

剩余活性污泥曝气处理对胞外聚合物特性及污泥脱水的影响

王小宝, 孙慧萍, 王 聪, 俞心怡, 吕文洲*

(宁波大学 建筑工程与环境学院, 浙江 宁波 315211)

摘要: 剩余污泥经曝气处理可以提高胞外聚合物(EPS)的产量并用于污染物絮凝, 但曝气对具体 EPS 组分和污泥脱水能力的影响尚不明确. 本研究分析了曝气对 EPS 分层组分、组分性质以及污泥脱水性能的影响. 结果表明: 曝气 4 h 后, EPS 中蛋白、多糖和 DNA 分别增加 82.67%、12.72% 和 9.18%, 污泥比阻比原始污泥增加了 $4.01 \times 10^7 \text{ s}^2 \cdot \text{g}^{-1}$; 相关性分析表明影响比阻的组分由大到小依次为: 蛋白>多糖>DNA; EPS 分层中 Slime 各组分减少, LB-EPS、TB-EPS 各组分增加, 且 LB-EPS 增加量大于 TB-EPS, LB-EPS 是影响比阻的主要物质; 三维荧光数据显示: EPS 分层中芳香蛋白对比阻的影响作用大于溶解性代谢产物.

关键词: 剩余污泥; 曝气; 污泥性质; EPS 分层; EPS 组分

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2018) 04-0110-06

活性污泥胞外聚合物(EPS)主要由蛋白质、多糖、核酸、脂类、腐殖酸及其他细胞外部多聚物组成, 是一种吸附在胶体颗粒上的聚合高分子电解质, 包含了羟基、氨基和磷酸盐等功能团^[1-2], 具有一定的生物絮凝作用. Zhang 等^[3]通过短时曝气处理剩余污泥从而得到更多的 EPS 用于水中悬浮物及重金属离子的去除, 但预曝气过程对于 EPS 不同分层组分及对污泥比阻的影响尚不明确. 研究表明, EPS 在很大程度上影响着污泥絮体结构, EPS 对污泥的束水容量具有重要贡献, 污泥中大部分的水结合在 EPS 中, 因此 EPS 被认为是影响污泥脱水性能的最主要因素^[4-6]. 李雪等^[7]使用表面活性剂溶出 EPS 来降低比阻, 证明 EPS 的存在不利于污泥脱水. 王硕等^[8]研究发现污泥脱水性能的变化与污泥中溶解性微生物代谢产物(SMP)、松散型胞外聚合物(LB-EPS)和紧密型胞外聚合物(TB-EPS)变化密切相关, 其中 TB-EPS 的脱落可改善污泥脱水. 然而, 周俊等^[9]研究发现污泥剥离黏液层(Slime)、LB-EPS 和 TB-EPS 后污泥的脱水性能大幅度改善, 且 Slime 层 EPS 含量越高污泥的脱水性能越差^[10]. 姚萌等^[11]利用三维荧光光谱分析跟踪

EPS 变化与比阻的关系, 结果显示污泥比阻降低时, LB-EPS 同 TB-EPS 的荧光峰整体发生红移, 说明大量的细胞分泌蛋白物质溶出可以改善污泥脱水. 本文利用化学分析和三维荧光法相结合, 探讨曝气对 EPS 组分及分层的影响, 并进一步评价曝气对污泥比阻、Zeta 电位及 SVI 值产生的变化, 以期

1 材料和方法

1.1 污泥与试剂来源

试验所用污泥为宁波市某污水处理厂的二沉池回流污泥. 污泥基本参数如表 1 所示.

表 1 实验污泥特征

pH	SS 质量浓度/($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	VSS 质量浓度/($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	SVI 值/($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$)	比阻 SRF/($10^7 \text{ s}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)
7.5	12.5	8.1	66.97	7.19

本研究所采用的试剂均是国药集团化学试剂, 如未特别说明均为分析纯级.

1.2 实验设计

1.2.1 剩余污泥曝气处理

将污泥置于 4 L 的有机玻璃容器中, 调节 pH

收稿日期: 2017-12-04.

宁波大学学报(理工版) 网址: <http://journalg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 宁波市自然科学基金(2017A610298).

第一作者: 王小宝(1990-), 男, 江西上饶人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 污水微生物处理. E-mail: 1522296955@qq.com

*通信作者: 吕文洲(1974-), 男, 陕西临潼人, 博士/副教授, 主要研究方向: 废水生物处理及资源化. E-mail: luwenzhou@nbu.edu.cn

值至 7, 控制温度在 25 °C. 电磁振动式空气泵连接砂芯曝气头进行曝气, 溶解氧控制在 2~3 mg·L⁻¹. 预曝气共 4 h, 每 2 h 取一次污泥样.

1.2.2 胞外聚合物提取

(1)EPS 提取^[12]: 取预曝气的污泥 25 mL 置于超声波细胞破碎仪上进行超声处理(时间 2 min; 间隔 3 s; 功率 210 W), 将处理后的污泥通过高速冷冻离心机(Eppendorf Centrifuge 5415R, 德国)在 4 °C, 12 000 r·min⁻¹ 下离心 10 min 得到的上清液即为 EPS 试样.

(2)EPS 分层提取基本参照文献[9]: 按照有机物与细胞相结合程度, 将污泥 EPS 分为 Slime、LB-EPS 和 TB-EPS. 提取方法如下: 首先将 25 mL 污泥在 5 000 r·min⁻¹, 4 °C 下离心 10 min, 收取其上清液为 Slime. 接着在污泥颗粒中添加 0.01 mol·L⁻¹ 的 NaCl 清洗 2 次, 弃去上清液, 再用 0.01 mol·L⁻¹ 的 NaCl 溶液将污泥颗粒悬浮到原来的体积, 然后在 28 °C, 180 r·min⁻¹ 摇床中振荡培养 10 min, 120 W 超声 2 min, 最后在 12 000 r·min⁻¹, 4 °C 下离心 10 min, 收集上清液为 LB-EPS. 污泥颗粒再用 0.01 mol·L⁻¹ 的 NaCl 悬浮到原来的体积, 28 °C, 180 r·min⁻¹ 摇床中振荡培养 10 min 后, 将污泥在 210 W 下超声 4 min, 在 12 000 r·min⁻¹, 4 °C 下离心 10 min, 收集上清液为 TB-EPS. 收集各层的 EPS 进行化学分析.

1.3 分析方法

污泥沉降性能采用 100 mL 量筒测定; 污泥的含固率用 105 °C 烘干法测定; 污泥比阻(Specific Resistance to Filtration, SRF)采取真空过滤法(50 kPa)^[13]; 使用 ZetasizerNano 纳米粒度 Zeta 电位分析仪(Malvern, 英国)测定 Zeta 电位; EPS 的多糖含量(PS)采用苯酚硫酸法测定, 用葡萄糖作为标准物质^[14]; 蛋白质含量(PN)用 Bradford 法测定, 用牛血清蛋白作为标准物质^[15]; 核酸含量采用二苯胺法测定, 用小牛胸腺 DNA 作为标准物质^[16]; 所有样品均经过 0.45 μm 滤膜过滤.

三维荧光法解析: 使用荧光光谱仪(F-4600, 日本)记录 EPS 的三维荧光光谱, 激发光源是氙弧灯, 激发波长 $E_x=220\sim400$ nm, 发射波长 $E_m=280\sim550$ nm, 激发和发射狭缝宽度为 5 nm, 激发波长间隔为 2 nm, 发射波长间隔为 5 nm, 扫描速度为 2 000 nm·min⁻¹, 响应时间为 5 s. 采用 Origin 8.6 对

光谱图进行数据分析. 所有试验均设 3 个重复, 结果以平均值±标准偏差表示.

2 结果与讨论

2.1 曝气处理活性污泥对 EPS 组分的影响

污泥经过曝气处理后, EPS 不同性质的组分(蛋白质、多糖和 DNA)如图 1 所示, Zeta 电位以及污泥的理化性质(SRF、SVI)发生较大变化(图 2). 曝气 4 h 后污泥超声法提取的 EPS 主要组分中蛋白质、多糖和 DNA 都有所提高, 蛋白质含量比不曝气处理的污泥提高了 82.67%; 多糖含量提高不多, 仅 12.72%; DNA 含量增加更小, 仅 9.18%. 图 2 表明, 曝气处理污泥 Zeta 电位从 0 h 的 -14.6 mV 分别降低到 2 h 和 4 h 的 -15.64 和 -15.89 mV, 变化不显著; 曝气处理 4 h 后污泥比阻增大到 1.12×10^8 s²·g⁻¹, 比曝气 2 h 和原始污泥分别增加了 2.95×10^7 s²·g⁻¹ (增长率 35.76%) 和 4.01×10^7 s²·g⁻¹ (增长率 55.77%), 说明曝气导致污泥比阻增大; 曝气 4 h 污泥的 SVI 值最高, 为 72.75 mL·g⁻¹, 分别比曝气 2 h 和原始的提高了 0.98 和 5.78 mL·g⁻¹, 但总体变化不大.

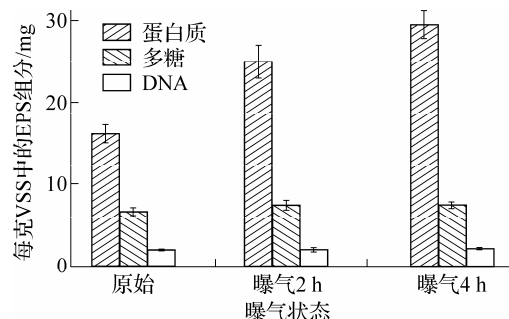


图 1 曝气对 EPS 不同组分的影响

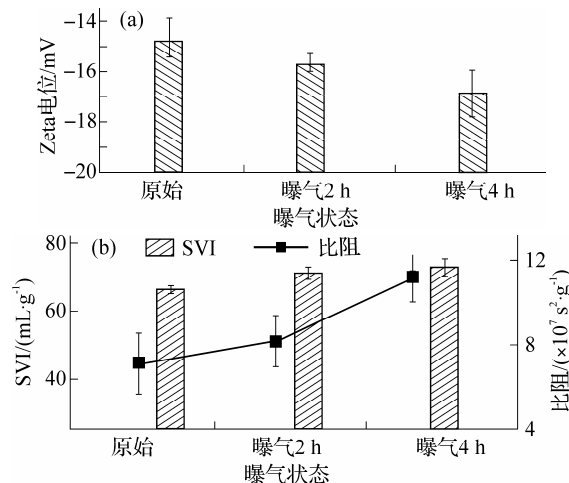


图 2 曝气对污泥 Zeta 电位、SVI 及比阻的影响

2.2 曝气对 EPS 分层的影响

2.2.1 曝气对各分层组分的影响

图 3 显示经过 4 h 曝气处理后各分层(Slime、LB-EPS 和 TB-EPS)的 EPS 组分变化情况并不一致, 相对于 VSS, Slime 层(图 3(a))EPS 的蛋白和多糖的质量分数曝气后趋于减小, 蛋白质和多糖相应减少了 0.5 和 0.4 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, DNA 含量曝气前后均未检出; LB-EPS、TB-EPS 各组分增加较大, LB-EPS(图 3(b))中蛋白的质量分数在曝气前后分别为 7.5 和 12.3 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 提高了 64%, 多糖的质量分数分别为 1.8 和 3.5 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 提高了 94%, DNA 的质量分数分别为 0.5 和 0.8 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 提高了 60%; TB-EPS(图 3(c))中蛋白的质量分数曝气前后分别为 7.1 和 9.5 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 提高了 33%, 多糖的质量分数分别为 2.8 和 3.4 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,

提高了 21%, DNA 的质量分数分别为 0.32 和 0.38 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 提高了 18%.

2.2.2 曝气对 layers EPS 荧光强度的影响

三维荧光光谱(EEM)(图 4)可以定义 3 种峰, 分别为 A 峰、B 峰和 C 峰. A 峰的激发和发射(E_x/E_m)光谱位于 225/(340~350) nm, B 峰的 E_x/E_m 在(280~285)/(340~350) nm 处. 这 2 个峰分别表征的是芳香蛋白质物质(低激发波长类色氨酸)和溶解性微生物代谢产物(高激发波长类色氨酸), C 峰位于(330~340)/(420~430) nm, 被描述为可见的类腐殖质酸^[17]. 图 4 显示污泥各层 EPS(Slime、LB-EPS 和 TB-EPS)曝气前后的荧光强度不一致. 曝气处理之前 Slime 层 A 峰、B 峰和 C 峰荧光强度分别为 1 900, 665 和 287, 曝气后 A 峰、B 峰分别减少 733, 268, C 峰增

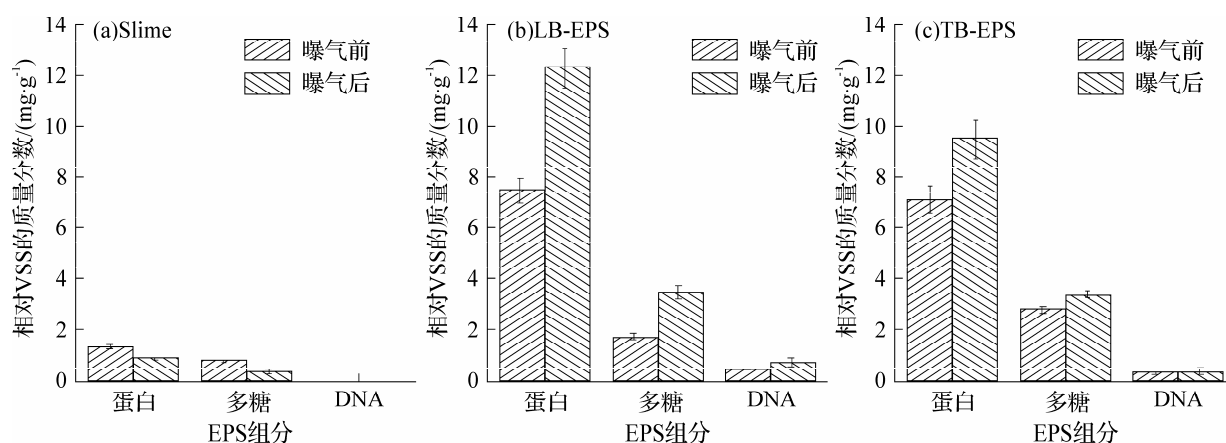


图 3 曝气对 EPS 各层组分的影响

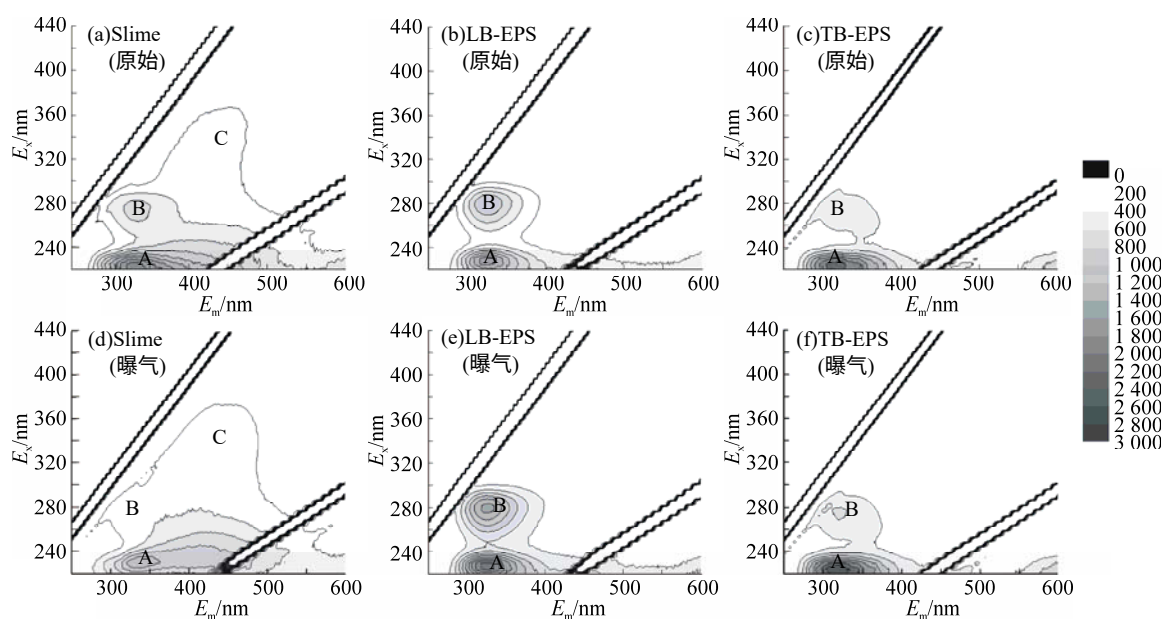


图 4 曝气对各层 EPS 荧光组分的影响(Slime 无稀释; LB-EPS 和 TB-EPS 稀释 50 倍)

加了 72; 相反, LB-EPS、TB-EPS 的 2 个峰荧光强度曝气处理后都得到增强, 曝气处理之前 LB-EPS 的 A 峰、B 峰荧光强度分别为 1 577, 983, 曝气后分别增加到 1 852, 1 251, 分别提高 17%, 27%; 曝气处理之前 TB-EPS 的 A 峰、B 峰荧光强度分别为 1 943, 419, 曝气后 A 峰、B 峰分别增加到 2 065, 521, 分别提高 6%, 24%; 比较显示 LB-EPS 中的荧光物质变化率更高, 且两种荧光蛋白物质总和也比 TB-EPS 高.

3 讨论

3.1 曝气对 EPS 组分含量的影响

曝气处理前 EPS 中的蛋白质、多糖和 DNA 质量分数各占 65.2%, 26.9%和 7.9%, 曝气处理后 EPS 的产率得到提高, 且 EPS 组分中蛋白组分的增加量最高(82.67%), 占比提高到 72.6%, 其次是多糖(12.72%), 占比降为 21.6%, 相比之下 DNA 增加量最少(9.18%倍), 占比降为 5.8%, 这可能是在污泥的胞外聚合物体系中, 蛋白质相比多糖和 DNA 本是污泥絮体中占比最大的组分, Zhang 等^[18]证实蛋白质类物质都是 TB-EPS 和颗粒相中的最主要成分; 另外蛋白质作为微生物生命活动的主要物质大量附着和暴露在细胞以及菌胶团外部, 相比多糖和 DNA 更容易从污泥絮体中提取. Merrylin 及 Huo 等^[19-20]认为污泥中的 EPS 含量变化由非单一的影响因素所决定, 即一方面因为污泥细胞中的有机质释放到外层 EPS 中而使得其含量上升, 另一方面又因为 EPS 自身部分被微生物所降解而含量减少, 但 EPS 总量上升. 本研究中曝气的作用表现为 EPS 的增加, 且蛋白为最主要组分.

3.2 EPS 组分与污泥比阻关系

经过曝气处理后污泥比阻明显增加, 且污泥的 SVI 值、Zeta 电位的绝对值和 EPS 各组分(蛋白、多糖和 DNA)都有不同程度的增加(图 5). 其原因可能是随着曝气的增加, 污泥絮体在曝气剪切力作用下致使 EPS 包裹的絮体结构变松散, 同时菌胶团内部的 EPS 逐渐暴露在外部, 由于 EPS 含有大量带电的活性基团, 而 Zeta 电位的绝对值随活性基团的增多而增加, 因此污泥所带负电荷提高, 污泥颗粒间的排斥力增大, 减弱污泥的可压缩性及沉降性, 导致曝气后污泥比阻增大^[7,21], 但比阻

增加的幅度不会明显导致后续污泥脱水处理的困难. 一般认为, 污泥的比阻值在 $(1\sim4)\times10^8\text{ s}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 之间时, 机械脱水较为经济和合适. 本研究中剩余污泥经 4 h 曝气后的比阻由原来的 $7.19\times10^7\text{ s}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 $1.12\times10^8\text{ s}^2\cdot\text{g}^{-1}$, 仍在适宜污泥脱水范围. 所以, 经曝气后可以提取的 EPS 增多, 可以用于污染物的絮凝去除, 实现污泥资源化利用的同时, 不会对后续处理产生影响, 这与 Zhang 等^[22]的研究结果相一致.

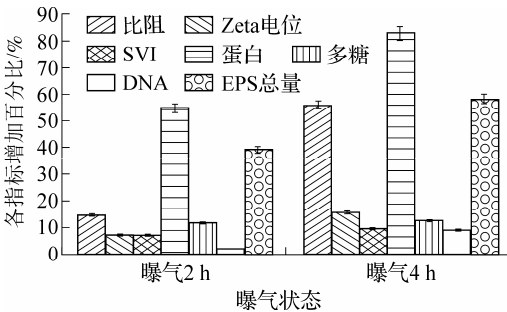


图 5 曝气对各分析指标的影响

图 5 显示曝气 4 h 后比阻、蛋白和 EPS 总量增加的比例最大, 分别为 55.77%, 82.68%和 58.09%, 其他指标(Zeta、多糖、DNA 和 SVI)增加量不足 20%. 表 2 对污泥比阻和可能的影响因素进行了相关性分析. 结果表明: 蛋白($P<0.01$, $R^2=0.916$)与污泥比阻呈极显著相关; EPS 总量($P<0.05$, $R^2=0.818$)与比阻呈显著相关; 相比之下, Zeta 电位($P>0.05$, $R^2=0.711$)、多糖($P>0.05$, $R^2=0.528$)和 DNA($P>0.05$, $R^2=0.205$)与污泥比阻相关性不明显, 说明影响污泥比阻的主要因素是蛋白含量, Novak 等^[23]研究也表明随着 EPS 的蛋白质浓度增加, 污泥脱水性变差.

表 2 EPS 各组分、Zeta、SVI 与污泥比阻相关性

项目	数值	项目	数值	项目	数值
Zeta 电位	0.711	Slime(PN)	0.614	Slime(A 峰)	0.597
SVI	0.492	Slime(PS)	0.560	Slime(B 峰)	0.637
蛋白	0.916 ¹⁾	LB-EPS(PN)	0.895 ²⁾	LB-EPS(A 峰)	0.894 ²⁾
多糖	0.528	LB-EPS(PS)	0.868 ²⁾	LB-EPS(B 峰)	0.867 ²⁾
DNA	0.205	TB-EPS(PN)	0.700	TB-EPS(A 峰)	0.822 ²⁾
EPS 总量	0.818 ²⁾	TB-EPS(PS)	0.695	TB-EPS(B 峰)	0.756

注: “1)”表示 0.01 水平上相关; “2)”表示 0.05 水平上相关.

进一步比较 Slime、LB-EPS 和 TB-EPS 中蛋白和多糖曝气前后变化(图 3)发现, Slime 中各组分曝气后减少, 相反 LB-EPS、TB-EPS 中的各组分会增

加,且 LB-EPS 增加量高于 TB-EPS. 此外,比阻与各分层 EPS 组分相关性结果(表 2)显示: LB-EPS 中蛋白($P<0.05$, $R^2=0.895$)和多糖($P<0.05$, $R^2=0.868$)含量与比阻呈显著相关,而 TB-EPS 中蛋白与多糖以及黏液层中蛋白和多糖含量与比阻的相关性不明显,这说明影响污泥比阻的主要部分是 LB-EPS. Li 等^[4]利用加热法从活性污泥提取各层 EPS 发现,污泥脱水性与 LB-EPS 的浓度密切相关,过量的 LB-EPS 可能削弱絮体结构,导致生物絮凝和污泥水分分离性能差^[4,24]. 比较分析发现,曝气处理污泥与之有相同的规律.

为了了解不同蛋白与污泥比阻的关系,通过三维荧光光谱分析了 Slime、LB-EPS 和 TB-EPS 中蛋白类物质曝气前后变化. 结果发现,Slime 中的蛋白类组分曝气后减少, A 类蛋白减少 733, B 类蛋白减少 268; 相反 LB-EPS 中 A、B 类蛋白分别增加 275, 268; TB-EPS 中 A、B 类蛋白分别增加 122, 102. 各分层 EPS 荧光组分与污泥比阻相关性分析结果(表 2)表明: LB-EPS 中 A 类蛋白($P<0.05$, $R^2=0.894$)、LB-EPS 中 B 类蛋白($P<0.05$, $R^2=0.867$)及 TB-EPS 中 A 类蛋白($P<0.05$, $R^2=0.822$)与比阻呈显著相关; 而 TB-EPS 中 B 类蛋白($P>0.05$, $R^2=0.756$)、Slime 中 B 类蛋白($P>0.05$, $R^2=0.637$)及 Slime 中 A 类蛋白($P>0.05$, $R^2=0.597$)与比阻相关性不明显,这一结果与 Zhang 等^[18]在研究 CST 与 EPS 中的蛋白组分的关系时得出的结论相类似,即芳香族蛋白 I、芳香族蛋白 II 和色氨酸蛋白与 CST 显著相关. 由此可见蛋白类物质不仅是 EPS 的最高组分,而且是影响污泥比阻的最主要成分.

4 结论

(1)污泥曝气处理 4 h 后, EPS 中蛋白、多糖和 DNA 分别增加 82.67%, 12.72% 和 9.18%, 污泥比阻比原始污泥增加了 $4.01 \times 10^7 \text{ s}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, 但不足以影响污泥的后续脱水. 影响比阻的主要物质是蛋白.

(2)曝气 4 h 后, EPS 分层中 Slime 各组分减小, LB-EPS、TB-EPS 各组分增加. LB-EPS 对污泥比阻影响显著.

(3)三维荧光数据表明 LB-EPS 中芳香蛋白、溶解性代谢产物及 TB-EPS 中芳香蛋白对污泥比阻有显著影响.

参考文献:

- [1] Comte S, Guibaud G, Baudu M. Biosorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) towards Cd, Cu and Pb for different pH values[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 151(1):185-193.
- [2] 金鹏康, 陈飞, 章佳昕, 等. 活性污泥胞外聚合物的分层组分及溶解性微生物代谢产物的特性[J]. *环境化学*, 2015, 34(7):1323-1328.
- [3] Zhang Z, Zhang J, Zhao J, et al. Effect of short-time aerobic digestion on bioflocculation of extracellular polymeric substances from waste activated sludge[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2015, 22(3):1812-1818.
- [4] Li X Y, Yang S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. *Water Research*, 2007, 41(5):1022-1030.
- [5] Sesay M L, Ozcengiz G, Dilek S F. Enzymatic extraction of activated sludge extracellular polymers and implications on bioflocculation[J]. *Water Research*, 2006, 40(7):1359-1366.
- [6] 陈静, 陈士才, 许建华, 等. 聚丙烯酰胺预处理自来水厂污泥[J]. *中国给水排水*, 2004, 20(9):37-39.
- [7] 李雪, 李飞, 曾光明, 等. 表面活性剂对污泥脱水性能的影响及其作用机理[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(5):2221-2226.
- [8] 王硕, 陈晓光, 杨叙军, 等. 化学调质污泥深度脱水过程及其潜在影响研究[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(15):42-47.
- [9] 周俊, 周立祥, 黄焕忠. 污泥胞外聚合物的提取方法及其对污泥脱水性能的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34(7):2752-2757.
- [10] 朱睿, 吴敏, 杨健, 等. 浓缩污泥中胞外聚合物组分与脱水性的关系[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2010, 46(3):385-388.
- [11] 姚萌, 程国淡, 谢小青, 等. 城市污水厂污泥化学调理深度脱水机理[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(8):2787-2792.
- [12] Zhang Z, Wang P, Zhang J, et al. Removal and mechanism of Cu (II) and Cd (II) from aqueous single-metal solutions by a novel biosorbent from waste-activated sludge[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2014, 21(18):10823-10829.
- [13] 王电站, 周立祥, 何锋. 生物淋滤法提高制革污泥脱水性能的研究[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(1):67-71.
- [14] Bo F, 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.
- [15] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding[J]. *Analytical Biochemistry*, 1976, 72(1/2):248-254.
- [16] Sun Y, Clinkenbeard K D, Clarke C, et al. *Pasteurella haemolytica* leukotoxin induced apoptosis of bovine lymphocytes involves DNA fragmentation[J]. *Veterinary Microbiology*, 1999, 65(2):153-166.
- [17] 张俊珂, 曾萍宋, 于会斌. 受四环素影响的活性污泥胞内外聚合物特征[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(3):751-758.
- [18] Zhang W, Peng S, Xiao P, et al. Understanding the evolution of stratified extracellular polymeric substances in full-scale activated sludges in relation to dewaterability [J]. *RSC Advances*, 2014, 5(2):1282-1294.
- [19] Merrylin J, Kumar S A, Kaliappan S, et al. Biological pretreatment of non-flocculated sludge augments the biogas production in the anaerobic digestion of the pretreated waste activated sludge[J]. *Environmental Technology*, 2013, 34(13/14):2113-2123.
- [20] 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.
- [21] 包宜俊, 杨存满, 李颖, 等. 光谱法研究胞外聚合物与四溴双酚A的相互作用[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(6): 1773-1779.
- [22] Zhang Z, Zhou Y, Zhang J, et al. Effects of short-time aerobic digestion on extracellular polymeric substances and sludge features of waste activated sludge[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 299:177-183.
- [23] Novak J T, Sadler M E, Murthy S N. Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids [J]. *Water Research*, 2003, 37(13):3136-3144.
- [24] Yang S F, Li X Y, Yu H Q. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions[J]. *Process Biochemistry*, 2008, 43(1):8-14.

Effect of aeration on characteristics of extracellular polymeric substances and activated sludge dewaterability

WANG Xiao-bao, SUN Hui-ping, WANG Cong, YU Xin-yi, LÜ Wen-zhou *

(Faculty of Architectural, Civil Engineering and Environment, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: The yields of EPS can be increased after the excessively activated sludge is subjected to aeration treatment, and the EPS can be applied to flocculate pollutants. However, the effects of aeration on EPS components and sludge dewaterability remain unknown. The influences of aeration on the components of different layers, the components properties of EPS and the sludge dewaterability are investigated in this study. The results show that after aeration of 4 h, the specific resistance to filtration (SRF) of sludge increases by $4.01 \times 10^7 \text{ s}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ comparing with the original sludge; the contents of proteins, polysaccharides and DNA increase by 82.00%, 12.72% and 9.18%, respectively. Based on the correlation analysis, the order of correlations between EPS components and SRF is protein>polysaccharide>DNA. As for the different EPS layers, the components of Slime decrease while those of LB-EPS and TB-EPS increase. The content of LB-EPS increases within larger range than that of TB-EPS. LB-EPS is identified to be the main substance affecting the SRF. According to three-dimensional emission and excitation matrixes (EEM) results, the effect of aromatic protein on SRF is greater than soluble microbial products.

Key words: excess sludge; aeration; sludge characteristics; EPS layers; EPS components

(责任编辑 韩 超)