

无机废水中藻菌颗粒污泥的培养及脱氮性能

罗怡¹, 李正昊¹, 程媛媛¹, 康建林¹, 刘立良², 龙焙^{1*}

(1. 江西理工大学 土木与测绘工程学院, 江西 赣州 341000; 2. 赣州科净环保工程技术有限公司, 江西 赣州 341000)

摘要: 以好氧颗粒污泥 (AGS) 为载体, 启动光序批次反应器, 运行过程中投加外源藻液 (小球藻) 及絮凝剂 (阳离子聚丙烯酰胺) 培养藻菌颗粒污泥 (ABGS), 用于无机高氨氮废水处理, 探究无机械曝气条件下 ABGS 的脱氮效果。结果表明, 运行过程中颗粒数量和粒径均不断减小, 藻类逐渐富集, 在第 42 d 成功构建藻菌共生体系, 在第 129 d 培养成成熟 ABGS。第 145 d 时 ABGS 的平均粒径和污泥质量浓度分别为 0.46 mm 和 1750 mg/L, 污泥容积指数为 51.43 mL/g, 污泥叶绿素 a 质量浓度为 17.48 mg/L, 优势菌属为 *Blastopirellula* (16.70%, 相对丰度, 下同)、*SM1A02* (12.91%)、*Nitrosomonas* (7.78%) 等, 优势藻属为 *Chlorella* (88.06%)。在 1~67 和 105~131 d 内氨氮和总无机氮 (TIN) 去除率波动较大, 在 68~104 d 和 132~145 d 氨氮和 TIN 去除率分别接近 100% 和 60%。藻类产氧速率整体呈减小趋势, 第 100 d 开始保持在 15 mg(O₂)/(L·h) 左右。藻类同化去除的 TIN 在 15%~100% 之间。

关键词: 藻菌颗粒污泥; 无机废水; 培养; 脱氮; 稳定性; 水处理技术

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1003-5214 (2024) 12-2727-10

Cultivation and denitrification performance of algal-bacterial granular sludge in inorganic wastewater

LUO Yi¹, LI Zhenghao¹, CHENG Yuanyuan¹, KANG Jianlin¹, LIU Liliang², LONG Bei^{1*}

(1. School of Civil and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, Jiangxi, China; 2. Ganzhou Kejing Environmental Protection Engineering Technology Co., Ltd., Ganzhou 341000, Jiangxi, China)

Abstract: Algal bacterial granular sludge (ABGS) was cultivated by adding exogenous algae liquid (*Chlorella*) and flocculant (cationic polyacrylamide) into a light sequencing batch reactor using aerobic granular sludge (AGS) as carrier, and applied for inorganic high ammonia nitrogen wastewater treatment. The denitrification performance of ABGS with no mechanical aeration was further analyzed. The results showed that, with the particle number and size continuously decreasing and the algae gradually enriching, the algae-bacteria symbiosis system was successfully constructed on the 42nd day, and mature ABGS was obtained on the 129th day. On day 145, the ABGS exhibited an average particle size and sludge concentration of 0.46 mm and 1750 mg/L, respectively, the sludge volume index of 51.43 mL/g, and the sludge chlorophyll a mass concentration of 17.48 mg/L, with the dominant bacterial genera being *Blastopirellula* (16.70%, relative abundance, the same below), *SM1A02* (12.91%), *Nitrosomonas* (7.78%), etc, and the dominant algae *Chlorella* (88.06%). The removal rates of ammonia nitrogen and total inorganic nitrogen (TIN) fluctuated greatly from the first day to 67th day and 105th to 131th day, and were close to 100% and 60% from 68th to 104th day and 132th to 145th day, respectively. The oxygen production rate of algae showed an overall decreasing trend, and remained at approximately 15 mg(O₂)/(L·h) at the 100th day. The TIN removed by algal assimilation was between 15% and 100%.

收稿日期: 2023-11-28; 定用日期: 2024-01-15; DOI: 10.13550/j.jxhg.20231016

基金项目: 国家自然科学基金项目 (52060007); 江西理工大学清江青年英才支持计划项目 (JXUSTQJYX2020008); 江西省大学生创新创业训练计划项目 (S202310407060、S202210407024)

作者简介: 罗怡 (2000—), 女, 硕士生, E-mail: 1683571930@qq.com. 联系人: 龙焙 (1986—), 男, 副教授, E-mail: 17770132146@189.cn.

Key words: algal-bacterial granular sludge; inorganic wastewater; cultivation; denitrification; stability; water treatment technology

藻菌颗粒污泥 (ABGS) 是一种特殊的好氧颗粒污泥 (AGS), 理论上可以在无机械曝气情况下通过藻类与细菌的共生实现污水脱氮^[1]。与 AGS 相比, ABGS 具有低能耗、低碳排放和高附加值产品回收等优点^[2-3], 被认为是一种环境友好型的新兴污水脱氮技术, 一些场合下表现出良好的脱氮效果^[4-6]。然而, 进水化学需氧量 (COD) 与氨氮 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 的质量浓度比值 [简称碳氮比 (C/N)] 的降低也会导致 ABGS 的脱氮性能降低。SHI 等^[7]构建了一种自动漂浮的 ABGS 系统, 无机械曝气下对 C/N 为 16 的模拟城市生活废水总氮 (TN) 的去除率为 81.2%。LIU 等^[8]利用 ABGS 处理 C/N 为 8.6 的模拟废水, 氨氮和 TN 去除率分别为 98.4% 和 50.2%。SNIFFEN 等^[9]利用 ABGS 处理实际垃圾渗滤液, TN 去除率仅有 29%。

目前, 培养 ABGS 种泥主要有活性污泥、AGS、活性污泥微藻混合物和 AGS 微藻混合物等^[10], 具体的培养耗时因接种底物及其混合比例而异。MILFERSTEDT 等^[11]构建了一个以活性污泥为底物的 10 mL 静态封闭系统, 在光源照射下耗时 21 d 形成 ABGS。李冬等^[12]利用成熟 AGS 耗时 60 d 培养出 ABGS。HE 等^[13]利用 AGS 在自然光诱导下耗时 7 d 培养出 ABGS。LIU 等^[14]将活性污泥和小球藻混合, 耗时 38 d 培养出 ABGS。LI 等^[15]利用 AGS 和小球藻处理无机高氨氮废水, 通过外投碳源和絮凝剂, 耗时 50 d 构建了藻菌共生体系。AHMAD 等^[16]将 AGS 与 ABGS 按质量比 1:1 进行混合, 耗时 120 d 在连续流反应器中培养出完全成熟的 ABGS。ZHANG 等^[17]以藻丝球为晶核, 耗时 12 d 培养出 ABGS。藻类增殖速度快, 但沉降及絮凝性能差^[18], 活性污泥来源广泛且沉降性能稍好, 但颗粒化耗时通常较长^[19]。AGS 被证实是一种良好的载体^[20], 但缺少稳定的供应渠道。因此, 如何有效整合现有资源实现 ABGS 的快速培养仍需探索。ABGS 处理对象多为有机废水^[3,21], 有关无机废水中 ABGS 的培养及脱氮性能研究鲜有报道。赣南离子型稀土是中国宝贵的战略资源, 但其在矿山开采过程中及废弃后会产生大量含氮尾水, 该尾水呈无机高氨氮废水特征^[22], 已成为当地生态修复中的治理难点。

为了实现离子型稀土矿山尾水脱氮, 本文拟以实验室内培养的 AGS 为载体, 运行过程中投加外源藻液及絮凝剂培养 ABGS, 并用于无机高氨氮废水处理, 探索无机械曝气条件下 ABGS 的脱氮效果, 以期对离子型稀土矿山尾水治理提供技术支持。

1 实验部分

1.1 试剂与仪器

NH_4Cl 、 NaHCO_3 , 工业级, 湖北三环科技股份有限公司; KH_2PO_4 , 分析纯, 广东光华科技股份有限公司; NaNO_2 、 NaNO_3 、乙二胺四乙酸 (EDTA), 分析纯, 西陇科学股份有限公司; $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, 分析纯, 国药集团化学试剂有限公司; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 CaCl_2 , 分析纯, 天津市大茂化学试剂厂; BG11 培养基, 分析纯, 青岛高科技工业园海博生物技术有限公司; 阳离子聚丙烯酰胺 (PAM, 相对分子量 1200 万), 分析纯, 上海麦克林生化科技股份有限公司。

AKDS-II 型纯水机, 成都唐氏康宁科技发展有限公司; LC-JY96-II N 型超声波细胞破碎仪, 上海力辰仪器科技有限公司; TG16-WA 型台式高速离心机, 湖南湘仪实验室仪器开发有限公司; ADQ LED 型水族灯管, 宁波公牛光电科技有限公司; FuXing 型电子万用炉, 沪兴电热电器厂; ACO-012A 型电磁式空气泵, 饶平县兴城机电水族用品有限公司; BT100F-1 型蠕动泵, 保定雷弗流体科技有限公司; JPB-607A 型便携式溶解氧测定仪, 上海仪电科学仪器股份有限公司; PB-10 型 pH 计, 赛多利斯斯泰帝 (上海) 贸易有限公司; X-7S 型紫外-可见分光光度计, 上海元析仪器有限公司; illuminaMiseq2×300bp 型微生物测序平台, 生工生物工程 (上海) 股份有限公司。

1.2 方法

1.2.1 无机高氨氮废水的配制

进水为无机高氨氮废水, 氨氮由 NH_4Cl 提供, NaHCO_3 提供碱度和无机碳源, KH_2PO_4 提供总磷 (TP), EDTA 和 BG11 培养基提供藻类微量元素, 钙、镁、铁等微量元素参照文献^[23]的配比。pH 维持在 7.5~8.5, 主要污染物氨氮质量浓度、碱度和 TP 质量浓度等参数变化见表 1。

表 1 光序批式反应器 (PSBR) 主要进水参数
Table 1 Main influent parameters of photo-sequencing batch reactor (PSBR)

	时间/d			
	1~104	105~118	119~129	130~145
$\text{NH}_4\text{-N}$ 质量浓度/(mg/L)	100	150	200	100
碱度/(mmol/L)	9.0	13.5	18.0	9.0
TP 质量浓度/(mg/L)	2.88	2.88	2.88	2.88
藻类质量浓度/(mg/L)	20	20	20	20
氮负荷/[$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]	0.2	0.3	0.4	0.2

1.2.2 ABGS 的培养

接种藻来源于实验室光反应器驯化培养的绿藻, 主要藻种为小球藻 (*Chlorella*)。1 L 藻液接种至 PSBR (高度 20 cm, 内径 19.2 cm, 有效体积 5 L) 后初始质量浓度为 2.05 mg/L (以叶绿素 a 计), 前 45 d 每隔 3 d 在沉降前 5 min 投加质量浓度为 5 g/L 的 PAM 溶液 15 mL, 促进藻类沉降。

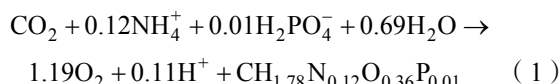
接种污泥取自实验室序批式反应器 (SBR) 中成熟的 AGS, 颜色呈黄色, 形状不规则, 结构致密。挥发性悬浮物固体的质量浓度 (MLVSS) 与悬浮物固体的质量浓度 (MLSS) 比值 (简称为 MLVSS/MLSS) 为 0.90。MLSS 为 7540 mg/L, 平均粒径为 1.16 mm, 颗粒化率为 98.78%, 30 min 污泥体积 (SV) (SV₃₀) 与 5 min 污泥体积 (SV₅) 的比值 (简称为 SV₃₀/SV₅) 为 0.96, 污泥容积指数 (SVI) 为 34.48 mL/g, 胞外聚合物 (EPS) 含量为 30.74 mg/g (MLVSS), 蛋白质 (PN) /多糖 (PS) 质量比值 (简称为 PN/PS) 为 0.47。AGS 处理 C/N 为 1 的模拟废水时, 对氨氮、总无机氮 (TIN) 去除率分别为 94%、66%, COD 降低 60%。

PSBR 换水率 50%。每天运行 2 个周期 (12 h), 包括进水 (5 min) - 搅拌 (295 min) - 静置 (60 min) - 搅拌 (295 min) - 静置 (60 min) - 沉淀 (3 min) - 出水 (2 min), 周期结束前 0.5 h 停止光照, 每个周期有效光照时长合计 11.5 h。机械搅拌器转速 750~850 r/min, LED 灯带光照强度约为 10000 lux。实验在夏季进行, 水温维持在 28~32 °C。

1.3 分析和测试

氨氮、亚硝态氮 (NO₂-N)、硝态氮 (NO₃-N)、SV、SVI、MLSS、MLVSS 参照《水和废水检测分析方法》测定^[24]。TIN 为氨氮、NO₂-N 和 NO₃-N 之和。利用数码相机记录污泥形态变化。粒径采用筛分法测定^[25]。溶解氧 (DO) 采用便携式溶解氧测定仪测定。pH 采用 pH 计测定。产氧速率测定参考文献^[26]方法: 从 PSBR 实验周期结束出水口取 100 mL 泥水混合物, 用去离子水清洗 3 遍, 加入洗净的污泥和基质定容至 100 mL 容量瓶中; 然后插入便携式溶解氧测定仪电极, 用磁力搅拌器搅拌混合液; 在光照和遮光情况下分别测定 DO 含量随时间的线性回归, 计算两者的差值。比好氧速率 {SOUR, mg(O₂)/[g(MLVSS)·h]} 的测定采用参考文献^[27]方法, 分别测定异养菌比耗氧速率 (SOUR_H) 和硝化细菌比耗氧速率 (SOUR_N)。EPS 为 PN 和 PS 之和, 采用 ADAV 等^[28]推荐的热提取法测定, 采用改进文献^[29]方法用于测定 PN 含量, 采用硫酸苯酚法测定 PS 含量^[28]。叶绿素 a 测定方法: 收集藻泥混合液 10 mL, 以 5000 r/min 离心 15 min, 将得到的藻泥加

入到 5 mL 体积分数 95% 的乙醇中, 4 °C 暗处放置 1 d; 再以 5000 r/min 离心 15 min 获得上清液, 以体积分数 95% 的乙醇为对照, 用紫外-可见分光光度计测定藻类上清液在 652、665 nm 处的吸光度, 具体计算公式见文献^[30]。藻类同化模型见式 (1)^[31], 根据产氧速率即可计算藻类同化去除的氨氮。



脱氮速率批次实验是在 300 mL 锥形瓶中进行, 从 PSBR 中取 300 mL 泥水混合物, 用去离子水清洗 3 遍, 除去上清液, 将洗净的污泥和配制好的基质放入锥形瓶中, 蒸馏水定容至 300 mL。不同脱氮速率的测定参数见表 2。

表 2 脱氮速率测定实验参数

Table 2 Denitrification rate determination test parameters

反应速率		质量浓度/(mg/L)			曝气量/ (L/min)	搅拌 速率/ (r/min)	反应 时间/h
		基质	NaHCO ₃	乙酸钠			
氨氮氧化	NH ₄ ⁺ -N	100	840	—	2.8	—	1
亚硝酸盐氧化	NO ₂ ⁻ -N	100	840	—	2.8	—	1
外源亚硝酸盐反硝化	NO ₂ ⁻ -N	100	—	417	—	100	1
内源亚硝酸盐反硝化	NO ₂ ⁻ -N	100	—	—	—	100	1
外源硝酸盐反硝化	NO ₃ ⁻ -N	100	—	417	—	100	1
内源硝酸盐反硝化	NO ₃ ⁻ -N	100	—	—	—	100	1

注: “—” 代表无, 下同。

游离氨质量浓度 (FA, mg/L)、游离亚硝酸盐浓度 (FNA, mg/L) 和亚硝酸盐积累率 (NAR) 的计算参照文献^[32], 如式 (2)~(4) 所示:

$$\text{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{\rho_1 \times 10^{\text{pH}}}{e^{6334/(273+\theta)} + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

$$\text{FNA} = \frac{46}{14} \times \frac{\rho_2}{e^{-2300/(273+\theta)} \times 10^{\text{pH}}} \quad (3)$$

$$\text{NAR} = \frac{\rho_2}{\rho_2 + \rho_3} \quad (4)$$

式中: ρ_1 为出水氨氮质量浓度, mg/L; pH 为出水 pH; ρ_2 为出水亚硝态氮质量浓度, mg/L; ρ_3 为出水硝态氮质量浓度, mg/L; θ 为水温, °C。

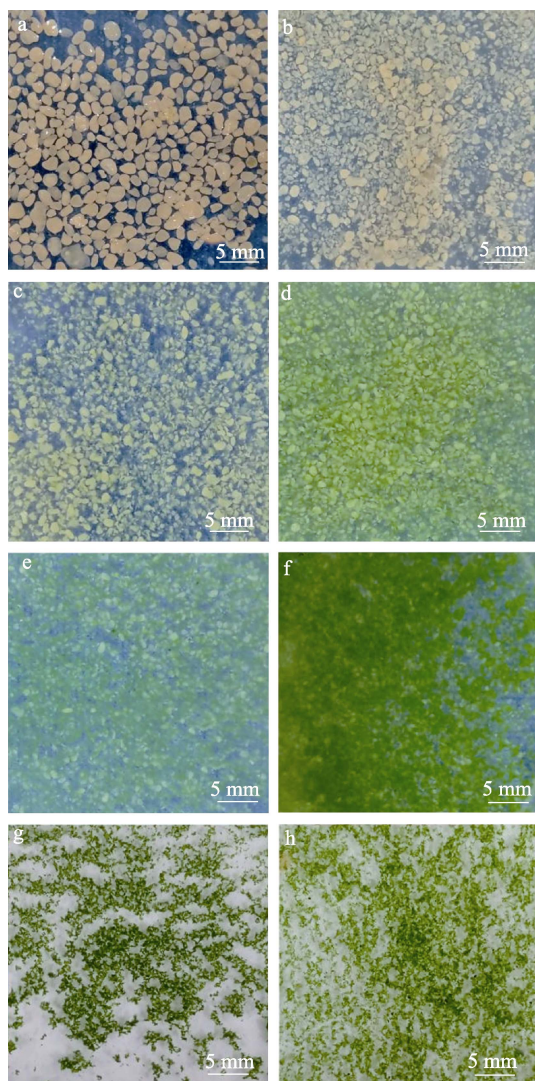
采用 Illumina MiSeq 2×300bp 平台进行基于 16S rDNA 基因 Illumina MiSeq 测序。细菌扩增区域为 V3~V4 区, MiSeq 平台的通用引物分别为 341F: CCCTACACGACGCTCTTCCGATCTG (barcode) CCTACGGGNGGCWGCAG 和 805RGACTGGAGTT CCTTGGCACCCGAGAATTCCA GAC TA CHVGG

GTATCTA ATCC, 具体扩增方法见参考文献[33]描述。真菌测序测定 18S rRNA 的 18SV4 区, 引物为 18SV4F: GGCAAGTCTGGTGCCAG 和 18SV4R: ACGGTATCTR ATCRT CTTG。

2 结果与讨论

2.1 ABGS 的形态

图 1 为 ABGS 在培育 140 d 内的形态变化。



a—1 d; b—14 d; c—17 d; d—42 d; e—77 d; f—106 d; g—129 d; h—140 d

图 1 ABGS 不同时间内的形态变化
Fig. 1 Morphological changes of ABGS

从图 1 可以看出, 接种 AGS 颜色呈黄色, 形状不规则, 结构致密 (图 1a)。第 14 d, 观察到明显的颗粒破碎, 反应器内出现许多絮体, 颜色变为浅黄色 (图 1b); 第 17 d, 颗粒数量及粒径均继续减小, 混合液呈嫩绿色, 同时也出现少量藻絮体 (图 1c), 表明藻类开始生长; 第 42 d, 颗粒污泥破碎加剧, 表明藻类迅速生长, 成功构建藻菌共生体系 (图

1d); 第 77 d, 大颗粒基本消失, 藻絮体颜色加深变为豆青色 (图 1e); 第 106 d, 污泥颗粒进一步变小, 大量藻絮体包裹颗粒污泥 (图 1f); 第 129 d, 藻菌共生体三维结构明显, 几乎观察不到黄色颗粒, 表明成功实现了藻菌的颗粒化 (图 1g); 第 140 d, ABGS 颜色变为深绿色 (图 1h)。可见, 虽然无机曝气环境下 AGS 会破碎解体, 但小球藻仍能以颗粒为载体附着生长。

2.2 污泥理化性质

2.2.1 污泥含量及沉降性能

经过 145 d 的运行, MLSS 由第 1 d 的 7540 mg/L 减至 1750 mg/L, MLVSS/MLSS 由 0.90 减至 0.36, SVI 从 34.48 mL/g 增至 51.43 mL/g, SV_{30}/SV_5 则由 0.96 增至 1.00。数据结果与观察到的 AGS 数量及粒径的减小吻合, 表明无机废水中细菌增殖缓慢容易导致 AGS 的解体, 但对藻菌体系的沉降性能影响不大。

2.2.2 平均粒径及颗粒化率

图 2a 为污泥平均粒径及颗粒化率变化。从图 2a 可以看出, 1~145 d, 污泥颗粒化率和平均粒径均不断减小, 最终分别为 55.12% 和 0.46 mm。实验结束时, 0.3 mm 以下的污泥质量占比由第 1 d 的 1.22% 增至 44.87%, 质量占比最大的粒径区间由 1.0~1.4 mm (62.64%) 变为 0.3~0.6 mm (52.28%)。由此可见, 污泥颗粒化率及平均粒径的减小主要是由 1.0~1.4 mm 颗粒的解体所致。这可能是由于缺乏有机碳源, 导致自养微生物生长缓慢以及污泥发生内源硝化反硝化^[23], 影响颗粒粒径变化, 导致大粒径污泥发生解体^[34]。

2.2.3 EPS

图 2b 为 EPS 的变化。从图 2b 可以看出, PN 和 PS 含量分别在 4.62~20.15 和 8.54~24.58 mg/g (MLVSS) 之间, 二者的不稳定导致了 PN/PS 及 EPS 含量的波动, 其原因是藻菌体系长期处于不稳定状态, 絮凝性强的微生物 (如细菌) 倾向于分泌更多 EPS^[35], 而絮凝性能差的微生物 (如藻类) 分泌 EPS 能力差^[36], 运行过程中伴随着游离藻类增殖、大颗粒的破碎及藻菌之间的附着生长, 导致 PN、PS 及 EPS 含量的波动。

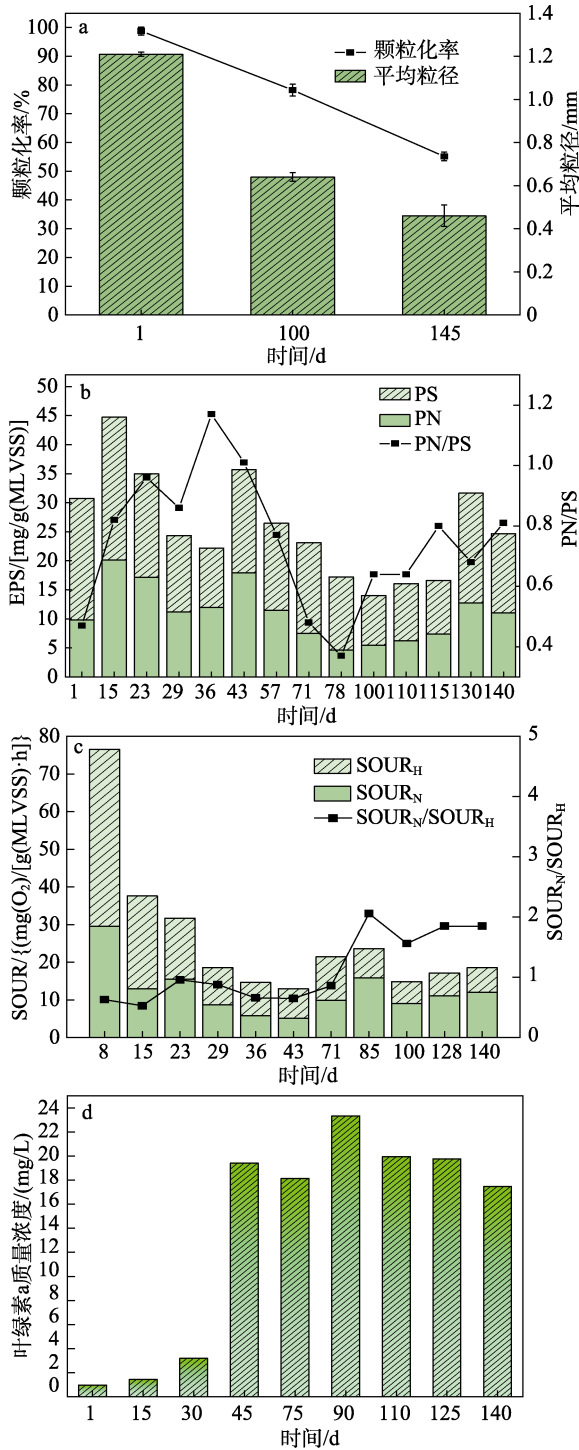
2.2.4 SOUR

图 2c 为 SOUR 的变化。从图 2c 可以看出, 反应器启动后, $SOUR_N$ 和 $SOUR_H$ 均明显减小, 二者分别于第 15 d 和第 29 d 开始趋于平缓。前 71 d 内, $SOUR_N/SOUR_H$ 维持在 <1, 此后保持在 2.06~1.92 之间。推测是藻类产氧不及机械曝气氧传质高效导致了硝化细菌活性的降低, 而异养菌活性的降低是由缺少有机碳源所致。随着 ABGS 的形成, 硝化细菌

活性逐渐回升并高于异养菌活性。

2.2.5 叶绿素 a

图 2d 为叶绿素 a 质量浓度随时间的变化。从图 2d 可以看出, 前 30 d, 污泥叶绿素 a 质量浓度不断增加 (0.96~3.19 mg/L), 之后稳定在 17.48~19.94 mg/L。结果与观察到的 42 d 时成功构建藻菌共生体系吻合, 其中, 第 145 d 时污泥叶绿素 a 质量浓度为 17.48 mg/L。



a—粒径分布; b—EPS; c—SOR; d—叶绿素 a 质量浓度
图 2 污泥理化性质

Fig. 2 Physical and chemical properties of sludge

2.3 除污性能

2.3.1 除污性能

图 3 为污染物去除性能的结果。从图 3 可以看出, 前 67 d, 出水氨氮质量浓度在 7~80 mg/L 之间, 68~104 d 基本稳定在 10 mg/L 以下, 105~129 d 在 12~97 mg/L 波动, 130 d 后基本接近零; 在 1~15 d, 出水 NO₂-N 质量浓度基本接近零, 但第 16 d 开始明显积累, 第 30 d 后在 31~72 mg/L; 1~145 d 的出水 NO₃-N 质量浓度基本 <5 mg/L; 1~67 d 的出水 TIN 质量浓度在 33~85 mg/L 波动, 68~104 d 基本稳定在 33~41 mg/L, 105~129 d 在 62~162 mg/L 之间波动, 第 130 d 后逐渐减小并于 140 d 稳定在 35~39 mg/L。

在 1~67 和 105~131 d 内, 氨氮去除率波动较大, 分别 20%~98% 和 21%~100%, 其他时间 (68~104 d 和 132~145 d) 接近 100%。同样, 在 1~67 和 105~131 d 内 TIN 去除率波动较大, 分别为 15%~67% 和 0~69%, 其他时间 (68~104 d 和 132~145 d) 约在 60%。

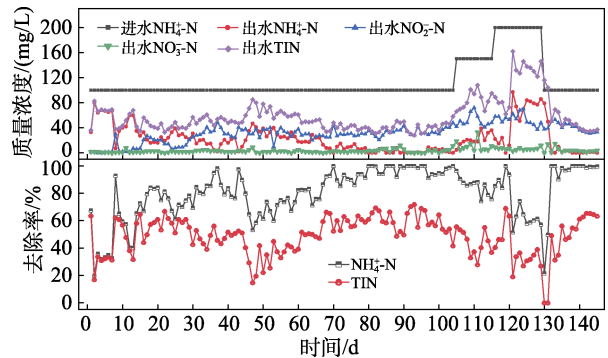


图 3 污染物去除性能
Fig. 3 Pollutant removal performance

2.3.2 典型周期内污染物降解规律

图 4 为第 145 d 的典型周期内污染物降解规律。

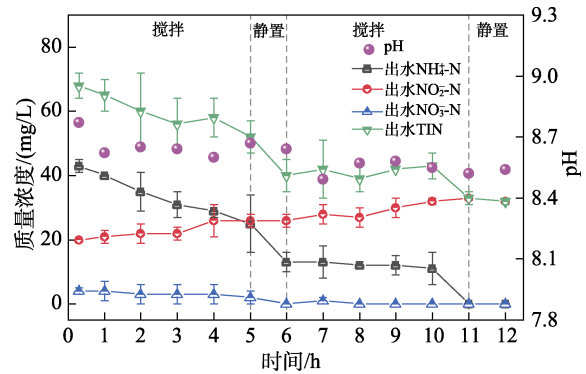


图 4 典型周期内脱氮规律
Fig. 4 Denitrification rule in typical cycle

从图 4 可以看出, 在典型周期内, 出水氨氮和出水 TIN 质量浓度均呈减小趋势, 出水 NO₂-N 质量浓度呈增大趋势, 出水 NO₃-N 质量浓度始终维持在

较低水平, pH 整体呈减小趋势。在前 5 h 内, 氨氮是 TIN 的主要贡献者, 氨氮减少量大于 NO₂-N 和 NO₃-N 积累量, 同时 NAR>90%, 且 pH 变化不大, 意味着发生了明显的短程硝化反硝化现象。5~6 h 时, 出水氨氮质量浓度迅速下降, 出水 NO₂-N 质量浓度和 pH 几乎维持不变, 表明该阶段以藻类光合作用同化氨氮为主。6~10 h 时, 氨氮减少量和 NO₂-N 积累量同步放缓, pH 先降后升。10~12 h 时, 出水氨氮质量浓度和出水 TIN 质量浓度同步降低, NO₂-N 积累量基本不变, pH 稳定在 8.55 左右, 意味着藻类同化作用再次占主导。

2.3.3 脱氮速率和脱氮贡献率

图 5a 为第 1、145 d 时细菌的脱氮速率, 图 5b 为藻类和细菌的脱氮贡献率以及藻类的产氧速率。

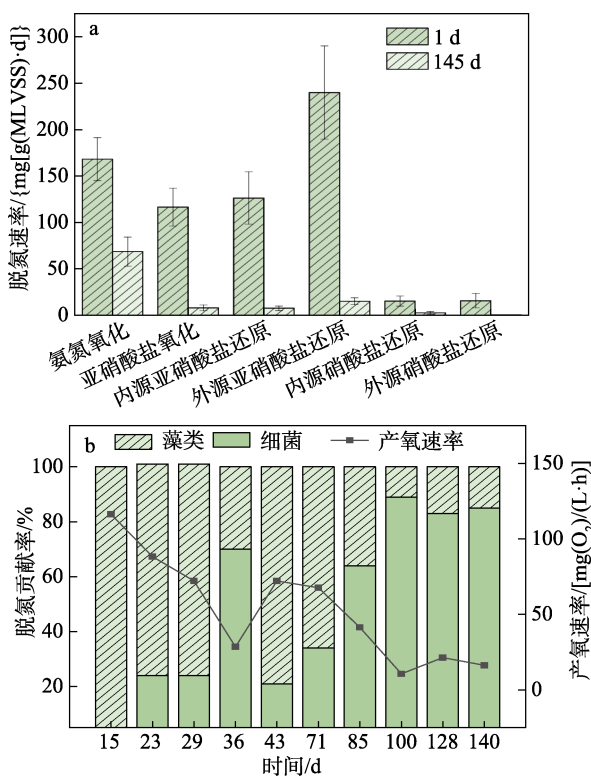


图 5 脱氮速率 (a)、产氧速率和脱氮贡献率 (b)
Fig. 5 Nitrogen removal rate (a), oxygen production rate and nitrogen removal contribution rate (b)

从图 5a 可以看出, 经过 145 d 的运行, 相比于第 1 d, 硝化及反硝化的脱氮速率均明显减小。其中, 亚硝酸盐氧化速率、内源亚硝酸盐还原速率及外源亚硝酸盐还原速率减少最为明显, 均减少 93% 以上。从图 5b 可以看出, 藻类产氧速率整体呈减小趋势, 第 100 d 开始保持在约 15 mg(O₂)/(L·h)。根据 DO、藻类同化模型及进出水 TIN 计算出藻类同化去除的 TIN 在 15%~100% 之间。结合周期实验各态氮变化可知, ABGS 的脱氮途径至少包括细菌的同步硝化和反硝化, 以及藻类的同化作用。MENG 等^[37]证实,

一定的光照能够产生足量的氧气以供 ABGS 中细菌进行新陈代谢活动。结果表明, 游离藻的产氧速率要远高于 ABGS 中藻, 推测是由附着在 ABGS 中藻的比表面积明显减小所致。

2.3.4 FA、FNA 和 NAR 的变化

图 6 为 FA、FNA 及 NAR 结果。从图 6 可以看出, 1~67 和 105~129 d 的 FA 质量浓度分别在 0.11~12.51 和 0.31~12.67 mg/L 之间波动, 绝大多数情况下处于 1.0~10.0 mg/L 内, 因为 FA^[38]对氨氧化菌 (AOB) 及亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的抑制范围分别为 10~150 及 0.1~1.0 mg/L, 表明 FA 会抑制 NOB 的活性。68~104 和 130~145 d 的 FA 基本 <1 mg/L, 位于 NOB 的活性抑制范围内, 与脱氮速率变化结果一致; FNA^[39]对 AOB、NOB 的抑制范围分别为 0.42~1.72 及 0.03~0.22 mg/L, 而图 6 中, 1~145 d 的 FNA 在 0.00001~0.01551 mg/L 之间波动, 不在 AOB 和 NOB 活性抑制范围内。1~15 d 的 NAR 在 15.1%~97.0% 之间波动, 随后基本维持在 80% 以上, 与反应器内稳定的短程硝化吻合。

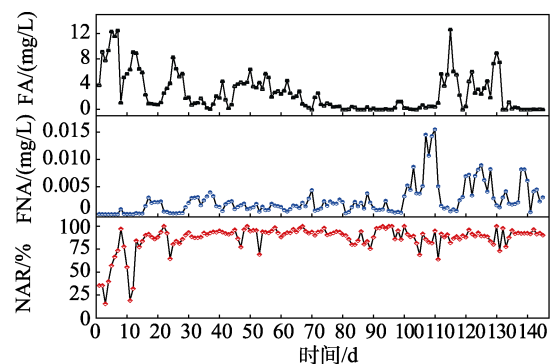


图 6 FA、FNA 和 NAR 的变化
Fig. 6 Change of FA, FNA and NAR

2.4 菌群变化

2.4.1 菌群特征

表 3 为接种 AGS (S0) 细菌群落、第 135 d 时 ABGS (S1) 的细菌群落和第 135 d 时 ABGS (M1) 的真菌群落组成特征参数。

从表 3 可以看出, 3 个样本覆盖率均为 100%, 说明测序结果能反映样本的真实情况。S0 和 S1 的序列数和聚类 OTUs 数量呈增大趋势, S1 的 Ace 和 Chao 指数均增至 291.00, 表明细菌物种总丰富度增大。S0 和 S1 的 Shannon (3.36 和 3.54)、Simpson (0.07 和 0.07) 指数变化不大, M1 的 Shannon 和 Simpson 分别为 0.51 和 0.78, 表明细菌的生物多样性高, 真菌的生物多样性偏低。S0、S1 和 M1 的 Shannoneven 分别为 0.64、0.62 和 0.15, 表明 S0 和 S1 的细菌丰富度分布较均匀, 而 M1 的真菌丰富度分布不均匀。

表 3 细菌丰富度与多样性
Table 3 Bacterial richness and diversity

样本	测序数	OTUs	丰富度指数		多样性指数		Shannoneven	覆盖率/%
			Ace	Chao	Shannon	Simpson		
S0	26342	184	204.56	215.5	3.36	0.07	0.64	100
S1	67490	291	291.00	291.0	3.54	0.07	0.62	100
M1	130412	29	29.00	29.0	0.51	0.78	0.15	100

2.4.2 细菌特性

表 4 为 S0 和 S1 的细菌组成 (表中仅列出相对

丰度 > 1% 的菌属)。从表 4 可以看出, S0 和 S1 的细菌组成总共包括 12 个门、19 个纲和 30 个属。

表 4 细菌的组成
Table 4 Bacterial structur

门/纲	属	相对丰度/%		功能
		S0	S1	
<i>Proteobacteria/Alphaproteobacteria</i>	<i>Paracoccus</i>	4.23	1.66	EPS 分泌、反硝化 ^[40]
	Unclassified_ <i>Rhodobacteraceae</i>	3.18	0	反硝化 ^[41]
<i>Proteobacteria/Betaproteobacteria</i>	<i>Thauera</i>	21.83	3.13	EPS 分泌、反硝化 ^[42]
	Unclassified_ <i>Burkholderials</i>	7.08	0	反硝化 ^[43]
	<i>Nitrosomonas</i>	5.45	7.78	氨氧化 ^[42]
	Unclassified_ <i>Rhodocyclaceae</i>	2.48	0	反硝化 ^[44]
	<i>Xylophilus</i>	0	11.31	—
	Unclassified_ <i>Comamonadaceae</i>	0	3.36	反硝化 ^[45]
	<i>Rivibacter</i>	0	1.86	异养反硝化 ^[46]
	<i>Simplicispira</i>	0	1.11	厌氧反硝化 ^[47]
<i>Proteobacteria/Gammaproteobacteria</i>	Unclassified_ <i>Gammaproteobacteria</i>	2.21	0	—
	<i>Acinetobacter</i>	1.43	0	反硝化 ^[48]
<i>Proteobacteria/Deltaproteobacteria</i>	Unclassified_ <i>Polyangiaceae</i>	1.99	0	捕食细菌 ^[49]
<i>Bacteroidetes/Unclassified_Bacteroidetes</i>	Unclassified_ <i>Bacteroidetes</i>	9.64	0	醋酸氧化 ^[50]
<i>Bacteroidetes/Bacteroidia</i>	Unclassified_ <i>Porphyromonadaceae</i>	1.02	0	—
<i>Bacteroidetes/Cytophagla</i>	<i>Ohtaekwangla</i>	7.93	0	EPS 分泌 ^[51]
Unclassified_bacteria/Unclassified_bacteria	Unclassified_bacteria	9.00	0	—
<i>Planctomycetota/Planctomycetes</i>	<i>Blastopirellula</i>	0	16.70	—
<i>Planctomycetota/Phycisphaerae</i>	<i>SM1A02</i>	0	12.91	厌氧氨氧化 ^[52]
<i>Bacteroidota/Bacteroidia</i>	Norank_ <i>Microscillaceae</i>	0	2.48	异养硝化 ^[53]
	Norank_ <i>AKYH767</i>	0	2.36	异养硝化 ^[53]
<i>Cyanobacteria/Cyanobacteriia</i>	Norank_ <i>Chloroplast</i>	0	5.56	光合作用 ^[54]
<i>Bdellovibrionota/Bdellovibrionia</i>	<i>Bdellovibrio</i>	0	3.56	掠食细菌 ^[55]
<i>Patescibacteria/Dojkabacteria</i>	Norank_ <i>Dojkabacteria</i>	0	3.49	—
<i>Patescibacteria/Microgenomatia</i>	Norank_ <i>Candidatus_Pacebacteria</i>	0	1.23	—
<i>Chloroflexi/Anaerolineae</i>	Norank_ <i>A4b</i>	0	2.13	有机物降解 ^[56]
<i>Verrucomicrobiota/Verrucomicrobiae</i>	<i>Lacunisphaera</i>	0	1.95	—
<i>Armatimonadota/Fimbriimonadia</i>	Norank_ <i>Fimbriimonadaceae</i>	0	1.60	—
<i>Acidobacteriota/Acidobacteriae</i>	Norank_ <i>13.190</i>	0	1.07	—
其他		15.01	14.75	—

门水平: S0 主要优势门为 *Proteobacteria* (63.52%, 相对丰度, 下同) 和 *Bacteroidetes* (21.23%); 与 S0 比较, S1 的 *Proteobacteria*

(37.76%) 相对丰度迅速下降, *Bacteroidetes* 和 *Unclassified_bacteria* 消失, 同时新增 *Planctomycetota* (30.89%)、*Bacteroidota* (5.81%)、

Cyanobacteria (5.56%) 和 *Patescibacteria* (4.99%) 等 9 个门。

属水平,按去污功能可将 S0 菌属分成 3 类功能菌属:(1)硝化细菌属,主要为 *Nitrosomonas* (5.45%);(2)反硝化细菌属,如 *Thauera* (21.83%)、*Unclassified_bacteria* (9.00%)、*Unclassified_Xanthomonadaceae* (7.52%)、*Unclassified_Burkholderiales* (7.08%) 等;(3)无反硝化功能异养菌属,如有机物降解细菌 *Unclassified_Bacteroidetes* (9.64%) 和捕食细菌 *Unclassified_Polyangiaceae* (1.99%) 等以及兼具 EPS 分泌的异养细菌 *Ohtaekwangla* (7.93%)。

S1 主要分成 5 类功能菌:硝化细菌 *Nitrosomonas* (7.78%) 等;反硝化细菌,如 *Thauera* (3.13%)、*Unclassified_Comamonadaceae* (3.36%)、*Norank_Microscillaceae* (2.48%) 和 *Norank_AKYH767* (2.36%) 等;无反硝化功能的异养细菌属,如有机物降解菌 *Norank_A4b* (2.13%) 及兼具 EPS 分泌的异养菌 *Paracoccus* (1.66%);此外,ABGS 检测到具有厌氧氨氧化功能的 *SMIA02* (12.91%) 和光合作用细菌 *Norank_Chloroplast* (5.56%)。

与 S0 相比,S1 的硝化细菌总相对丰度(12.62%)增加 7.17%,反硝化细菌总相对丰度(11.12%)减少了 36.63%,无反硝化的异养菌总相对丰度(5.69%)减少了 13.87%。新增光合细菌和厌氧氨氧化菌总相对丰度为 18.47%。以上结果表明,ABGS 更有利于硝化细菌的增殖,同时对外源有机物营养物质的需求下降。ABGS 的优势菌属 *Blastopirellula* (16.70%) 是一种专性好氧菌,说明藻类光合作用能够产生大量氧气,为氨氧化作用提供好氧环境,有利于氨氮的去除;同时另一优势菌属 *SMIA02* (12.91%) 是厌氧氨氧化菌,验证 ABGS 存在好氧缺氧分区,可能存在厌氧氨氧化脱氮途径。此外捕食细菌 *Bdellovibrio* (3.56%) 能捕捉游离细菌,从而促进细菌的相互凝聚。

2.4.3 真菌组成

表 5 为 M1 真菌的组成。从表 5 可以看出,M1 主要包括 2 个优势藻门,共 3 个真菌属,其中,*Chlorella* (88.06%) 和 *Parachlorella* (8.11%) 是能进行光合作用的绿藻,且 *Parachlorella* 被证实是一种具有高耐氨性的藻类^[57]。

表 5 真菌的组成
Table 5 Fungal structure

门/纲	属	相对丰度/%	功能
<i>Chlorophyta/Trebouxiophyceae</i>	<i>Chlorella</i>	88.06	光合作用 ^[58]
	<i>Parachlorella</i>	8.11	光合作用 ^[57]
<i>Tubulinea/Echinamoebida</i>	<i>Echinamoeba</i>	1.54	—
其他		2.29	

3 结论

(1) 在无机废水环境下,耗时 129 d 成功培育出沉降性能优异(SVI 为 51.43 mL/g)、藻类生物量高(叶绿素 a 质量浓度为 17.48 mg/L)以及平均粒径为 0.46 mm 的 ABGS。其优势菌属是 *Blastopirellula* (16.70%) 和 *SMIA02* (12.91%), 优势藻属是 *Chlorella* (88.06%), 具有较高的菌群多样性和光合作用产氧能力。

(2) 在 68~104 d 和 132~145 d 期间,ABGS 进水氮负荷为 0.2 kg/(m³·d),出水氨氮和 TIN 去除率分别稳定在 100%和 60%左右。提高氮负荷时,出水氨氮和 TIN 去除率迅速下降,恢复至原氮负荷 0.2 kg/(m³·d)后,氨氮和 TIN 去除率快速提高至 100%和 60%左右。主要的脱氮途径是短程硝化、反硝化和藻类同化,藻类的脱氮贡献率逐渐减至 15%。

参考文献:

- [1] JI B, ZHANG M, GU J, *et al.* A self-sustaining synergetic microalgal-bacterial granular sludge process towards energy-efficient and environmentally sustainable municipal wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2020, 179: 115884.
- [2] YONG J J Y, CHEW K W, KHOO K S, *et al.* Prospects and development of algal-bacterial biotechnology in environmental management and protection[J]. *Biotechnology Advances*, 2020, 47(7): 107684.
- [3] ZHANG X Y, LEI Z F, LIU Y. Microalgal-bacterial granular sludge for municipal wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 354: 127201.
- [4] ZHANG B, SHI J Y, SHI W X, *et al.* Effect of different inocula on the granulation process, reactor performance and biodiesel production of algal-bacterial granular sludge (ABGS) under low aeration conditions[J]. *Chemosphere*, 2023, 345: 140391.
- [5] SUN P H, YANG G J, ZHANG L Y, *et al.* Performance and recoverability of microalgal-bacterial granular sludge under weak light-dark conditions[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 55: 104252.
- [6] WANG S M, JIN Z Y, CHEN Z H, *et al.* Effect of light wavelengths on algal-bacterial symbiotic particles (ABSP): Nitrogen removal, physicochemical properties, community structure[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 429: 139465.
- [7] SHI Y T, JI B, ZHANG X Y, *et al.* Auto-floating oxygenic microalgal-bacterial granular sludge[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 856: 159175.
- [8] LIU L, ZENG Z C, BEE M Y, *et al.* Characteristics and performance of aerobic algae-bacteria granular consortia in a photo-sequencing batch reactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 349: 135-142.
- [9] SNIFFEN K D, SALES C M, OLSON M S, *et al.* Nitrogen removal from raw landfill leachate by an algae-bacteria consortium[J]. *Water Science and Technology*, 2016, 73(3): 479-485.
- [10] ZHANG Y (张宇), RAO Z (饶志), HOU H (侯欢), *et al.* A new generation of wastewater treatment technology: Microalgae-bacterial granular sludge process[J]. *Environmental Science & Technology (环境科学与技术)*, 2021, 44(6): 201-210.
- [11] MILFERSTEDT K, KUO-DAHAB W C, BUTLER C S, *et al.* The importance of filamentous cyanobacteria in the development of oxygenic photogranules[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 17944.
- [12] LI D (李冬), CHAI C X (柴晨旭), LI S (李帅), *et al.* Influence of operation mode on the bacterial-algal symbiotic granular sludge system[J]. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 2023, 43(9): 4718-4727.

- [13] HE Q L, CHEN L, ZHANG S J, *et al.* Natural sunlight induced rapid formation of water-born algal-bacterial granules in an aerobic bacterial granular photo-sequencing batch reactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 359: 220-230.
- [14] LIU Z, NING F Z, HOU Y W, *et al.* Deciphering the effect of algae sources on the formation of algal-bacterial granular sludge: Endogenous versus exogenous algae[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 363: 132468.
- [15] LI Z H, CHENG Y Y, ZENG M J, *et al.* Algal-bacterial granular sludge for simultaneous denitrification and yttrium removal[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(6): 111316.
- [16] AHMAD J S M, CAI W, ZHAO Z W, *et al.* Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactors to treat varying strength domestic wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 244: 225-233.
- [17] ZHANG B, WU L, GUO Y, *et al.* Rapid establishment of algal-bacterial granular sludge system by applying mycelial pellets in a lab-scale photo-reactor under low aeration conditions: Performance and mechanism analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 322: 121183.
- [18] HONG J S, SHIN W, NAM H, *et al.* Sedimentation and rheological study of microalgal cell (*Chlorella* sp. HS2) suspension[J]. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2022, 27(3): 451-460.
- [19] WAN C L, FU L Y, LI Z W, *et al.* Formation, application, and storage-reactivation of aerobic granular sludge: A review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 323: 116302.
- [20] LONG B (龙焙), CHENG Y Y (程媛媛), ZHAO J (赵珏), *et al.* Impact of inoculating with part of mature aerobic granule on aerobic granulation during cultivation[J]. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2017, 33(15): 13-19.
- [21] ZHANG X Y, JI B, TIAN J L, *et al.* Development, performance and microbial community analysis of a continuous-flow microalgal-bacterial biofilm photoreactor for municipal wastewater treatment[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 338: 117770.
- [22] ZHAN H F (詹鸿峰), WANG H S (王华生), PAN Y (潘禹), *et al.* Measurement and analysis of ion-type rare earth mine wastewater[J]. *Journal of the Chinese Society of Rare Earths* (中国稀土学报), 2020, 38(4): 550-556.
- [23] ZENG M J, ZENG Y, ZHANG B C, *et al.* Coupling of endogenous/exogenous nitrification and denitrification in an aerobic granular sequencing batch reactor[J]. *Environmental Technology*, 2022, 44(24): 1-42.
- [24] State Environmental Protection Administration (国家环境保护总局). *Methods for monitoring and analysis of water and wastewater*[M]. Beijing: China Environmental Science Press (中国环境出版社), 2002.
- [25] ZENG M J, LI Z H, CHENG Y Y, *et al.* Stability of aerobic granular sludge for simultaneous nitrogen and Pb(II) removal from inorganic wastewater[J]. *Environmental Technology*, 2022, 45(4): 2024.
- [26] HUANG W L, LI B, ZHANG C, *et al.* Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 179: 187-192.
- [27] OCHOA J C, COLPRIM J, PALACIOS B, *et al.* Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46(1/2): 397-404.
- [28] ADAV S S, LEE D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 154: 1120-1126.
- [29] LOWRY O H, ROSEBROUGH N J, FARR A L, *et al.* Protein measurement with the Folin phenol reagent[J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951, 193(1): 265-275.
- [30] LI P F (李鹏飞), SUN X (孙昕), YANG L (杨婵), *et al.* Optimization of extraction protocol of chlorophyll a from algae[J]. *CIESC Journal (化工学报)*, 2019, 70(9): 3421-3429.
- [31] ZHANG B, WU L, SHI W X, *et al.* A novel strategy for rapid development of a self-sustaining symbiotic algal-bacterial granular sludge: Applying algal-mycelial pellets as nuclei[J]. *Water Research*, 2022, 214: 118210.
- [32] SOLIMAN M, ELDYASTI A. Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a sequential batch reactor (SBR) using ammonium oxidizing bacteria (AOB) controlled by mixing regime[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 221: 85-95.
- [33] CHEN C Q, BIN L Y, TANG B, *et al.* Cultivating granular sludge directly in a continuous-flow membrane bioreactor with internal circulation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 309: 108-117.
- [34] LI Z H (李正昊), LUO Y (罗怡), LONG B (龙焙), *et al.* Effect of nitrogen loading rate on stability of aerobic granular sludge in continuous flow[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2024, 41(1): 174-184.
- [35] MORE T T, YADAV J S S, YAN S, *et al.* Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications[J]. *Journal of Environmental Management*, 2014, 144: 1-25.
- [36] XIAO R, ZHENG Y. Overview of microalgal extracellular polymeric substances (EPS) and their applications[J]. *Biotechnology Advances*, 2016, 34: 1225-1244.
- [37] MENG F S, XI L M, LIU D F, *et al.* Effects of light intensity on oxygen distribution, lipid production and biological community of algal-bacterial granules in photo-sequencing batch reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272: 473-481.
- [38] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Water Pollution Control Federation*, 1976, 48(5): 835-852.
- [39] ZHOU Y, OEHMEN A, LIM M, *et al.* The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2011, 45(15): 4672-4682.
- [40] HE Q L, CHEN L, ZHANG S J, *et al.* Hydrodynamic shear force shaped the microbial community and function in the aerobic granular sequencing batch reactors for low carbon to nitrogen (C/N) municipal wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 271: 48-58.
- [41] HE Q L, ZHANG J, GAO S X, *et al.* A comprehensive comparison between non-bulking and bulking aerobic granular sludge in microbial communities[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 294: 122151.
- [42] XIA J T, YE L, REN H Q, *et al.* Microbial community structure and function in aerobic granular sludge[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2018, 102: 3967.
- [43] HOU S P, AI C, ZHOU W, *et al.* Structure and assembly cues for rhizospheric *nirK*- and *nirS*-type denitrifier communities in long-term fertilized soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 119: 32-40.
- [44] HE Q L, ZHANG W, ZHANG S L, *et al.* Performance and microbial population dynamics during stable operation and reactivation after extended idle conditions in an aerobic granular sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 238: 116-121.
- [45] ZHANG X X, ZHANG X N, WU P, *et al.* Hydroxylamine metabolism in mainstream denitrifying ammonium oxidation (DEAMOX) process: Achieving fast start-up and robust operation with bio-augmentation assistance under ambient temperature[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 421: 126736.
- [46] HAN F, ZHANG M R, SHANG H G, *et al.* Microbial community succession, species interactions and metabolic pathways of sulfur-based autotrophic denitrification system in organic-limited nitrate wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 315: 123826.
- [47] PENG C, GAO Y L, FAN X, *et al.* Enhanced biofilm formation and denitrification in biofilters for advanced nitrogen removal by rhamnolipid addition[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 287: 121387.
- [48] YAO S, NI J R, MA T, *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature by a newly isolated bacterium, *Acinetobacter* sp. HA2[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 139: 80-86.
- [49] ZHANG L, HUANG X Y, ZHOU J Z, *et al.* Active predation, phylogenetic diversity, and global prevalence of myxobacteria in wastewater treatment plants[J]. *The ISME*, 2023, 17(5): 671-681.
- [50] GOU M, WANG H Z, LI J, *et al.* Different inhibitory mechanisms of chlortetracycline and enrofloxacin on mesophilic anaerobic degradation of propionate[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(2): 1406-1416.
- [51] ŚWIĄT CZAK P, CYDZIK-KWIATKOWSKA A. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(2): 1655-1669.
- [52] YA T, LIU J Y, ZHANG M L, *et al.* Metagenomic insights into the symbiotic relationship in anammox consortia at reduced temperature[J]. *Water Research*, 2022, 225: 119184.
- [53] WU N P, ZHANG Q, TAN B, *et al.* Integrated fixed-film activated

- sludge systems in continuous-flow and batch mode acclimated from low to high aniline concentrations: Performance, mechanism and metabolic pathways[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 379: 129043.
- [54] YU X P, YU K F, LIAO Z H, *et al.* Potential molecular traits underlying environmental tolerance of *Pavona decussata* and *Acropora pruinosa* in Weizhou Island, northern South China Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 156: 111199.
- [55] BRATANIS E, ANDERSSON T, LOOD R, *et al.* Biotechnological potential of *Bdellovibrio* and like organisms and their secreted enzymes[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2020, 11: 662.
- [56] SUN H M, ZHOU Q, ZHAO L, *et al.* Enhanced simultaneous removal of nitrate and phosphate using novel solid carbon source/zero-valent iron composite[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 289(7): 125757.
- [57] OTA S, YOSHIMURA K, KOSUGI C, *et al.* Taxonomic and physiological studies of *Parachlorella kimitsuensis* sp. nov. (*Trebouxiophyceae*), which shows high ammonium tolerance[J]. *Algal Research*, 2023, 71: 103054.
- [58] LIAN Z Y, YANG Z Y, SONG W F, *et al.* Effects of different exogenous cadmium compounds on the chemical composition and adsorption properties of two gram-negative bacterial EPS[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806(1): 150511.

(上接第 2692 页)

- [27] HO Y S, MCKAY G. Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by wood[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 1998, 76(2): 183-191.
- [28] WEBER WALTER J, MORRIS J C. Kinetics of adsorption on carbon from solution[J]. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 1963, 89(2): 31-59.
- [29] CAO H F, JI Y C, ZHOU J W, *et al.* Competitive adsorption of vanillin and syringaldehyde on a macro-mesopore polymeric resin: Modeling[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2019, 42(9): 1435-1445.
- [30] WU L Y (吴连永), ZHANG D Q (张大琴), JIA Z G (贾志刚), *et al.* Preparation of activated carbon derived from wood tar and its adsorption performance towards methylene blue[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2023, 40(1): 177-184, 232.
- [31] JIN X Y, HUANG J H. Adsorption of vanillin by an anisole-modified hyper-cross-linked polystyrene resin from aqueous solution: Equilibrium, kinetics, and dynamics[J]. *Advances in Polymer Technology*, 2013, 32(S1): E221-E230.
- [32] ZHANG Q F, JIANG Z T, GAO H J, *et al.* Recovery of vanillin from aqueous solutions using macroporous adsorption resins[J]. *European Food Research and Technology*, 2008, 226(3): 377-383.
- [33] EDER S, MULLER K, AZZARI P, *et al.* Mass transfer mechanism and equilibrium modelling of hydroxytyrosol adsorption on olive pit-derived activated carbon[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 404(2): 126519.
- [34] LIU Y X (刘迎新), LIANG J (梁坚), SUN W K (孙卫琨), *et al.* Preparation and adsorption properties of amantadine/graphene oxide composites[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2022, 39(9): 1917-1922, 1937.
- [35] MANES M, HOFER L J. Application of the Polanyi adsorption potential theory to adsorption from solution on activated carbon[J]. *The Journal of Physical Chemistry*, 1969, 73(3): 584-590.
- [36] XIAO G Q, XIE X L, XU M C. Adsorption performances for vanillin from aqueous solution by the hydrophobic-hydrophilic macroporous polydivinylbenzene/polyacrylethylenediamine IPN resin[J]. *Acta Phys-Chim Sin*, 2009, 25(1): 97-102.
- [37] ZABKOVA M, OTERO M, MINCEVA M, *et al.* Separation of synthetic vanillin at different pH onto polymeric adsorbent Sphabeads SP206[J]. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 2006, 45(7): 598-607.
- [38] ABU SAMAH R, ZAINOL N, YEE P L, *et al.* Adsorption of vanillin using macroporous resin H103[J]. *Adsorption Science & Technology*, 2013, 31(7): 599-610.
- [39] ZHANG X L (张欣磊), XU G W (徐广文), XIA K H (夏孔浩), *et al.* Efficient adsorption removal of *p*-nitrophenol by aromatic amine waste derived porous carbon[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2023, 40(10): 2294-2301.
- [40] JIANG Z W (蒋柱武), WU M F (吴梦帆), LI D S (李登胜), *et al.* Functional modification strategies of layered double-metal hydroxide adsorbents[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2023, 40(6): 1239-1252.

(上接第 2701 页)

- [23] LIU X Y, YANG Y Y, CHEN M, *et al.* High-surface-area metalloporphyrin-based porous ionic polymers by the direct condensation strategy for enhanced CO₂ capture and catalytic conversion into cyclic carbonates[J]. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2023, 15(1): 1085-1096.
- [24] ZHONG J J (钟建交), LUO R C (罗荣昌). Zinc phthalocyanine-based porous organic polymers for cycloaddition reaction of carbon dioxide and epoxides[J]. *Fine Chemicals (精细化工)*, 2024, 41(3): 649-656.
- [25] DENG Y Q, LIU Y, CHEN Y J, *et al.* Carbon neutral *via* catalytic transformation of CO₂ into cyclic carbonates by an imidazolium-based ionic zeolitic imidazolate frameworks[J]. *Applied Surface Science*, 2023, 614: 156250.
- [26] RAO K V, MOHAPATRA S, KULKARNI C, *et al.* Extended phenylene based microporous organic polymers with selective carbon dioxide adsorption[J]. *Journal of Materials Chemistry*, 2011, 21(34): 12958-13063.
- [27] BHIN K M, THARUN J, ROSHAN K R, *et al.* Catalytic performance of zeolitic imidazolate framework ZIF-95 for the solventless synthesis of cyclic carbonates from CO₂ and epoxides[J]. *Journal of CO₂ Utilization*, 2017, 17: 112-118.
- [28] WU Y F, SONG X H, ZHANG J H, *et al.* Mn-based MOFs as efficient catalysts for catalytic conversion of carbon dioxide into cyclic carbonates and DFT studies[J]. *Chemical Engineering Science*, 2019, 201: 288-297.
- [29] LEI L (雷琳), KE X Y (柯秀裕), SU S X (苏水秀), *et al.* Quaternary ammonium-based porous hypercrosslinked ionic polymer for cycloaddition of carbon dioxide into cyclic carbonates[J]. *Industrial Catalysis (工业催化)*, 2023, 31(10): 19-28.
- [30] CHEN Y J, LUO R C, BAO J H, *et al.* Function-oriented ionic polymers having high-density active sites for sustainable carbon dioxide conversion[J]. *Journal of Materials Chemistry A*, 2018, 6(19): 9172-9182.
- [31] GUO Z J, JIANG Q W, SHI Y M, *et al.* Tethering dual hydroxyls into mesoporous poly(ionic liquid)s for chemical fixation of CO₂ at ambient conditions: A combined experimental and theoretical study[J]. *ACS Catalysis*, 2017, 7(10): 6770-6780.