EPS components content and Zeta potential, floc size was analyzed. The result indicated that EPS_p 、 EPS_h sharply decreased at earlier bioleaching, then the decreasing trend became slow. The decrease of EPS_{py} was slower in the process of bioleaching. pH, EPS_T , EPS_{py} , EPS_p and EPS_h had significant impact on Zeta potential. The relationships between EPS_T 、 EPS_p 、 EPS_h and Zeta potential were non-linear. Static neutralization of H^+ and reduction of EPS charges resulted the decrease of Zeta potential. Zeta potential, EPS_T , EPS_p , EPS_h , EPS_{py} had significant impact on floc size. The relationships between EPS_T , EPS_h , EPS_p , EPS_{py} and floc size were non-linear. The increasing of floc size was caused by neutralization of H^+ , reducing of EPS charges and decreasing of steric hindrance between sludge flocs.

Key words: bioleaching; extracellular polymeric substances(EPS); Zeta potential; floc size

收稿日期: 2016-04-20

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2015BAD13B04)

作者简介: 刘 杰(1984-), 女, 四川宜宾人, 博士, 助理研究员, 研究方向为水污染控制。(E-mail) liujie1469@163.com

通讯作者: 韩士群, (E-mail) shqunh@yahoo.com.cn

活性污泥法是目前污水处理厂普遍采用的污水处理方法, 由此产生了大量的剩余污泥。目前污水处理厂普遍采用投加絮凝剂调理后对污泥进行脱水处理, 脱水后污泥含水率通常在 70%~80%, 不能满足后

续堆肥、园林绿化等处置方式对污泥含水率的要求^[1]。生物沥浸是氧化硫硫杆菌、氧化亚铁硫杆菌分别以 S^0 及 Fe^{2+} 为营养物质进行生物氧化产酸,使污泥脱水性提高 4~10 倍,处理后的脱水污泥含水率可降至 60% 以下,且已工程化应用^[2-3]。研究结果表明生物沥浸污泥脱水性显著改善是因为 EPS (Extracellular polymeric substances) 的大量减少引起的^[4],特别是 Slime-EPS 或 LB-EPS 的减少,进一步的研究结果表明 pH 降低引起表面电荷的降低^[5]和污泥粒径增大^[6-7],这些因素的共同作用提高了污泥脱水性能。

污泥 EPS 占污泥絮体有机物含量的 80% 左右,主要成分为蛋白质 (EPS_p)、多糖 (EPS_{py})、腐殖质 (EPS_h) 等^[8],污泥脱水性及表面特征主要受 EPS 的影响^[9]。现有研究普遍从提高生物沥浸调理效能、EPS 溶出对脱水性的影响等角度进行研究,鲜有人关注生物沥浸过程中 EPS 的动态变化特征,以及 EPS 的变化对污泥粒径、Zeta 电位的影响。本研究从剩余污泥接种氧化硫硫杆菌开始,至污泥 pH 降至 2.0 结束定义为 1 个生物沥浸周期,考察 1 个周期内生物沥浸污泥 pH、EPS、Zeta 电位、污泥粒径的变化规律,以及 pH、EPS 变化对污泥絮体粒径、Zeta 电位等的影响,揭示引起污泥表面电荷、絮体颗粒变化的关键因素。

1 材料与方法

1.1 试验材料

市政污泥来自南京城东污水处理厂,该污水处理厂主要处理辖区内生活污水,另有少量工业废水。生物淋滤污泥取自污水处理厂二次沉淀池。污泥试验前存放在聚乙烯瓶中,在 4 °C 冰箱中保存。污泥 pH 在污水处理厂现场进行测试,污泥理化性质见表 1。

表 1 市政污泥理化性质

Table 1 Physicochemical characteristics of the tested municipal sewage sludge

测试指标	测试值	测试指标	测试值
污泥浓度 (g/L)	8.35	EPS_T (mg/g, VSS)	85.14
pH 值	6.95	EPS_{py} (mg/g, VSS)	16.85
有机质含量 (%)	67.40	EPS_p (mg/g, VSS)	36.92
Zeta 电位 (mV)	-14.90	EPS_h (mg/g, VSS)	31.37
絮体平均粒径 (μm)	20.19	污泥含固率 (%)	27.62

EPS_T : 总 EPS 含量; EPS_p : 蛋白质含量; EPS_{py} : 多糖含量; EPS_h : 腐殖质含量。

1.2 生物沥浸接种污泥

氧化硫硫杆菌购自中国普通微生物菌种保藏中心,采用氧化硫硫杆菌培养基进行扩大培养,培养基于 121 °C 灭菌 15 min 后用 H_2SO_4 调节 pH 至 3.0,添加 3 g/L S^0 作为能源物质,将接种氧化硫硫杆菌的培养基置于 28 °C 恒温摇床中以 180 r/min 速度振荡培养,直至细胞浓度达到 $1 ml 10^8$ 个。将 60 ml 扩大培养的细胞液接种至 540 ml 市政污泥中,并添加 3 g/L S^0 作为能源物质,于 28 °C 恒温摇床中以 180 r/min 速度振荡培养,持续监测污泥 pH,待降至 2.0 时,取 60 ml 接种至 540 ml 新的市政污泥中,采用和上述相同方法培养所得污泥作为试验接种污泥 (pH 值 2.0)。

1.3 生物沥浸调理试验

生物沥浸试验在 28 °C 恒温培养箱中进行,在 5 000 ml 聚乙烯塑料桶内将 800 ml 接种污泥 (pH 2.0, 含 3 g/L S^0) 接种到 3 200 ml 市政污泥中 (含 3 g/L S^0),采用曝气设备对污泥进行曝气,控制溶解氧在 3~5 mg/L,每隔 6 h 监测生物淋滤污泥 pH,取 80 ml 生物淋滤污泥测试 Zeta 电位、污泥粒径、EPS 组分等指标,生物沥浸采用 3 个平行装置同时进行。

1.4 测定方法

污泥 EPS 提取采用阳离子交换树脂法^[8],将污泥在 3 000 r/min 离心 10 min,弃去上清液,加入一定体积磷酸盐缓冲溶液将污泥浓度调至 8 g/L,按 75 g/g VSS 的剂量加入阳离子交换树脂,采用凝胶搅拌器以 900 r/min 搅拌 2 h 提取胞外聚合物 EPS,搅拌后的混合液稍作沉淀后,将上清液于 4 500 r/min 离心 15 min,分离污泥絮体和胞外聚合物溶液,上清液经 0.45 μm 滤膜过滤后所得即为 EPS 溶液。

EPS_p 、 EPS_h 采用修正的 Lowry 法进行测定,以牛血清蛋白和腐殖酸为标准物质^[8]; EPS_{py} 采用蒽酮法测试,采用葡萄糖作为标准物质。总 EPS 浓度为 EPS_p 、 EPS_{py} 、 EPS_h 的和。pH 值采用便携式 pH 计 (pHs-3C) 测定, Zeta 电位采用 Zeta 电位仪 (Malvern, Zetasizer Nano ZS) 测定,污泥粒径采用激光粒度仪 (Rise 2000) 测定。

2 结果与分析

2.1 生物沥浸周期内污泥 pH 值变化

生物沥浸调理试验共进行 144 h,接种污泥的时间记为 0,由图 1 可知,生物沥浸 6 h 后 pH 值降低至

5.18, 污泥 pH 值在 72 h 内迅速降低至 3.21, 在 66~96 h, pH 值仅下降至 3.02, 经过短暂的平台期后, 污泥 pH 值在 120 h 时降至 2.19, 然后缓慢降至 1.95。

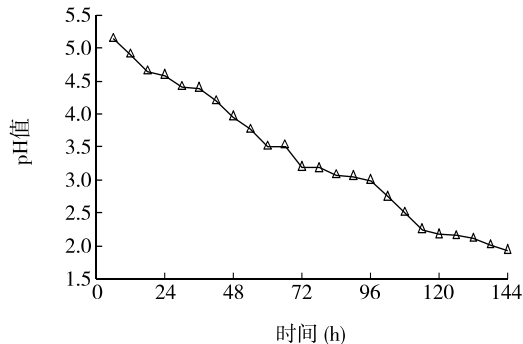


图 1 生物沥浸周期内污泥 pH 值的变化

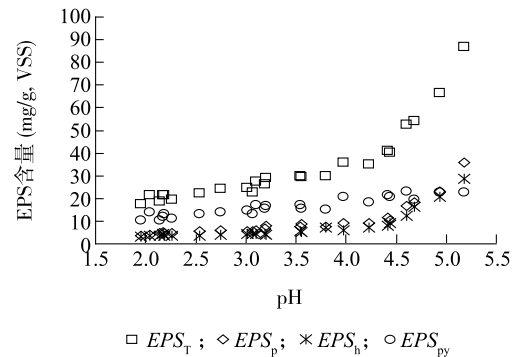
Fig.1 Changes of sludge pH during bioleaching

2.2 生物沥浸对污泥 EPS 含量的影响

由图 2 可知, EPS 总量随着 pH 值的降低而减少, 结合图 1 可知, 生物沥浸前 66 h, 污泥 EPS_T 降低速度较快, 从最初的 85.14 mg/g 减少至 29.57 mg/g, 生物沥浸 66~144 h 污泥 EPS_T 降低速度变慢, 从 29.57 mg/g 减少至 17.36 mg/g。 EPS_p 、 EPS_h 、 EPS_{py} 的减少趋势并不相同, 市政污泥中 EPS 的主要成分是 EPS_p 、 EPS_h , 占 EPS 总量的 80.21%, 生物沥浸前 36 h, EPS_p 、 EPS_h 从原来的 36.92 mg/g 和 31.37 mg/g 减少至 11.65 mg/g 和 7.77 mg/g; 在整个生物沥浸过程中 EPS_{py} 呈现缓慢降低的趋势, 生物沥浸前 78 h, EPS_{py} 均高于初始污泥的 EPS_{py} , 可能是因为生物沥浸造成了部分溶胞现象^[10-11], 胞内聚合物释放到 EPS 中, EPS_p 、 EPS_h 等对 pH 值更加敏感, 更容易发生变性溶解到水体中, 部分胞内多糖则被截留在 EPS 的胶体网状结构中^[11-13], 因此生物沥浸后期, EPS_{py} 成为污泥 EPS 的主要成分。

2.3 生物沥浸对 Zeta 电位的影响

由图 3 可知, 生物沥浸污泥 Zeta 电位受 pH 值影响显著 ($R^2 = 0.9076$), 反应器运行 72 h 后, pH 从 5.18 降低至 3.21, 生物淋滤污泥所带电荷迅速降低, Zeta 电位从 -18.45 mV 降低至 -2.05 mV, 随着生物淋滤的继续进行, 生物淋滤污泥在 78~144 h 时, pH 值从 3.19 降低至 1.95, Zeta 电位从 3.38 mV 升高至 5.57 mV。 pH 值在 3.21 与 3.19 间变化时, 污泥所带电荷由负电荷变为正电荷, 推测生物沥浸污泥的等电点可能出现在 pH 值为 3.21~3.19, 这



EPS_T : 总 EPS 含量; EPS_p : 蛋白质含量; EPS_{py} : 多糖含量; EPS_h : 腐殖质含量。

图 2 生物沥浸污泥 EPS 的变化

Fig.2 Changes of sludge EPS during bioleaching

与文献报道的污泥等电点通常在 2.60~3.60 一致^[14]。

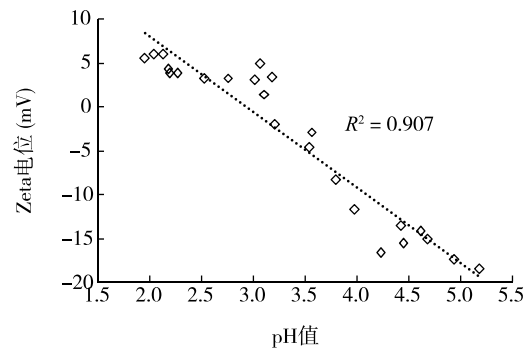


图 3 生物沥浸污泥 Zeta 电位随 pH 值变化

Fig.3 The relation between pH and Zeta potential

由图 4 可知, Zeta 电位除受 pH 值的影响, 也受 EPS_T 、 EPS_{py} 、 EPS_p 、 EPS_h 的影响, 除 EPS_{py} 外 Zeta 电位与 EPS_T 、 EPS_p 、 EPS_h 的相互关系并非线性, EPS_T 、 EPS_{py} 、 EPS_p 、 EPS_h 与 Zeta 电位的相关系数分别为 0.891、0.888、0.820、0.796。由图 4A 和图 4B 可知, 污泥 Zeta 电位随着 EPS_T 、 EPS_{py} 的减少而减少, 对 EPS_T 、 EPS_{py} 与 Zeta 电位相关性进行回归分析得出二次回归方程 (公式 1、公式 2), 其中 x 为生物沥浸污泥 EPS_T 、 EPS_{py} , Y 为污泥 Zeta 电位。由图 4C 和图 4D 可知, 污泥 Zeta 电位随着 EPS_p 、 EPS_h 的减少呈现先减小后增大的趋势, 对 EPS_p 或 EPS_h 与 Zeta 电位相关性进行回归分析得出二次回归方程 (公式 3 公式 4), 其中 x 分别为生物沥浸污泥 EPS_p 、 EPS_h 。

$$Y_{EPS_T} = 0.011x^2 - 1.460x + 31.430, R^2 = 0.891 \quad (1)$$

$Y_{EPS_{py}} = 1.207x - 18.908, R^2 = 0.888$ (2)

$Y_{EPS_h} = 0.096x^2 - 3.810x + 15.360, R^2 = 0.796$ (4)

$Y_{EPS_p} = 0.061x^2 - 3.100x + 17.130, R^2 = 0.820$ (3)

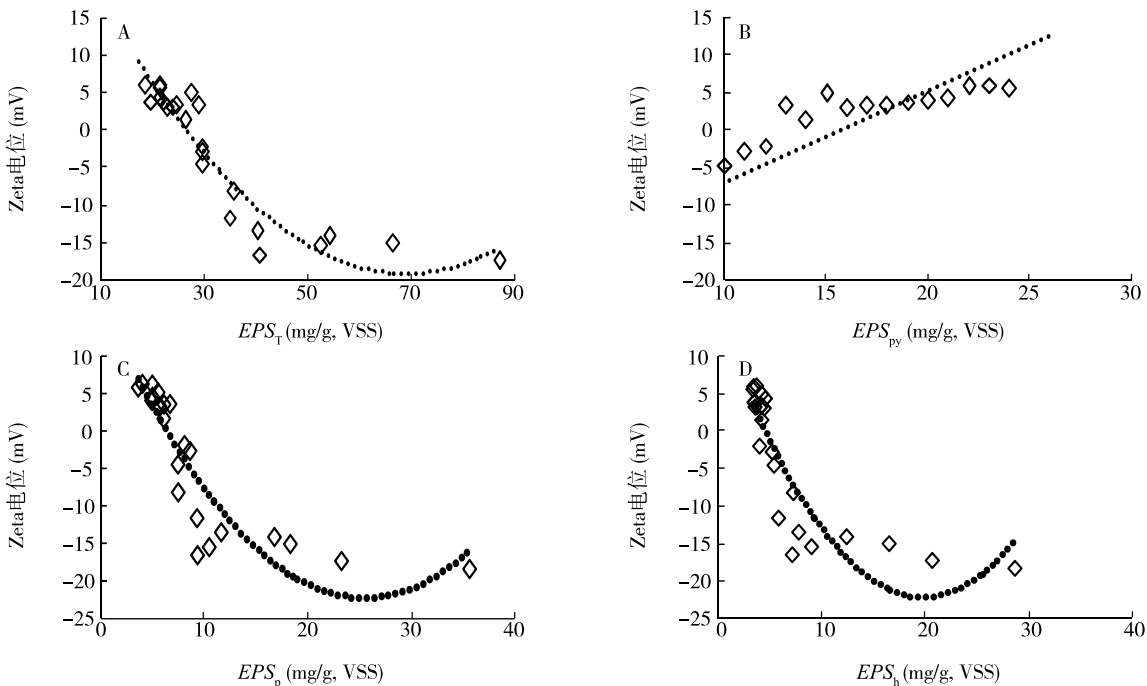


图 4 EPS 对污泥 Zeta 电位的影响
Fig.4 Effect of EPS on Zeta potential

2.4 生物淋滤对污泥粒径的影响

由图 5 及表 2 可知,Zeta 电位、 EPS_T 、 EPS_h 、 EPS_p 、 EPS_{py} 均对生物沥浸污泥粒径影响显著,生物沥浸污泥粒径随着污泥所带电荷的减少而增大,当生物沥浸进行至 84 h 时,污泥 Zeta 电位接近 0 时,污泥粒径最大为 52.25 μm ,此时污泥 EPS_T 、 EPS_p 、 EPS_{py} 、 EPS_h 分别为 27.48 mg/g、6.09 mg/g、4.21 mg/g、17.18 mg/g,随着 Zeta 电位由负变为正值,且不断增大,污泥粒径再度变小。对 EPS_h 、 EPS_T 、 EPS_p 、

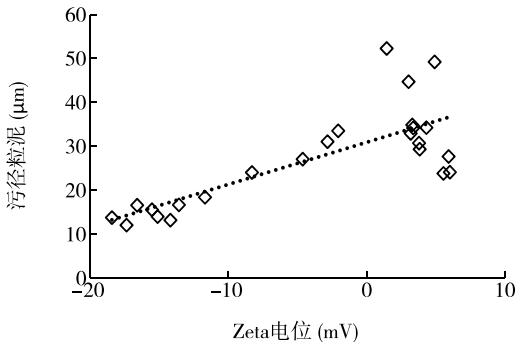


图 5 Zeta 电位对污泥粒径的影响
Fig.5 Effect of Zeta potential on floc size

表 2 各参数的线性相关性

Table 2 Correlation coefficients between the various parameters							
相关系数							
	pH 值	Zeta 电位	D_{av}	EPS_T	EPS_p	EPS_h	EPS_{py}
pH 值	0.91	0.37	0.76	0.65	0.62	0.88	-
Zeta 电位			0.59	0.70	0.59	0.57	0.83
D_{av}				0.41	0.36	0.38	0.36
EPS_T					0.98	0.96	0.71
EPS_p						0.97	0.58
EPS_h							0.51
EPS_{py}							

D_{av} : 污泥粒径; EPS_T : 总 EPS 含量; EPS_p : 蛋白质含量; EPS_{py} : 多糖含量; EPS_h : 腐殖质含量。

EPS_{py} 与污泥粒径的相关性进行回归分析,发现非线性关系更符合 EPS 对污泥粒径的影响,得出的二次回归方程分别为公式 5,公式 6,公式 7,公式 8。由图 6B、图 6C、图 6D 可知,生物沥浸污泥 EPS_T 、 EPS_p 、 EPS_h 对污泥粒径的影响规律相似,污泥粒径随着其含量的减少而增大;由图 6A 可知,生物沥浸污泥粒径随着 EPS_{py} 的减小呈现先增大后减小的趋势。

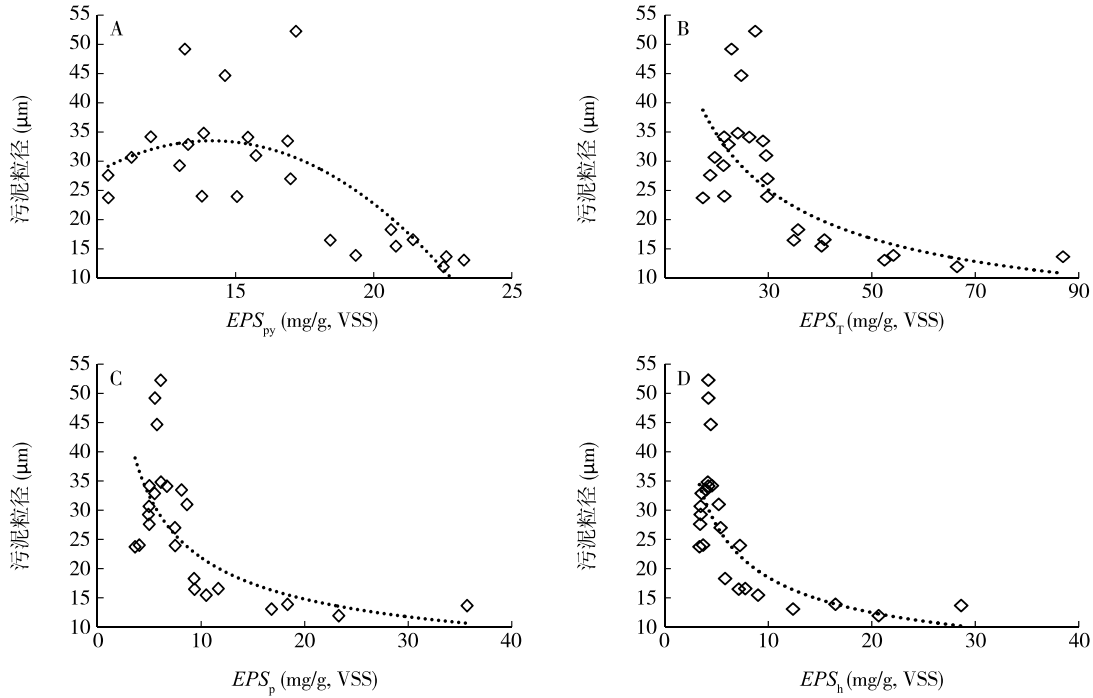


图 6 EPS 对污泥粒径的影响

Fig.6 Effect of EPS on floc size

$$Y_{EPS_{py}} = 68.235x^{-0.567}, R^2 = 0.635 \quad (5)$$

$$Y_{EPS_T} = 371.240x^{-0.792}, R^2 = 0.580 \quad (6)$$

$$Y_{EPS_p} = 80.681x^{-0.567}, R^2 = 0.559 \quad (7)$$

$$Y_{EPS_h} = -0.3118x^2 + 8.8064x - 28.6790, R^2 = 0.519 \quad (8)$$

3 讨论

生物沥浸污泥 pH 值及 EPS 含量均对污泥 Zeta 电位影响显著,随着生物沥浸的进行,污泥 pH 值不断降低,污泥 EPS 不断溶出,污泥电负性逐步减弱。分析认为氧化硫杆菌的生物产酸作用产生大量的 H^+ 离子,强酸性环境一方面中和了部分污泥所带负电荷,另一方面酸性环境使细菌发生溶胞、污泥表面 EPS 发生变性后大量溶出^[11]。EPS_p、EPS_h可能因为对 pH 值环境较为敏感,在生物淋滤初期随着 pH 值从中性突然降至 5.18,发生变性、水解等反应从污泥絮体中剥离下来,EPS_{py}在微酸性环境下较 EPS_p、EPS_h稳定,因此溶解速度较 EPS_p、EPS_h慢,污泥 EPS 中含量相对较低的 EPS_{py}成为 EPS 的主要成分。对 EPS_T、EPS_{py}、EPS_p、EPS_h与 Zeta 电位的相关性进行分析,得出相关系数分别为 0.891、0.888、

0.820、0.796,EPS 中的 EPS_{py}、EPS_p、EPS_h是污泥絮体负电荷的主要来源,EPS_p、EPS_h在生物沥浸初期的大量溶出进一步降低了污泥絮体的电负性^[15],因此认为,污泥 Zeta 电位降低是 H^+ 的静电中和作用和 EPS 的大量减少共同作用的结果。

细菌细胞表面的物理、化学相互作用与无机颗粒表面的相互作用非常相似,因此,双电层理论(DLVO)也被用来描述活性污泥的絮凝作用,但是 DLVO 理论并不包括细胞表面的疏水作用、胞外聚合物(EPS)等的网捕、卷扫等作用^[16-17]。根据 DLVO 理论,絮体表面的电荷增大,静电斥力增大,颗粒间相互作用减小,从而减弱了颗粒间的絮凝性。试验结果和双电层理论一致,随着生物淋滤的进行 Zeta 电位从 -18.45 mV 变为 -2.05 mV,而后又升高至 5.57 mV,污泥粒径也随之先增大后减小。另外,EPS 通过分子间广泛的交联作用如化学键、物理缠绕等方式形成凝胶网,也会影响絮体结构^[18]。生物沥浸污泥粒径随着 EPS_T、EPS_p、EPS_h的减少而增大,随着 EPS_{py}的减少呈现先增大后减小的趋势。分析认为,污泥絮体中大量存在的 EPS 大分子的空间位阻效应会导致污泥絮体松散,无法进一步絮凝^[19],随着生物沥浸的进行,污泥 pH 值不断降低,

EPS 发生变性、水解等反应而从污泥絮体中溶解出来,原来松散的污泥絮体变得紧实,剥离了 EPS 的污泥颗粒在较小的静电斥力、较小的 EPS 空间位阻、一定浓度 EPS_{py} 长链的卷扫作用下进一步絮凝,污泥粒径也随之增大^[20]。因此认为,大量 H⁺ 的中和作用、EPS 电荷的减少、污泥絮体间空间位阻的降低共同促进了污泥絮体颗粒的增大。

参考文献:

- [1] WANG J P, YUAN S J, WANG Y, et al. Synthesis, characterization and application of a novel starch-based flocculant with high flocculation and dewatering properties[J]. Water Research, 2013, 47 (8), 2643-2648.
- [2] LIU F W, ZHOU L X, ZHOU J, et al. Improvement of sludge dewaterability and removal of sludge-borne metals by bioleaching at optimum pH[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 221 (4): 170-177.
- [3] 朱海凤,周立祥,王电站.生物沥浸的酸化效应对城市污泥脱水性能的影响[J].环境科学, 2012, 33(3): 916-921.
- [4] RAYNAUD M, VAXELAIRE J, OLIVIER J, et al. Compression dewatering of municipal activated sludge: effects of salt and pH [J]. Water Research, 2012, 46(14): 4448-4456.
- [5] WONG J W C, ZHOU J, KURADE M B, et al. Influence of ferrous ions on extracellular polymeric substances content and sludge dewaterability during bioleaching [J]. Bioresource Technology, 2015, 179(179): 78-83.
- [6] SUBRAMANIAN B, YAN S, TYAGI S, et al. Extracellular polymeric substances (EPS) producing bacterial strains of municipal wastewater sludge: isolation, molecular identification, EPS characterization and performance for sludge settling and dewatering[J]. Water Research, 2010, 44(44): 2253-2266.
- [7] YANG S F, LI X Y. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on the characteristics of activated sludge under non-steady-state conditions [J]. Process Biochemistry, 2009, 44 (1): 91-96.
- [8] FRØLUND B, PALMGREN R, KEIDING K, et al. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin[J]. Water Research, 1996, 30(8): 1749-1758.
- [9] ZHOU J, ZHENG G, ZHANG X, et al. Influences of extracellular polymeric substances on the dewaterability of sewage sludge during bioleaching[J]. Plos One, 2014, 9 (7): e102688.
- [10] ERDINCER A, VESILIND P A. Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludges[J]. Water & Technology, 2000, 42(9): 119-126.
- [11] HUO M, ZHENG G, ZHOU L. Enhancement of the dewaterability of sludge during bioleaching mainly controlled by microbial quantity change and the decrease of slime extracellular polymeric substances content[J]. Bioresource Technology, 2014, 168(3): 190-197.
- [12] WATSON J D, HOPKINS N H, ROBERTS J W, et al. Sequences as biological information: cells obey the laws of chemistry and physics [M]. California: The Benjamin/Cummings Publishing Company, 1987: 25-64.
- [13] WINGENDER J, JAEGER K E, FLEMMING H C. Interaction between extracellular polysaccharides and enzyme [M]. Berlin: Springer, 1999.
- [14] LIAO B Q, ALLEN D G, LEPPARD G G, et al. Interparticle interactions affecting the stability of sludge flocs [J]. Journal of Colloid & Interface Science, 2002, 249(2): 372-380.
- [15] FROLUND B, GRIEBE T, NIELSEN P H. Enzymatic activities in the activated sludge floc matrix, Appl [J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 1995, 43(4): 755-761.
- [16] ZITA A, HERMANSSON M. Effects of bacterial cell surface structures and hydrophobicity on attachment to activated sludge flocs [J]. Applied Environmental Microbiology, 1997, 63 (3): 1168-1170.
- [17] ERIKSSON L, STEEN I, TENDAJ M. Evaluation of sludge properties at an activated sludge plant [J]. Water & Technology, 1992, 25(6): 251-265.
- [18] ZHU L, ZHOU J, LV M, et al. Specific component comparison of extracellular polymeric substances (EPS) in flocs and granular sludge using EEM and SDS-PAGE[J]. Chemosphere, 2015, 121 (5): 26-32.
- [19] WANG L L, WANG L F, YE X D, et al. Spatial configuration of extracellular polymeric substances of *Bacillus megaterium* TF10 in aqueous solution[J]. Water Research, 2012, 46(46): 3490-3496.
- [20] SUBRAMANIAN S B, YAN S, TYAGI R D, et al. Extracellular polymeric substances (EPS) producing bacterial strains of municipal wastewater sludge: isolation, molecular identification, EPS characterization and performance for sludge settling and dewatering [J]. Water Research, 2010, 44(44): 2253-2266.

(责任编辑:陈海霞)