



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201901188

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

石岩, 单威, 陈明飞, 等. 低碳排放的生物絮凝中试系统污染物去除特性及污泥 EPS 变化[J]. 环境工程学报, 2019, 13(12): 2845-2852.

SHI Yan, SHAN Wei, CHEN Mingfei, et al. Pollutant removal characteristics and sludge EPS changes of bioflocculation pilot system with low carbon emission[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(12): 2845-2852.

低碳排放的生物絮凝中试系统污染物去除特性及污泥 EPS 变化

石岩¹, 单威¹, 陈明飞¹, 郑凯凯¹, 王燕¹, 李激^{1,2,3,*}

1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122

2. 江苏省厌氧生物技术重点实验室, 无锡 214122

3. 江苏省高校水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009

第一作者: 石岩(1992—), 男, 硕士研究生。研究方向: 水污染控制与资源化。E-mail: 1024188950@qq.com

*通信作者: 李激(1970—), 女, 博士, 教授。研究方向: 水污染控制与资源化等。E-mail: lij@jiangnan.edu.cn

摘要 用中试规模生物絮凝工艺处理含化学絮凝剂的生活污水, 分别研究了 HRT 和进水 SS 对生物絮凝系统污染物去除特性、剩余污泥产量、污泥特性和温室气体排放的影响。结果表明: 生物絮凝系统对 COD、TN 和 TP 有较好的去除效果, 且污染物去除效果受进水 SS 影响较大; 生物絮凝系统平均污泥产量和平均有机物产量最高可达 53.63 kg·d⁻¹ 和 21.14 kg·d⁻¹; 污泥胞外聚合物 EPS 浓度和 PN/PS 均与有机负荷呈反比; 化学絮凝剂通过影响 PN/PS 和 EPS 浓度, 可间接影响污泥的沉降性能; 生物絮凝系统与 AAO 工艺相结合, 可降低 50.12 g·m⁻³ 温室气体的排放。因此, 生物絮凝工艺可为污水处理厂节能降耗运行奠定基础, 有望得到广泛应用。

关键词 低碳; 生物絮凝; 中试水处理系统; 胞外聚合物; 温室气体

近年来, 提高大中型城镇污水处理厂废水处理过程能源利用率, 降低污水处理厂碳排放量成为研究热点^[1]。城镇污水处理厂消耗能源有电能、药剂和燃料等, 电能占总能耗的 60%~90%, 曝气池消耗电能占总运行电耗的 51.81%^[2], 其中, 部分电耗被用于难降解有机物的去除, 造成了资源的浪费。因此, 有必要更新污水处理工艺, 改变污水处理厂运行思路, 以减少能源消耗和提高能源回收率, 提高污水处理厂效益。

生物絮凝工艺具有微生物浓度高、污泥龄短、有机负荷高等特点, 可有效利用微生物分泌的胞外聚合物 (EPS) 截留进水所含颗粒态和胶体态有机物、悬浮态无机物、重金属等物质^[3-4]。活性污泥絮体中 EPS 作为微生物主要成分之一^[5], 除具有形成和保护活性污泥絮体结构功能外, 还有良好的絮凝功能^[6]。但是由于 EPS 提取工艺不成熟、组成成分不尽相同、各组分功能尚不明确等原因使其无法被广泛应用^[7-8]。生物絮凝系统不仅可以发挥 EPS 絮凝颗粒态和难降解有机物的能力, 还可减少化学药剂使用量, 进而降低污水处理成本, 减轻污水处理厂对环境的负面影响。

生物絮凝系统通过截留难降解有机物, 可降低二级处理过程中的电能消耗, 从而减少温室气

收稿日期: 2019-01-29; 录用日期: 2019-04-17

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2015ZX07306001)

体的间接排放。此外,生物絮凝系统内微生物与有机物絮凝后产生有机质含量较高的剩余污泥,可用于厌氧发酵产酸,相应挥发性脂肪酸平均浓度可达 $7.93 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ [9]。因此,有机酸可作为优质碳源,投加至厌氧池或缺氧池内,以强化污水处理厂脱氮除磷效果,减少除磷药剂和外加碳源的使用量,从而进一步降低污水处理厂污水处理成本与温室气体排放量。

本研究以城镇污水为对象,在中试规模下研究了生物絮凝系统对实际污水中污染物的去除效果与污泥产量变化影响,考察了不同水力停留时间下生物絮凝系统内 EPS 合成规律,并核算了生物絮凝系统温室气体排放量,为污水处理厂节能降耗与资源回收利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 进水水质

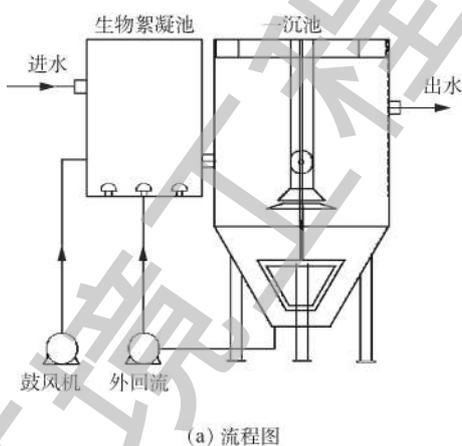
生物絮凝中试系统所用污水为天津市某污水处理厂沉砂池出水。该厂采用特有除臭工艺将除臭污泥回流至进水泵房,致使沉砂池出水 SS 较高,沉砂池出水 COD、TN、TP 等指标随 SS 发生相似变化。此外,该污水处理厂上游有日处理量 800 t 的大型污泥处理厂,该厂所排废液含聚合氯化铝、聚合氯化铁等调理药剂污泥直接进入污水处理厂。中试系统进水水质具体参数见表 1。

表 1 中试系统进水水质
Table 1 Influent quality of pilot-scale system $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

浓度与平均值	COD	TN	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	TP	SS	Al	Fe
浓度	245~852	34.46~54.99	26.95~41.31	6~32	400~2 400	2~10	2~8
平均值	417.50 ± 177.89	44.17 ± 6.20	33.48 ± 4.03	14.04 ± 6.96	$1\ 362.50\pm 740.54$	5 ± 0.12	3 ± 0.15

1.2 中试装置及运行参数

生物絮凝中试系统结构和现场如图 1 所示,该系统中试装置构筑物包括生物絮凝池、一沉池,有效容积分别为 1 m^3 和 2.10 m^3 。生物絮凝系统进水、污泥回流量、曝气量采用变频控制器控制,采用电磁流量计监测实时流量。



(a) 流程图



(b) 现场照片

图 1 生物絮凝中试系统流程图和现场照片

Fig. 1 Diagram of pilot-scale bioflocculation-AAA0 system

生物絮凝中试系统设计处理量 $50 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 。生物絮凝系统污泥回流比为 100%,溶解氧 (DO) 维持在 $0.30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。为控制该系统内污泥浓度,每日排泥量根据一沉池泥位确定,每日排泥 4~8 次,生物絮凝系统污泥龄 (SRT) 为 0.2~2 d。按照进水悬浮固体浓度 (SS) 变化,生物絮凝中试系统的运行可分为进水高 SS 与进水低 SS 阶段,其中,进水高 SS 阶段按照水力停留时间 (HRT) 变化

可分为 3 个阶段 (见表 2)。

1.3 实验方法

COD、TN、STN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TP、STP 与 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、MLSS 和 MLVSS 采用标准方法^[10]测定。

EPS 的提取采用 NaOH 法。首先将 10 mL 待测样品置于 50 mL 离心管中超声解体后, 分别在 2 000、5 000 和 10 000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的转速

下离心 15 min, 并分别收集离心后的上清液, 即为含溶解型胞外聚合物 (Sol-EPS)、附着型胞外聚合物 (LB-EPS) 和紧密结合型胞外聚合物 (TB-EPS)。用考马斯亮蓝法和蒽酮-硫酸比色法^[11]对每层 EPS 中的蛋白质 (PN) 和多糖 (PS) 含量进行测定。

1.4 污水处理过程温室气体排放量核算

污水处理过程中温室气体排放方式分为直接排放与间接排放, 所排放温室气体主要有 CO_2 、 CH_4 和 N_2O ^[12-13]。此外, 因微生物自身呼吸作用产生的 CO_2 不纳入系统温室气体排放量计算范围^[14]。2018 年, 中试系统所在污水处理厂电耗及污染物去除量等数据来自住房和城乡建设部《全国城镇污水处理信息管理系统》平台, 生物絮凝系统电耗则来自数字电表。

污水处理厂 CH_4 和 N_2O 排放量根据 IPCC 方法^[15]计算, 其中 CH_4 和 N_2O 的温室效应是 CO_2 的 25 倍和 298 倍, 计算方法如式 (1) 所示。

$$E_1 = TF - R \quad (1)$$

式中: E_1 为处理污水过程中 CH_4 的排放量, kg; T 为计算年份污水中有机物含量, kg; F 为排放因子; R 为计算年份回收 CH_4 量, kg; 其中 F 的计算方法如式 (2) 所示。

$$F = B_0 M \quad (2)$$

式中: B_0 为 CH_4 的最大生成值, 即单位质量有机物转化为 CH_4 的比例, 缺省值可取 0.2; M 为 CH_4 修正因子, 依据 IPCC 推荐值。

$$E_2 = 44NF/28 \quad (3)$$

式中: E_2 为清单年份的 N_2O 排放量, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$; N 为排放至水生环境的污水中的氮含量, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

污水处理厂 CO_2 的间接排放主要发生在电能的消耗过程。 CO_2 的间接排放量通过中国区域电网基准线排放因子和污水处理消耗电能来计算。华北区域电网的 2017 年电量边际排放因子为 $1.11 \text{ t}\cdot(\text{mW}\cdot\text{h})^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 生物絮凝系统污染物去除特性

生物絮凝系统进水所含化学除磷药剂可与生物絮凝系统内微生物分泌的 EPS 发生协同作用, 该协同作用可称为生物-化学絮凝作用^[16]。EPS 可与颗粒态或胶体态等具有不可溶有机物、TN 和 TP 等污染物发生絮凝作用, 并沉淀于沉淀池中, 随剩余污泥排出生物絮凝系统。混凝剂则通过网捕、吸附架桥和压缩双电子层的方式强化 EPS 的絮凝作用, 并去除进水中的 STP。因此, 生物絮凝系统可通过生物-化学絮凝作用, 截留大量污染物, 且去除效果强于单纯化学混凝工艺^[17-19]。

如图 2 所示, 在进水高 SS 阶段 (1~3 阶段), HRT 由 0.80 h 降至 0.30 h, 生物絮凝系统 COD 去除率变化较小, COD 平均去除率分别为 82.07%、80.84% 和 80.03%, 出水 COD 浓度则稳定在 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。但 SCOD 平均去除率分别为 24.98%、26.12%、14.35%, 出水 SCOD 浓度分别为 75.09、71.73 和 $39.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在进水低 SS 阶段 (第 4 阶段), 生物絮凝系统出水 COD 与 SCOD 高于 1~3 阶段,

表 2 生物絮凝系统运行参数

Table 2 Operational parameters of biofloculation system

运行阶段	时间/d	流量/ $(\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1})$	HRT/h	SS/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
1	1~11	1.25	0.80	1 500~2 400
2	12~22	2.10	0.50	1 500~2 400
3	23~33	3.30	0.30	1 500~2 400
4	34~53	2.10	0.50	400~700

平均值分别为 $127.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $109.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率分别为 58.73% 和 22.75%。在 1~4 阶段, 生物絮凝系统 COD 的去除率远高于 SCOD 去除率, 表明生物絮凝系统可将颗粒态 COD 絮凝沉淀, 进而产生高有机质剩余污泥, 为污泥厌氧发酵产酸奠定重要的基础。对比第 2 和第 4 阶段可知, 进水 SS 通过影响生物絮凝系统内 MLSS 从而决定絮凝过程有效碰撞次数^[20], 进而影响生物絮凝系统 COD 和 SCOD 的去除效果。结合图 3 可知, 较高的 SS 使生物絮凝系统 MLSS 稳定在较高的水平, 提高了生物絮凝系统内有效碰撞次数, 进而削弱 HRT 对 COD 去除效果的影响。当进水 SS 降低后(第 4 阶段), 生物絮凝系统的 COD 截留率也随之明显降低。因此, 生物絮凝系统内絮凝效果受进水 SS、絮凝剂和 HRT 等因素影响^[20-22]。

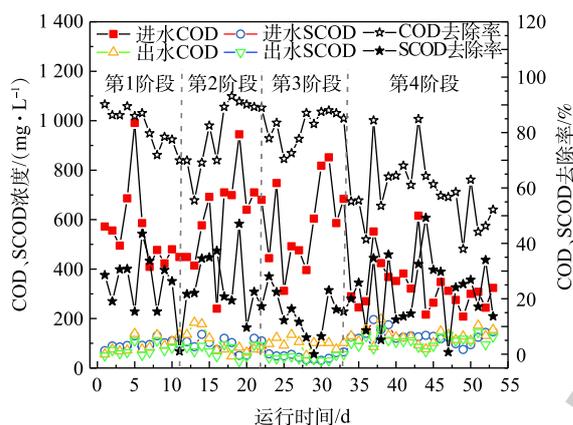


图 2 生物絮凝系统 COD 去除效果

Fig. 2 COD removal effect of biofloculation system

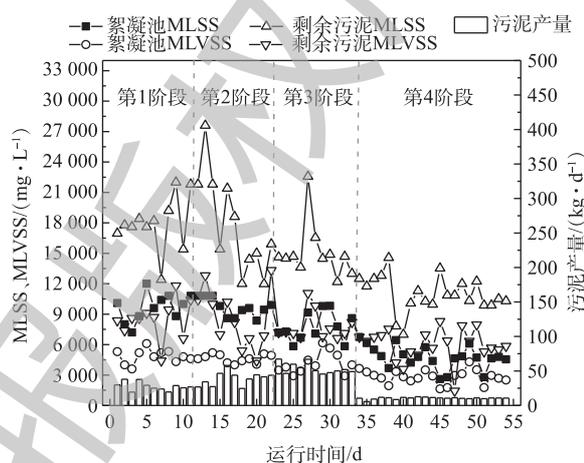


图 3 生物絮凝系统污泥产量变化

Fig. 3 Change of sludge production in biofloculation system

由图 4 可知, 生物絮凝系统对 COD 和 TN 去除效果变化趋势类似。生物絮凝系统中因有厌氧环境, 故使微生物无法进行反硝化作用, 导致该系统对 STN 去除效果较差。进水高 SS 阶段(1~3 阶段), 生物絮凝系统 TN 和 STN 去除率受 HRT 变化影响较小, 出水 TN 和 STN 稳定在 $30.57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $28.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。进水低 SS 阶段(第 4 阶段), 生物絮凝系统出水 TN 和 STN 分别为 $31.54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $28.95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TN 和 STN 平均去除率为 21.24% 和 4.47%。在 1~4 阶段, 生物絮凝系统出水 TN 和 STN 较稳定, 表明该系统抗冲击负荷能力较强。如图 5 所示, 生物絮凝系统主要通过生物-化学絮

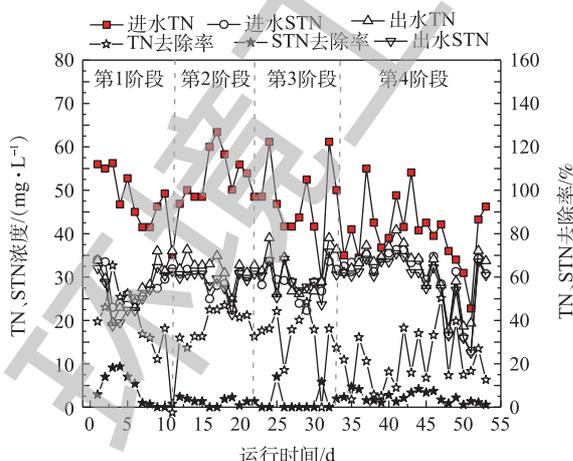


图 4 生物絮凝系统脱氮效果

Fig. 4 Nitrogen removal effect of biofloculation system

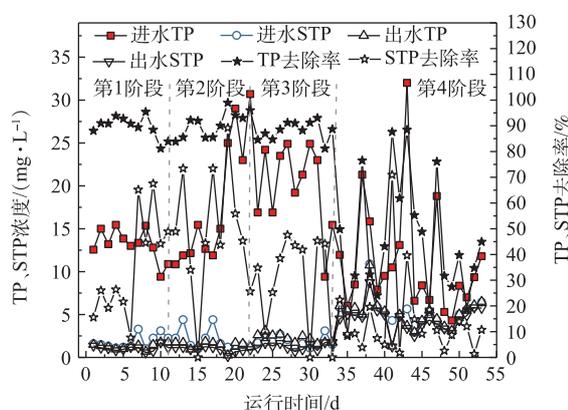


图 5 生物絮凝系统除磷效果

Fig. 5 Phosphorus removal effect of biofloculation system

凝作用实现其对进水的颗粒态 TP 与 STP 良好去除效果, 化学絮凝剂与进水 SS 变化直接影响到生物-化学絮凝作用的效果。进水高 SS 阶段(1~3 阶段), 生物絮凝系统对 TP 与 STP 平均去除效果受 HRT 变化影响较小, 出水 TP 与 STP 均稳定在 $1.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在进水低 SS 阶段(第 4 阶段), 受进水 SS 与絮凝剂浓度同时降低的影响, 生物絮凝系统出水 TP 与 STP 平均值升至 $5.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $4.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率为 44.96% 和 14.58%。综上所述, 生物絮凝系统对污染物的去除受进水 SS、HRT 和进水化学絮凝药剂共同作用的影响, 进水 SS 对其影响程度最大。

2.2 生物絮凝系统污染物去除特性

1) 生物絮凝系统剩余污泥产量变化。生物絮凝系统通过生物-化学絮凝作用将污染物絮凝沉淀后产生优质剩余污泥, 剩余污泥产量与特性随运行条件变化。如图 3 所示, 1~3 阶段内进水 SS 较高, 生物絮凝系统日平均污泥产量与 HRT 呈反比, 各阶段平均污泥产量分别为 27.66 、 39.07 和 $53.63 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ 。同时, 生物絮凝池内污泥浓度为 $8\ 000\sim 10\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, MLVSS/MLSS 平均值分别为 0.50 、 0.48 和 0.53 。剩余污泥浓度为 $15\ 000\sim 18\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, MLVSS/MLSS 平均值分别为 0.47 、 0.49 和 0.52 。进水低 SS 阶段, 生物絮凝系统平均污泥产量降低至 $10.60 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$, 生物絮凝池内 MLSS 平均值则降至 $4\ 760.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。生物絮凝池内污泥和剩余污泥 MLVSS/MLSS 平均值分别升高至 0.60 和 0.53 。剩余污泥产量和有机质含量与 HRT 呈反比, 有机质含量不受进水 SS 变化影响。生物絮凝系统出水 C/N 平均值为 3.53 , 剩余污泥厌氧发酵所产有机酸可用于强化后续污水处理工艺脱氮除磷效果。通过核算, 发现在进水高 SS 阶段, 生物絮凝系统剩余污泥发酵后, 平均有机物产量(以乙酸钠计)分别可达 10.28 、 13.95 和 $21.14 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$, 在进水低 SS 阶段, 有机物产量则为 $5.67 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

2) 生物絮凝污泥 EPS 合成规律。EPS 的合成是影响絮凝效果的关键因素之一, EPS 的合成受絮凝剂含量、SS 和 HRT 的共同影响^[8, 23-24], 而 HRT 的变化可表现为生物絮凝系统进水有机负荷的变化。EPS 可分为 Sol-EPS、TB-EPS 和 LB-EPS 3 层, 各层 EPS 功能由其空间结构与化学组成决定。由图 6 可知, 有机负荷升高会抑制生物絮凝系统污泥 EPS 的合成。第 1 阶段生物絮凝系统活性污泥的 Sol-EPS、LB-EPS 和 TB-EPS 浓度分别为 20.68 、 6.31 和 $65.89 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 而接种污泥中 3 层 EPS 的浓度分别为 6.34 、 8.19 和 $34.23 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 各层 EPS 浓度差异表明生物絮凝系统内微生物代谢水平已经与传统脱氮除磷工艺内微生物存在差异。生物絮凝系统在 1~3 阶段内, 平均有机负荷由 $16.70 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 增至 $46.17 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, Sol-EPS、LB-EPS、TB-EPS 和总 EPS 浓度均呈下降趋势, 表明有机负荷与 Sol-EPS、LB-EPS、TB-EPS 和总 EPS 的合成呈反比关系。第 4 阶段与第 2 阶段相比, 仅进水 SS 存在差异, 但有机负荷降为 $16.67 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, EPS 也远低于第 2 阶段, 该现象进一步证明了进水 SS 与 HRT 会影响微生物 EPS 的分泌的观点。

由图 7 可知, 污泥的 SVI 受 EPS 中的 PN/PS 影响, 而各层 EPS 的 PN/PS 变化受有机负荷和进水絮凝剂共同影响。金属元素(如铁、铝)会降低生物絮凝系统内活性污泥 EPS 中 PN/PS^[25], 使得接种污泥与 1~4 阶段污泥 LB-EPS 的 PN/PS 相对较低。1~3 阶段生物絮凝系统单位时间内化学絮凝剂流入量上升, LB-EPS 的 PN/PS 呈下降趋势。有研究表明, 在有机负荷升高后, EPS 中 PN 增量远

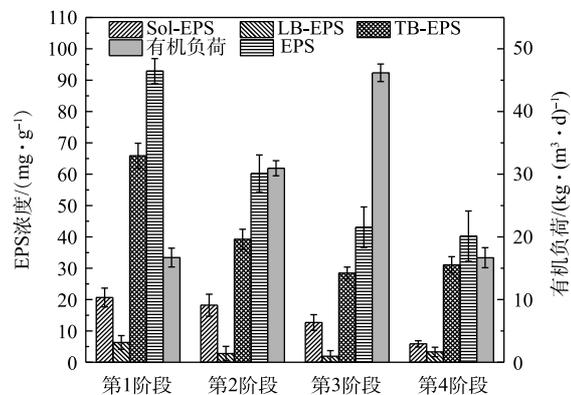


图 6 生物絮凝系统各阶段污泥 EPS 和有机负荷变化

Fig. 6 Changes of EPS and organic load at various stages of bioflocculation system

大于 PS 增量^[26], 并且外层 EPS 对 TB-EPS 有一定的保护作用, 使得 TB-EPS 组成免受化学絮凝剂的影响, 进而使 TB-EPS 的 PN/PS 随有机负荷升高呈上升趋势, 1~3 阶段 TB-EPS 的 PN/PS 分别为 1.47、1.77 和 1.85。第 4 阶段 LB-EPS 与 TB-EPS 的 PN/PS 分别为 0 和 1.41。1~3 阶段生物絮凝系统活性污泥的 SVI 随 HRT 变化呈下降趋势, SVI 分别为 78、65 和 58 mL·g⁻¹, 第 4 阶段 SVI 升至 49 mL·g⁻¹。生物絮凝系统内活性污泥 LB-EPS 在 1~3 阶段内呈下降趋势, 而第 4 阶段则小幅上升(图 6)。这与王红武等^[27]提出 LB-EPS 与 SVI

呈正比的结论相符。Al³⁺、Fe³⁺等金属阳离子可以促进活性污泥形成絮体, 减小活性污泥 SVI^[28-29], 1~3 阶段内单位时间生物絮凝系统流入化学絮凝药剂量随 HRT 的降低呈上升趋势, 生物絮凝系统污泥 SVI 随之逐渐降低。第 4 阶段, 受进水 SS 降低的影响, 进水化学絮凝剂浓度降低, 生物絮凝系统污泥 SVI 小幅上升。

2.3 生物絮凝系统碳减排及电耗

污水处理系统厌氧池内会产生部分 CH₄, 而 N₂O 主要产生自硝化和反硝化过程^[30-31]。生物絮凝系统内 DO 控制在 0.30~0.60 mg·L⁻¹, pH 控制在 7.20 左右, SRT 控制在 0.20~0.50 d, 因此, 生物絮凝系统内无适宜的厌氧发酵环境。此外, 生物絮凝脱氮过程主要通过生物-化学絮凝作用完成, 不存在硝化和反硝化过程。因此, 生物絮凝系统 CH₄ 和 N₂O 的产量可忽略不计。生物絮凝系统所在污水处理厂采用 AAO 工艺, 污水处理过程中厌氧池、缺氧池和好氧池中均会产生部分 CH₄ 和 N₂O。由表 3 可知, 生物絮凝系统所在污水处理厂温室气体排放量(以 CO₂ 计)为 523.16 g·m⁻³, 而生物絮凝系统温室气体的间接排放量为 28.78 g·m⁻³。进水 COD 和 TN 较高不仅会增加污水处理厂电耗, 还会提高污水处理工艺温室气体的直接排放量。因此, 生物絮凝系统与 AAO 系统相结合, 不仅可降低 AAO 系统进水 33% 左右的 COD 与 TN, 还可降低温室气体产生量。经核算, 若生物絮凝系统与 AAO 系统组成组合工艺, 每处理 1 t 污水可降低 50.20 g 的温室气体。此外, 生物絮凝系统产生的剩余污泥经厌氧发酵后, 有机酸可作为优质碳源提高污水处理厂脱氮除磷效率, 减少乙酸钠等碳源使用量, 进而降低污水处理成本。

表 3 每吨水温室气体排放量对比(以 CO₂ 计算)

Table 3 Comparison of greenhouse gas emissions per ton of wastewater (calculated in carbon dioxide)				g·m ⁻³
中试系统及处理厂	污水处理过程 CH ₄ 的排放量	污水处理过程 N ₂ O 的排放量	用电造成的温室气体排放	温室气体总排放量
生物絮凝中试系统	0	0	28.78	28.78
某污水处理厂	150.38	0.22	372.56	523.16

3 结论

1) 生物絮凝系统抗冲击负荷能力较强, 出水 COD、TN 和 TP 平均值分别为 109.24、30.93 和 2.95 mg·L⁻¹, 平均去除率分别为 72.96%、30.84%、72.65%, 出水 C/N 平均值为 3.53。此外, 生物絮凝作用与化学絮凝作用相结合, 可提高污水一级处理对污染物的去除效果, 降低二级和三级处理阶段的电能消耗。

2) 生物絮凝系统剩余污泥产量与 HRT 和进水 SS 呈正比, 平均污泥产量最高可达 53.63 kg·d⁻¹。

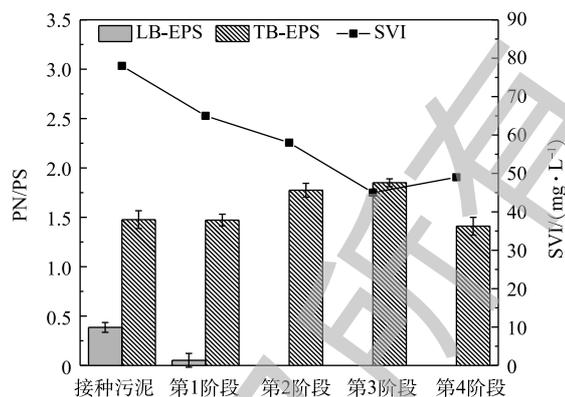


图 7 生物絮凝系统各阶段污泥 PN/PS 和 SVI 变化
Fig. 7 Changes of PN/PS and SVI at various stages of biofloculation system

污泥 EPS 浓度和 PN/PS 均与有机负荷呈反比。在不同 HRT 和进水 SS 条件下, 化学絮凝剂通过影响 PN/PS 和 EPS 浓度, 可间接影响污泥的沉降性能。

3) 生物絮凝系统可降低出水 C/N, 若该工艺与 AAO 工艺相结合, 温室气体排放量预计可降低 $50.12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$, 剩余污泥资源化利用后可进一步降低污水处理过程中的用电量与温室气体排放量, 为污水处理碳中和、节能减排等研究奠定基础。

参 考 文 献

- [1] CHAI C, ZHANG D, YU Y, et al. Carbon footprint analyses of mainstream wastewater treatment technologies under different sludge treatment scenarios in China[J]. *Water*, 2015, 7(12): 918-938.
- [2] 荣颖慧. 淄博某污水处理厂能耗特征分析及节能途径研究[D]. 北京: 清华大学, 2015.
- [3] TRZCINSKI A P, GANDA L, YAN NI A S, et al. Identification of recalcitrant compounds in a pilot-scale AB system: An adsorption (A) stage followed by a biological (B) stage to treat municipal wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 206(5): 121-127.
- [4] 潘宁, 石淑倩, 柯崇宜, 等. 吸附生物降解法(AB工艺)A段反应机理分析[J]. *环境工程*, 2000, 5(2): 21-23.
- [5] CHAI S L, MEI F C, ROBINSON J, et al. A Review on development and application of plant-based biofloculants and grafted biofloculants[J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2014, 53(48): 18357-18369.
- [6] SHENG G, YU H, LI X. Stability of sludge flocs under shear conditions: roles of extracellular polymeric substances (EPS)[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, 93(6): 1095-1102.
- [7] 马放, 段姝悦, 孔祥震, 等. 微生物絮凝剂的研究现状及其发展趋势[J]. *中国给水排水*, 2012, 28(2): 14-17.
- [8] LAI H, FANG H, HUANG L, et al. A review on sediment biofloculation: Dynamics, influencing factors and modeling[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642(5): 1184-1200.
- [9] 张闻多, 余雷, 刘和, 等. 工程规模下碱类型对污泥预处理效果及发酵产酸的影响[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(5): 1517-1527.
- [10] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [11] LIANG Z, LI W, YANG S, et al. Extraction and structural characteristics of extracellular polymeric substances (EPS), pellets in autotrophic nitrifying biofilm and activated sludge[J]. *Chemosphere*, 2010, 81(5): 626-632.
- [12] 王雪松, 宋蕾, 白润英. 呼和浩特地区污水厂能耗评价与碳排放分析[J]. *环境科学与技术*, 2013, 36(2): 196-199.
- [13] RODRIGUEZ-GARCIA G, HOSPIDO A, BAGLEY D M, et al. A methodology to estimate greenhouse gases emissions in life cycle inventories of wastewater treatment plants[J]. *Environmental Impact Assessment Review*, 2012, 37(5): 37-46.
- [14] 余杰, 田宁宁, 王凯军, 等. 中国城市污水处理厂污泥处理、处置问题探讨分析[J]. *环境工程学报*, 2007, 1(1): 82-86.
- [15] DOORN M R J, TOWPRAYOON S, VIEIRA S M M, et al. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[M]. New York: Institute for Global Environment Strategies, 2006.
- [16] 杨殿海, 卢峰, 夏四清. 化学生物絮凝工艺处理低浓城市污水研究[J]. *中国给水排水*, 2004, 5(4): 5-8.
- [17] STAN S, DESPA F. On the doublet formation in the flocculation process of the yeast cells[J]. *Biosystems*, 2000, 57(3): 139-145.
- [18] 吴志平, 夏四清, 杨殿海, 等. 化学生物絮凝工艺处理城市污水比较研究[J]. *重庆环境科学*, 2003, 25(7): 12-14.
- [19] 张志斌, 赵建夫, 夏四清, 等. 化学生物絮凝工艺的反应机理初探[J]. *环境科学*, 2007, 28(5): 993-996.
- [20] MILLIGAN T G, HILL P S. A laboratory assessment of the relative importance of turbulence, particle composition, and concentration in limiting maximal floc size and settling behaviour[J]. *Journal of Sea Research*, 1998, 39(3/4): 227-241.
- [21] MIETTA F, CHASSAGNE C, MANNING A J, et al. Influence of shear rate, organic matter content, pH and salinity on mud flocculation[J]. *Ocean Dynamics*, 2009, 59(5): 751-763.

- [22] HIGGINS M J, NOVAK J T. The effect of cations on the settling and dewatering of activated sludges: Laboratory results[J]. *Water Environment Research*, 1997, 69(2): 215-224.
- [23] CAROL MANCUSO N, JOHN P B, JEAN G. Effects of incubation temperature on growth and production of exopolysaccharides by an antarctic sea ice bacterium grown in batch culture[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71(7): 3519-3523.
- [24] SHENG G P, YU H Q, LI X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review[J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(6): 882-894.
- [25] AGUILERA A, SOUZA V. Extracellular matrix assembly in extreme acidic eukaryotic biofilms and their possible implications in heavy metal adsorption[J]. *Aquatic Toxicology*, 2008, 88(4): 257-266.
- [26] 陆佳, 刘永军, 刘喆, 等. 有机负荷对污泥胞外聚合物分泌特性及颗粒形成的影响[J]. *化工进展*, 2018, 37(4): 1616-1622.
- [27] 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.
- [28] 杨涛, 郝学凯, 陈宝玉, 等. Al^{3+} 对序批式生物膜反应器(SBBR)中污泥脱氢酶活性(DHA)和胞外聚合物(EPS)的影响[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(4): 1453-1459.
- [29] 龙向宇, 方振东, 唐然, 等. EPS与阳离子对活性污泥沉降性能的影响研究[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(13): 50-53.
- [30] FOLEY J, LANT P. Fugitive greenhouse gas emissions from wastewater systems[J]. *Water*, 2007, 38: 18-23.
- [31] RATHNAYAKE R M L D, SONG Y, TUMENDELGER A, et al. Source identification of nitrous oxide on autotrophic partial nitrification in a granular sludge reactor[J]. *Water Research*, 2013, 47(19): 7078-7086.

(本文编辑: 金曙光, 曲娜, 郑晓梅)

Pollutant removal characteristics and sludge EPS changes of bioflocculation pilot system with low carbon emission

SHI Yan¹, SHAN Wei¹, CHEN Mingfei¹, ZHENG Kaikai¹, WANG Yan¹, LI Ji^{1,2,3,*}

1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China

2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi 214122, China

3. Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material of Jiangsu Colleges, Suzhou 215009, China

*Corresponding author, E-mail: lijij@jiangnan.edu.cn

Abstract The pilot-scale bioflocculation process was used to treat domestic wastewater containing chemical flocculants. The performance of the bioflocculation system in terms of contaminants removal, excess sludge production, sludge characteristics and carbon emission reduction were investigated under variations of hydraulic retention time (HRT) and the influent suspended solids (SS). The experimental results showed that the bioflocculation system had a good removal effect on insoluble chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), and the pollutant removal effect was greatly affected by the influent SS. The average sludge yield and predicted average organic matter production (in terms of acetic acid) were up to 53.63 kg MLSS·d⁻¹ and 7.08 kg·d⁻¹, respectively. Both the extracellular polymeric substances (EPS) content and PN/PS were negatively correlated with the organic loading rate. In addition, the chemical flocculant had an indirect effect on the settling property of bioflocculation sludge through influencing the EPS content and PN/PS. The combination of bioflocculation process and AAO process could reduce 50.12 g·m⁻³ carbon dioxide (CO₂) emission. Moreover, greenhouse gas emission could decrease along with the anaerobic fermentation process through acid production. Therefore, the bioflocculation process can lay a foundation for the energy saving and consumption reduction operation in wastewater treatment plants, will be widely used in practice.

Keywords low carbon; bioflocculation; pilot-scale wastewater treatment; extracellular polymeric substances; greenhouse gas