

方知库  
Eco-Environmental  
Knowledge Web

# 环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV  
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.10  
第41卷 第10期

目次

青岛春节期间大气污染特征及烟花燃放一、二次贡献分析 ..... 方天歌, 姚小红, 孟赫, 陈春强 (4345)

基于在线观测的天津市 PM<sub>2.5</sub> 污染特征及来源解析 ..... 肖致美, 徐虹, 李立伟, 李鹏, 元洁, 唐逸, 杨宁, 郑乃源, 陈魁 (4355)

2017~2018年北京大气 PM<sub>2.5</sub> 中水溶性无机离子特征 ..... 李欢, 唐贵谦, 张军科, 刘琴, 闫广轩, 程萌田, 高文康, 王迎红, 王跃思 (4364)

北京南部城区 PM<sub>2.5</sub> 中碳质组分特征 ..... 董贵明, 唐贵谦, 张军科, 刘琴, 闫广轩, 程萌田, 高文康, 王迎红, 王跃思 (4374)

成都市冬季3次灰霾污染过程特征及成因分析 ..... 冯小琼, 陈军辉, 尹寒梅, 徐雪梅, 熊文朋, 梅林德, 钱骏, 刘政 (4382)

南京北郊黑碳气溶胶分布特征及来源 ..... 谢锋, 林煜棋, 宋文怀, 鲍孟盈, 章炎麟 (4392)

2019年10~12月京津冀及周边“2+26”城市重污染减排效果评估 ..... 朱媛媛, 高愈霄, 汪巍, 鲁宁, 许荣, 刘冰, 李健军 (4402)

保定市大气污染变化趋势及特征 ..... 苟银寅, 张凯, 李金娟, 吕文丽, 竹双, 黎洁, 何珊珊, 郑悦, 支敏康 (4413)

郑州市 VOCs 组分排放清单及其臭氧生成潜势 ..... 卢轩, 张瑞芹, 韩跃钢 (4426)

郑州市少数民族运动会期间 O<sub>3</sub> 及 VOCs 污染特征的演变和评估 ..... 赵金帅, 于世杰, 王楠, 马双良, 王维思, 尹沙沙, 李一丹, 张栋, 张瑞芹 (4436)

我国木器涂料及汽车涂料中挥发性有机物特征 ..... 柯云婷, 孙宇航, 成海荣, 刘锐源, 黄皓旻, 范丽雅, 叶代启 (4446)

典型脱硫工艺对燃煤锅炉烟气颗粒物的影响 ..... 张进生, 吴建会, 吕瑞鹤, 宋丹林, 黄凤霞, 张裕芬, 冯银厂 (4455)

不同居民燃煤炉具大气污染物排放差异性及其减排分析 ..... 张熠晨, 薛陈利, 刘杰, 钟连红, 薛亦峰 (4462)

天津市2017年移动源高时空分辨率排放清单 ..... 刘庚, 孙世达, 孙露娜, 金嘉欣, 房键旭, 宋鹏飞, 王婷, 吴琳, 毛洪钧 (4470)

四川省基于第二次污染源普查数据的人为源大气污染源排放清单及特征 ..... 徐晨曦, 陈军辉, 李媛, 何敏, 冯小琼, 韩丽, 刘政, 钱骏 (4482)

抗大气复合污染的城市森林植物初步筛选 ..... 李品, 卫妍妍, 冯兆忠 (4495)

宝鸡市绿植叶片重金属空间分布及污染特征 ..... 张军, 梁青芳, 高煜 (4504)

潮汕地区入海河流及水生生物中 PPCPs 分布特征及风险评估 ..... 秀措, 王尘辰, 吕永龙, 陆轶峰, 王聪, 张梦, 曹祥会 (4514)

泉州山美水库及入库河流沉积物中多溴二苯醚的时空分异和降解分析 ..... 韩文亮, 刘豫, 冯凯文 (4525)

长江上游典型山地农业小流域浅层地下水硝态氮时空变异特征及影响因素 ..... 江南, 周明华, 李红, 李子阳, 章熙峰, 朱波 (4539)

沱江流域典型农业小流域氮和磷排放特征 ..... 王宏, 徐娅玲, 张奇, 林超文, 翟丽梅, 刘海涛, 蒲波 (4547)

基于 DPeRS 模型的海河流域面源污染潜在风险评估 ..... 冯爱萍, 王雪蕾, 徐逸, 黄莉, 吴传庆, 王昌佐, 王洪亮 (4555)

降水空间异质性和非点源关键源区识别面积变化的影响 ..... 高晓曦, 左德鹏, 马广文, 徐宗学, 胡小红, 李佩君 (4564)

硅藻群落指示的近50年来大理西湖湖泊生态系统演变规律 ..... 张晨雪, 徐敏, 董一凡, 王荣, 方凤满 (4572)

海陆交互带土壤及河流沉积物中镉含量及形态分布特征 ..... 王芳婷, 陈植华, 包科, 赵信文, 孟宪萌, 黄长生 (4581)

内蒙古河套灌区排水干沟微塑料赋存特征及质量估算 ..... 王志超, 杨帆, 杨文焕, 李卫平, 杨建林, 秦一鸣, 李河 (4590)

透水/不透水格局特征对汇水单元径流污染的影响 ..... 姜智绘, 廖云杰, 谢文霞, 李佳, 房志达, 赵洪涛, 李叙勇 (4599)

铁铜双金属有机骨架 MIL-101(Fe, Cu) 活化双氧水降解染料性能 ..... 梁贺, 刘锐平, 安晓强, 刘会娟 (4607)

纳米 Cu<sup>0</sup>@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> 活化 PMS 降解对-硝基苯酚的协同反应机制 ..... 石清清, 蒲生彦, 杨犀 (4615)

紫外活化过硫酸盐降解水中三氯蔗糖动力学和机制 ..... 余韵, 陆金鑫, 吕贞, 彭明国, 徐彬煜, 杜尔登, 郑璐 (4626)

污水生物处理工艺低温下微生物种群结构 ..... 尚越飞, 王申, 宗倪, 杜海洲, 张鑫, 齐嵘, 杨敏 (4636)

不同 DN 与 PN-ANAMMOX 耦合工艺处理中晚期垃圾渗滤液的微生物群落分析 ..... 陆明羽, 李祥, 黄勇, 殷记强, 方文焯 (4644)

全程自养颗粒污泥快速启动及混合营养型脱氮性能分析 ..... 齐泽坤, 王建芳, 钱飞跃, 刘雨馨, 乔伟, 李小蝶 (4653)

不同低碳氮比废水中好氧颗粒污泥的长期运行稳定性 ..... 袁强军, 张宏星, 陈芳媛 (4661)

潮土细菌及真菌群落对化肥减量配施有机肥和秸秆的响应 ..... 吴宪, 王蕊, 胡荷, 修伟明, 李刚, 赵建宁, 杨殿林, 王丽丽, 王欣奕 (4669)

不同轮作模式下作物根际土壤养分及真菌群落组成特征 ..... 孙倩, 吴宏亮, 陈阜, 康建宏 (4682)

酒糟生物炭短期施用对贵州黄壤氮素有效性及细菌群落结构多样性的影响 ..... 张萌, 刘彦伶, 魏全全, 苟久兰 (4690)

稻油不同轮作模式对农田甲烷和氧化亚氮排放的影响 ..... 陈友德, 赵杨, 高杜娟, 罗先富, 崔婷, 童中权, 吴家梅 (4701)

解淀粉芽孢杆菌生物有机肥防控土壤氮挥发 ..... 杨亚红, 薛莉霞, 孙波, 张宝, 庄绪亮, 庄国强, 白志辉 (4711)

外源磷对镉胁迫下水稻生长及镉累积转运的影响 ..... 霍洋, 仇银燕, 周航, 胡雨丹, 邓鹏辉, 魏宾纭, 辜娇峰, 刘俊, 廖柏寒 (4719)

水稻不同生育期 As 胁迫下 As 累积关键生育期 ..... 邓鹏辉, 蔡雅琴, 周航, 刘雅, 杨文俊, 辜娇峰, 廖柏寒 (4726)

铅锌矿区玉米中重金属污染特征及健康风险评价 ..... 周艳, 王金忠, 李群, 黄剑波, 张胜田, 龙涛, 邓绍坡 (4733)

浙江省台州市电子垃圾拆解地多溴联苯醚浓度水平分布特征和迁移趋势 ..... 魏抱楷, 柳晨, 王英, 金军 (4740)

重庆市酉阳县南部农田土壤重金属污染评估及来源解析 ..... 王锐, 邓海, 严明书, 何忠库, 周皎, 梁绍标, 曾琴琴 (4749)

重庆市畜禽粪便及菜田土壤中四环素类抗生素生态风险评价 ..... 彭秋, 王卫中, 徐卫红 (4757)

《环境科学》征订启事 (4435) 《环境科学》征稿简则 (4445) 信息 (4606, 4625, 4732)

# 不同低碳氮比废水中好氧颗粒污泥的长期运行稳定性

袁强军, 张宏星, 陈芳媛\*

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650500)

**摘要:** 为了研究好氧颗粒污泥系统处理低碳氮比废水的长期运行稳定性, 采用低碳氮比(C/N)条件下逐步增加碳氮负荷的进水方法, 分别在反应器 A 和 B 中接种好氧颗粒污泥, 考察其长期运行过程中的理化性质、处理性能及应对冲击负荷的稳定性。其中 A 反应器的碳氮比一直维持在 2, 而 B 则由 4 逐步降至 2。结果表明, 在 4℃ 存储 30d 的好氧颗粒污泥, 经过 25d 的培养, 其活性基本恢复, A、B 反应器化学需氧量(COD)和氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) 的去除效率均达到 90% 以上。在其后的稳定阶段, B 反应器 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率达到 90% 以上, 实现了完全硝化; 而 A 反应器 COD 去除率仅 80% 左右, 虽然 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率最终也达到 90% 以上, 但仅实现短程硝化。在冲击负荷阶段, A 和 B 反应器 COD 去除率仍维持在 80% 以上, 但是 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除受到很大冲击。A 反应器 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除效率恶化, B 反应器仅实现了部分硝化。整个运行过程, 好氧颗粒污泥的物理性质受到的影响不大, A 和 B 反应器的污泥容积指数(SVI<sub>30</sub>) 分别维持在 60 mL·g<sup>-1</sup> 和 75 mL·g<sup>-1</sup> 左右, 混合液悬浮固体(MLSS) 在 5 g·L<sup>-1</sup> 和 3.7 g·L<sup>-1</sup> 左右。颗粒污泥微生物群落分析表明, B 反应器相对于 A 反应器丰富度和多样性更高。同时 B 反应器具有更高丰度的 *Zoogloea* 属, 在颗粒中能产生更多的胞外蛋白促使颗粒结构更稳定, 保证系统的长期稳定运行。以上结果表明, 与 C/N 为 2 的好氧颗粒污泥系统相比, C/N 为 4 的系统脱碳硝化效果好, 抗冲击负荷能力强, 更有利于颗粒污泥的长期稳定运行。

**关键词:** 好氧颗粒污泥(AGS); 低碳氮比(C/N); 高氨氮; 硝化; 稳定性

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)10-4661-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.202001209

## Long-term Stability of Aerobic Granular Sludge Under Low Carbon to Nitrogen Ratio

YUAN Qiang-jun, ZHANG Hong-xing, CHEN Fang-yuan\*

(Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650500, China)

**Abstract:** Long-term stability is important for the practical application of aerobic granular sludge system under low carbon to nitrogen ratio (C/N). In this study, aerobic granular sludge, seeded in the reactors A and B, were cultivated under low C/N to investigate the properties, performance, and resilience to shock load in the long-term operation. The load of carbon and nitrogen in the feed was increased gradually. The C/N of reactor A was kept at 2, while that of reactor B was kept at 4 initially and then reduced to 2 in the shock load stage. It was discovered that the aerobic granular sludge stored at 4℃ for 30 days was essentially revived after 25 days of cultivation in reactors A and B, with over 90% removal efficiency for COD and ammonia, respectively. In the following stages, the removal efficiencies of COD and ammonia in reactor B were over 90% and complete nitrification was achieved. In contrast, in reactor A, the removal efficiency of COD was only 80% and only partial nitrification was achieved; however, ammonia removal efficiency of 90% was finally achieved. In the shock load stage, the COD removal efficiencies in reactors A and B were still above 80%, but the ammonia removal efficiencies were severely affected. The removal of ammonia was deteriorated in reactor A, while only partial nitrification was achieved in reactor B. During the entire operation, the physical properties of the aerobic granules in reactors A and B were barely affected, with sludge volume index (SVI<sub>30</sub>) in reactors A and B maintained at 60 mL·g<sup>-1</sup> and 75 mL·g<sup>-1</sup>, and mixed liquid suspended solid (MLSS) at 5 g·L<sup>-1</sup> and 3.7 g·L<sup>-1</sup>, respectively. Microbial analysis showed that the aerobic granular sludge in reactor B has richer and more diverse microbial community than that in reactor A. The abundance of *Zoogloea* in reactor B, which is simultaneously able to produce polymeric protein and stabilize the structure of the aerobic granules, may be favorable for the high stability of the aerobic granules. These findings suggested that the aerobic granular system under the C/N of 4 had better performance in ammonia removal and higher tolerance to shock load, which guaranteed high stability of the aerobic granular sludge system in long-term operation, as compared to that under the C/N of 2.

**Key words:** aerobic granular sludge(AGS); low carbon to nitrogen ratio (C/N); high ammonia concentration; nitrification; stability

好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)是微生物自聚集的产物, 由于其所需反应器小、生物量高和沉降性能好, 并具有较好的抗冲击负荷和抗毒能力<sup>[1]</sup>, 成为近年来研究热点。然而, 目前好氧颗粒污泥系统长期运行过程中颗粒污泥失稳问题, 给该技术的实际运行造成了极大困扰, 大大限制了该技术的广泛应用<sup>[2,3]</sup>。AGS 的稳定性可定义为, 好氧颗粒活性和粒度分布在长期运行过程中保持相对稳

定, 不会发生颗粒破碎和从反应器中冲出的情况<sup>[4]</sup>。大量研究结果表明, 影响好氧颗粒污泥稳定性的主要因素包括有机负荷率(organic load rate,

收稿日期: 2020-01-29; 修订日期: 2020-04-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(41763016); 昆明理工大学分析测试基金项目(2019M20182207048)

作者简介: 袁强军(1994~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境污染防治及资源化, E-mail: 1217100592@qq.com

\* 通信作者, E-mail: chenfy1220@hotmail.com

OLR)、污泥负荷(food-to-microorganism, F/M)、溶解氧(DO)、基质类型、碳氮比(carbon-nitrogen ratio, C/N)、温度和水力剪切力等<sup>[5-7]</sup>. 这些因素不仅会影响颗粒污泥的宏观特性,即颗粒形态、尺寸、沉降性能和污泥浓度,还会影响颗粒内部微生物数量、分布和代谢活动,进而影响污泥系统长期稳定性. 然而,好氧颗粒污泥失稳的确切原因目前还未有定论.

在废水生物脱氮处理系统中,适宜的 C/N 有助于维持好氧颗粒污泥的长期稳定<sup>[8]</sup>. 进水 C/N 会影响微生物选择压以增加异养菌或自养菌的数量,进而影响颗粒的形成<sup>[9]</sup>,同时影响颗粒的处理性能. 有研究表明<sup>[10-12]</sup>,过高的 C/N(大于 20)会导致好氧颗粒污泥颗粒化程度差和沉降性能低;而相对低的 C/N(小于 8)有利于富集慢速生长的硝化菌,增强颗粒稳定性. 然而,低 C/N 废水中过高的游离氨浓度会对好氧微生物的活性和硝化细菌的生长产生抑制作用<sup>[13,14]</sup>,进而降低系统硝化和脱氮功能. 有研究发现,过低的 C/N(小于 4)会导致颗粒污泥的微观结构和微生物群落破坏,颗粒污泥失稳解体,最终导致系统崩溃失败<sup>[15,16]</sup>. 在中国许多地方,实际废水的 C/N 往往低于 4<sup>[17]</sup>. 过低的 C/N 会导致过高的氨氮浓度,使得好氧颗粒污泥系统中氨氮很难完全去除. 另外,由于系统含碳量低,在通过异养反硝化来实现的系统总氮去除过程中,如不外加碳源,则总氮去除效率低<sup>[18]</sup>;而外加碳源,又会大大增加运行成本. 因此,好氧颗粒污泥低 C/N 废水处理系统中的 C/N 运行条件确定,对于保证系统污染物去除效率和长期运行稳定性具有重要意义.

目前,针对好氧颗粒污泥系统低 C/N 条件确定的研究已有一些报道. Luo 等<sup>[15]</sup>的研究结果表明, C/N 为 4 条件下好氧颗粒污泥系统能够稳定运行,而 C/N 为 2 和 1 条件下好氧颗粒污泥稳定性大大降低,颗粒破碎并最终冲出系统; Wei 等<sup>[19]</sup>的研究

结果表明,好氧颗粒污泥在系统 C/N 由 3.32 提升至 7.24 的过程中逐步稳定; Zhang 等<sup>[20]</sup>的研究结果也表明, C/N 为 5 时能够形成稳定的好氧颗粒污泥. 然而,目前的这些低 C/N 好氧颗粒污泥系统研究,大部分建立在中短期实验基础上. 低 C/N 条件下好氧颗粒污泥系统的长期运行稳定性,还有待进一步研究.

本实验在人工配置的低 C/N 废水中接种在 4℃ 存储 30d 的好氧颗粒污泥,考察其活性恢复情况. 在此基础上,在不同低 C/N(2 和 4)条件及冲击负荷条件下研究好氧颗粒污泥系统的污染物去除效率、颗粒微生物种群变化及稳定性,以期为好氧颗粒污泥系统对低 C/N 废水处理性能及长期运行稳定性研究奠定理论和实践基础.

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验装置、运行方式和运行阶段

本实验采用两个圆柱形有机玻璃 SBR 反应器(A 和 B),内径 4.0 cm,高径比 35,有效容积 1.7 L. 反应器从上部进水、中部出水,换水比 50%. 反应周期由时间继电器控制,每天共运行 6 个周期,每周期 4 h,其中进水 5 min,缺氧 55 min,好氧 170 min,沉淀 5 min,排水 5 min. 为了使反应器内泥水充分混合,在进水 5 min 结束后,由电磁式空气泵进行 1 min 的预曝气. 缺氧段溶解氧(dissolved oxygen, DO)一般维持在 0.5 mg·L<sup>-1</sup>以下;好氧段曝气时的反应器调节转子流量计气速为 2.5 L·min<sup>-1</sup>,使其表面气流速度约为 3.3 cm·s<sup>-1</sup>,DO 在反应周期末能维持在 5 mg·L<sup>-1</sup>以上. 实验过程在室温下运行. 本实验运行条件如表 1 所示.

在活性恢复和稳定阶段,分别将 A、B 反应器的碳氮比一直维持在 2 和 4,进行横向对比;之后在冲击负荷阶段,将 A、B 反应器的碳氮比均维持在 2,进行纵向对比.

表 1 反应器 A 和 B 的运行条件

Table 1 Operation conditions in reactors A and B

阶段	时间/d	A 反应器		B 反应器	
		COD/NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	C/N	COD/NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	C/N
I (活性恢复阶段)	1 ~ 25	100:50	2	100:25	4
II (稳定阶段)	26 ~ 85	300:150	2	400:100	4
III (稳定阶段)	86 ~ 140	400:200	2	400:100	4
IV (冲击负荷阶段)	141 ~ 180	800:400	2	600:300	2

### 1.2 接种污泥与实验用水

接种污泥取自 4℃ 保存 30 d 的好氧颗粒污泥. 其中, A、B 反应器分别接种在低碳氮比废水中培养的好氧颗粒污泥, A 反应器污泥浓度为 2.57 g·L<sup>-1</sup>, 污泥

容积指数为 100 mL·g<sup>-1</sup>, 外形规则, 粒径较大, 呈黄褐色; B 反应器污泥浓度为 3 g·L<sup>-1</sup>, 污泥容积指数为 84 mL·g<sup>-1</sup>, 颗粒中有大量的细小颗粒, 呈黄色.

由人工配置实验进水. 以 CH<sub>3</sub>COONa 为碳源,

( $\text{NH}_4$ )<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 为氮源,其它相关营养元素包括 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ):KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>(22.5), CaCl<sub>2</sub>(12.5), MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O(15), FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O(10), MnCl<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O(0.12), ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O(0.12), ( $\text{NH}_4$ )<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>(0.05), CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O(0.03), NiCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O(0.1), CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O(0.1), AlCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O(0.05)和 H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>(0.05).另用碳酸氢钠调节进水 pH 值,使进水 pH 始终保持在 7.5~8.5 之间.

### 1.3 分析项目及方法

根据标准方法<sup>[21]</sup>进行监测进出水的 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N及系统内的混合液悬浮固体浓度(mixed liquor suspended solids, MLSS)和污泥容积指数(sludge volume index, SVI<sub>30</sub>); DO 和 pH 值及温度等用雷磁多参数水质分析仪分析.

### 1.4 微生物群落分析

在 A、B 两反应器的阶段 III 运行过程中,收集样品.采用 CTAB 或 SDS 方法对样品的基因组 DNA 提取、无菌水稀释,并以稀释后的基因组 DNA 为模板,使用带 Barcode 的特异引物,New England Biolabs 公司的 Phusion® High-Fidelity PCR Master Mix with GC Buffer 和高效高保真酶进行 PCR,引物对应区域为 16S V4 区引物(515F 和 806R).所形成的 PCR 产物使用 2% 浓度的琼脂糖凝胶进行电泳检测.最后,使用 TruSeq® DNA PCR-Free Sample Preparation Kit 建库试剂盒进行文库构建,构建好的文库经过 Qubit 和 Q-PCR 定量,文库合格后,使用 HiSeq2500 PE250 进行上机测序.利用 Uparse 软件对所有样品的全部 Effective Tags 进行聚类,默认以 97% 的一致性(identity)将序列聚类成为 OTUs (operational taxonomic units),同时会选取 OTUs 的代表性序列,依据其算法原则,筛选的是 OTUs 中出现频数最高的序列作为 OTUs 的代表序列.对 OTUs 代表序列进行物种注释,用 Mothur 方法与 SILVA 的 SSUrRNA 数据库进行物种注释分析(设定阈值为 0.8~1),获

得分学信息并分别在各个分类水平:Kingdom (界)、Phylum (门)、Class (纲)、Order (目)、Family (科)、Genus (属)和 Species (种)统计各样本的群落组成.使用 Qiime 软件 (Version 1.7.0) 计算 Observed-species、Chao1、Shannon、Simpson、ACE 和 Goods-coverage 指数,以及 Unifrac 距离和构建 UPGMA 样品聚类树.另采用 LEfSe 软件进行群落结构差异分析.

## 2 结果与讨论

### 2.1 好氧颗粒污泥的物理特性

在 180 d 左右的运行期内, A 和 B 两反应器在不同的碳氮浓度和比值条件下运行.图 1 所示为颗粒污泥在两反应器恢复期、稳定期和冲击负荷期间的 SVI<sub>30</sub>、MLSS 变化.在接种恢复期的 25 d 中,两个反应器内 SVI<sub>30</sub> 都呈先上升后下降的趋势. A 反应器 SVI<sub>30</sub> 在第 16 d 时达到最大值 125 mL·g<sup>-1</sup>,而后迅速下降至 80 mL·g<sup>-1</sup>; B 反应器在第 11 d 时,达到最大值 118 mL·g<sup>-1</sup>,然后迅速下降,在第 26 d 时降至 57 mL·g<sup>-1</sup>.在此恢复过程中, B 反应器系统首先排出储存过程中解体的颗粒残骸,沉降性能良好的微生物被保留下来,从而使得 SVI<sub>30</sub> 逐渐下降.在之后的稳定阶段及冲击负荷阶段下,系统的沉降性能仍趋于稳定.其中 A 反应器保持在 60 mL·g<sup>-1</sup> 左右,而 B 反应器则保持在 75 mL·g<sup>-1</sup> 左右.由此可见,在此实验所有运行条件下,碳氮浓度和比值变化对整个运行期颗粒污泥系统的沉降性能影响不大.而 A、B 反应器在接种恢复期 MLSS 呈现相反的变化趋势.其中 A 反应器的 MLSS 先上升,在第 16 d 达到最大值 9.3 g·L<sup>-1</sup>,而后迅速下降,基本稳定在 5 g·L<sup>-1</sup>; 而 B 则是先下降,在第 11 d 时降至整个实验过程最小值 1.73 g·L<sup>-1</sup>,而后迅速上升,平均维持在 3.7 g·L<sup>-1</sup>.在活性恢复阶段,由于 A 反应器中存在大量丝状菌,微生物量大量增加,导致颗粒沉降性能逐步变差,大量

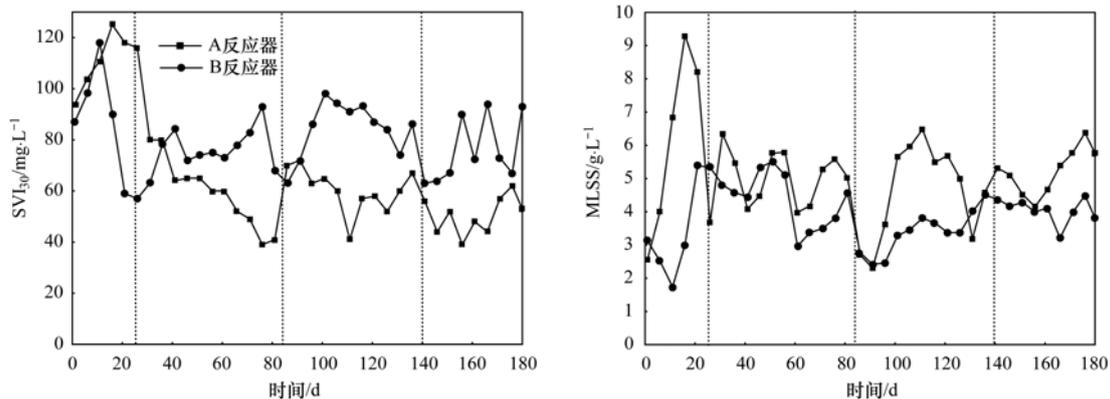


图 1 运行期间 A、B 反应器的 SVI 和 MLSS 变化

Fig. 1 Variations in SVI and MLSS during operation in reactors A and B

微生物随着排水排出,生物量也逐渐降低; B 反应器中丝状菌数量少,随着 MLSS 的降低,不利于颗粒化的微生物被淘汰,快速沉降的微生物开始迅速生长,使得 B 的生物量开始增加. 在稳定阶段及冲击负荷阶段下,系统的 MLSS 相对稳定在一定范围内. 由此可见,在本实验所有运行条件下,碳氮浓度和比值变化对系统的污泥浓度影响也不大.

## 2.2 好氧颗粒污泥系统污染物处理性能

图 2 所示为不同阶段的好氧颗粒污泥 COD、氨氮和硝态氮进出水浓度变化情况. 在初始的 25 d 活性恢复期,由于进水 COD 较低,两反应器好氧颗粒污泥均表现出较强的 COD 去除能力, COD 去除率均达 90% 以上. 将 A 和 B 对比可知, B 反应器的脱碳恢复能力明显快于 A 反应器. 由于 A 反应器氨氮浓度相对高,颗粒污泥适应环境所需的时间相对长,系统氨氮去除效率波动较大. 在第 6 d 时,其氨氮去除率仅为 62.6%. 而 B 反应器一直维持较好的硝化效果,氨氮去除率均在 90% 以上. 同时 B 反应器几乎未出现  $\text{NO}_2^-$ -N 积累,说明 B 反应器中亚硝酸盐氧化菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB) 处于快速生长

期. 以上结果表明,在系统启动初期, C/N 为 4 的 B 反应器除碳和硝化性能恢复更快,恢复效果更好.

在其后的稳定阶段,即 A 反应器 COD 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度由 300:150 增加到 400:200, B 反应器在 400:100 稳定运行时, C/N 较高的 B 反应器 COD 去除率更高,基本维持在 90% 以上; 而 C/N 较低的 A 反应器中 COD 去除率波动较大,且随着负荷的增加有所下降,但仍能保持在 70% 以上. 这可能是因为此阶段 A 反应器累积一定的  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度,使部分异养微生物受到游离亚硝酸 (free nitrite, FNA) 抑制,进而造成 COD 去除率下降. 对于系统氨氮去除效果, B 反应器一直维持在近 100% 水平; 而 A 反应器在该阶段初始时期有些波动,随着氨氧化细菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 逐步适应环境而趋于稳定,去除率接近 100%. 此阶段, B 反应器中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度一直维持较高水平,且  $\text{NO}_2^-$ -N 几乎为零,表明该系统实现了完全硝化; 而 A 反应器  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度一直维持较高水平,表明硝化不完全. 这说明 A 反应器中  $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度已对 NOB 产生一定抑制作用. 稳定阶段的实验结果

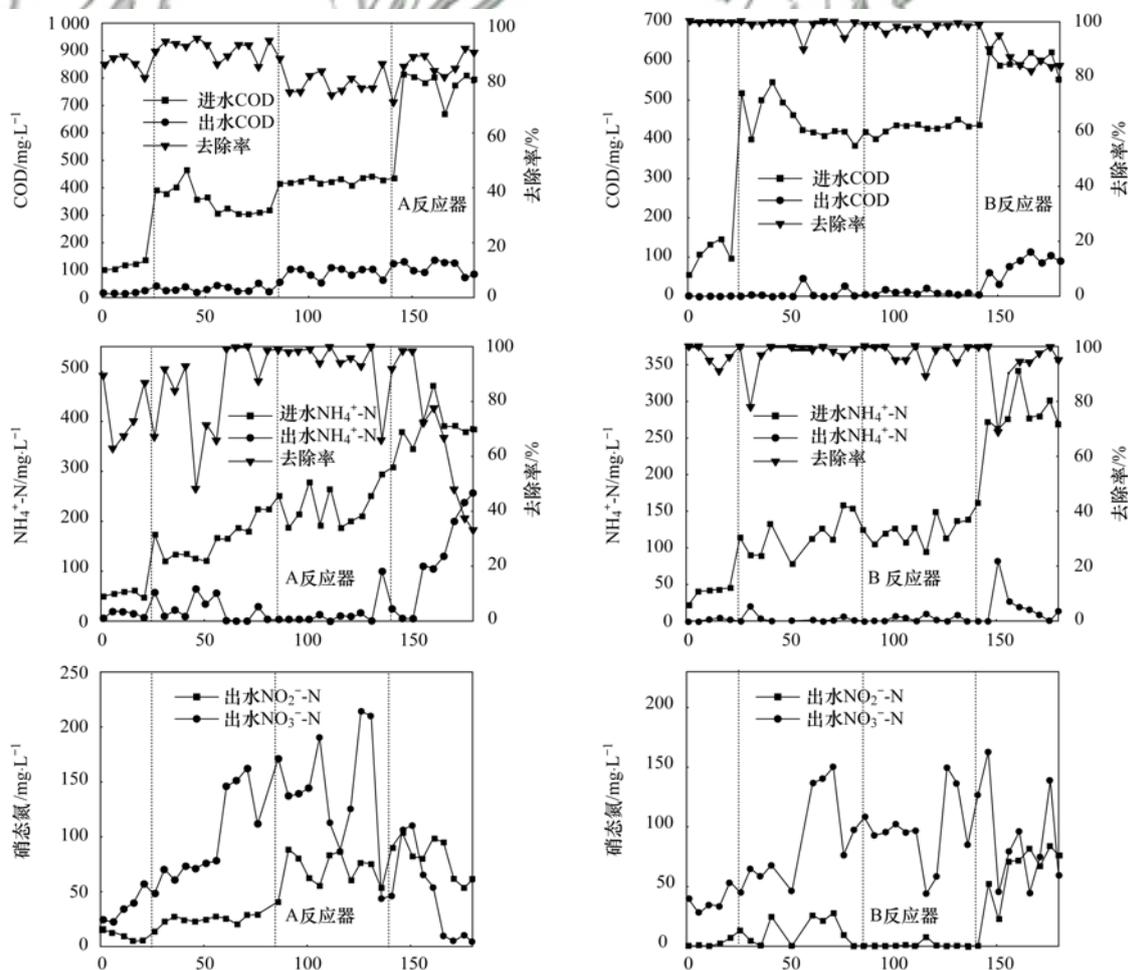


图 2 运行期间 A、B 反应器的 COD、氨氮和硝态氮浓度变化

Fig. 2 Variation in the concentration of COD, ammonia nitrogen, and nitrate nitrogen during operation in reactors A and B

表明, C/N 为 2 的 A 反应器已经受到较高氨氮浓度的抑制影响, COD 去除率下降, 硝化过程不完全; C/N 为 4 的 B 反应器明显具有更稳定脱碳硝化能力。

在后期的冲击负荷阶段, A 反应器的 COD 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度升至 800:400, 脱碳能力稍有升高, 但硝化效率迅速下降。可能是在此过程中 A 反应器中的异养菌经过前一阶段抑制环境条件的适应后, 具备了较好的抗抑制能力, 因此在该阶段维持了较稳定的脱碳能力; 而系统过高的氨氮浓度产生大量游离氨 (free ammonia, FA), 严重抑制了系统 AOB 和 NOB 的活性, 从而导致系统氨氮出水浓度急剧升高, 硝化效果明显下降。而 B 反应器系统在此阶段的脱碳能力降低, COD 去除率降至 80%。这可能是 B 反应器中异养菌也受到高氨氮浓度的抑制影响, 同时适应能力不如此时 A 反应器中的微生物, 导致碳去除率有所下降。B 反应器氨氮去除也出现短暂波动, 随后逐渐趋于稳定, 最后维持在 90% 左右。但由于系统氨氮浓度过高, 系统硝化过程为短程硝化, 未实现完全硝化。以上现象表明, B 反应器中  $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的进水氨氮浓度虽然对该系统有一定影响, 但仍在微生物可承受范围内, 因此系统依然能够稳定运行; 而 A 反应器中  $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的进水氨氮浓度对系统硝化菌造成严重抑制, 从而导致系统氨氮去除能力大大降低, 硝化效果急剧恶化。

总体上, C/N 为 2 的条件下, 颗粒污泥会受到高

浓度氨氮产生的抑制作用, 系统脱碳和硝化性能都会降低, 很难应付冲击负荷造成的压力; 而 C/N 为 4 的条件下, 好氧颗粒污泥受到氨氮抑制作用相对较小, 系统脱碳能力和硝化性能受到的负面影响有限。在冲击负荷条件下, C/N 为 4 的好氧颗粒污泥具备更强的抗冲击能力。因此, 相对 C/N 为 2 的好氧颗粒污泥系统, C/N 为 4 条件下的好氧颗粒污泥处理系统具有更好的处理性能, 更强的稳定性。

图 3 为 A、B 反应器的好氧颗粒污泥周期变化, 系统运行初始 60min 为缺氧段, 之后为好氧段。在缺氧段中 A、B 反应器的 COD 浓度均迅速下降, 去除率分别达到 96.4% 和 91.4%, 说明异养菌活性较强。此时, 碳源主要提供微生物生长所需能量, 几乎没有碳源残留到好氧段, 说明缺氧段的设置导致系统大部分碳源被慢速生长微生物利用, 从而保障了颗粒的长期稳定性<sup>[22]</sup>。A 反应器在其后好氧段 COD 含量增加, 可能是因为部分微生物受到不利因素影响破碎导致产生慢速可生物降解的 COD (SBCOD) 或者是不可溶/不可生物降解有机物 (内源残渣)。在好氧段, A、B 反应器氨氮浓度持续下降直至反应结束, 去除率分别为 73% 和 85%。AOB 和 NOB 将氨氮和  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  转化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , 到反应结束时  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度分别达到最高值  $60.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $65.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。但 A 反应器有较高的氨氮和亚硝酸盐累积, 说明该系统氨氮去除能力达到饱和, 硝化过程受到不利条件 (如 FA 和 FNA 浓度) 的影响。

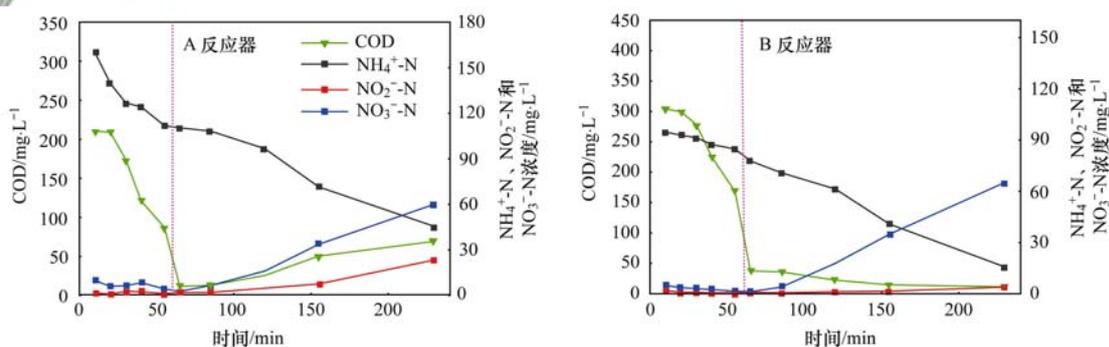


图 3 运行期间 A、B 反应器内污染物浓度变化

Fig. 3 Variation in pollutant concentration during operation in reactors A and B

## 2.3 微生物群落分析

### 2.3.1 微生物群落丰富度和多样性

第 III 阶段所取颗粒污泥微生物群落的比较如表 2 所示, 从中可知 A 反应器中污泥微生物群落的 OTUs、Chao 指数和 ACE 指数相对更低, 即微生物丰富度更低。这表明, 在相同的碳浓度下, 高氨氮浓度会导致颗粒污泥微生物群落丰富度降低。同时, A 反应器相对 B 反应器的 Shannon 指数和 Simpson 指数更低, 即 A 反应器的颗粒污泥群落多样性低, 说明

降低 C/N 会使好氧颗粒污泥选择耐氨氮能力强的专性功能菌, 淘汰了耐受力差的菌种, 从而导致微生物多样性降低。该系统中, 微生物群落丰富度和多样性的变化主要由氨氮浓度决定, 因此, 在 COD 浓度一定的条件下, 不同氨氮浓度可能对不同微生物群落产生较大的选择压。

### 2.3.2 微生物群落动态变化

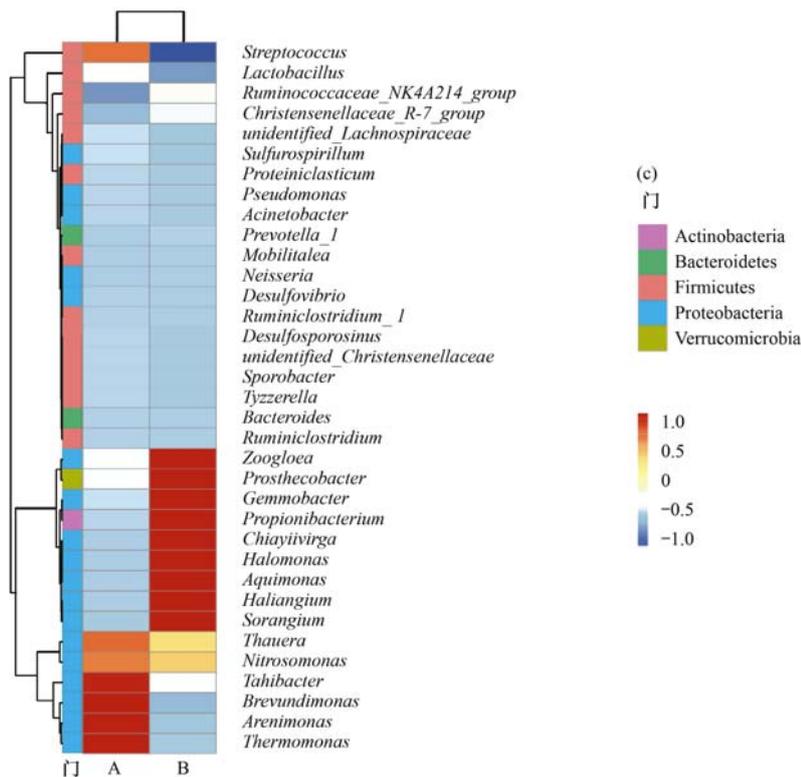
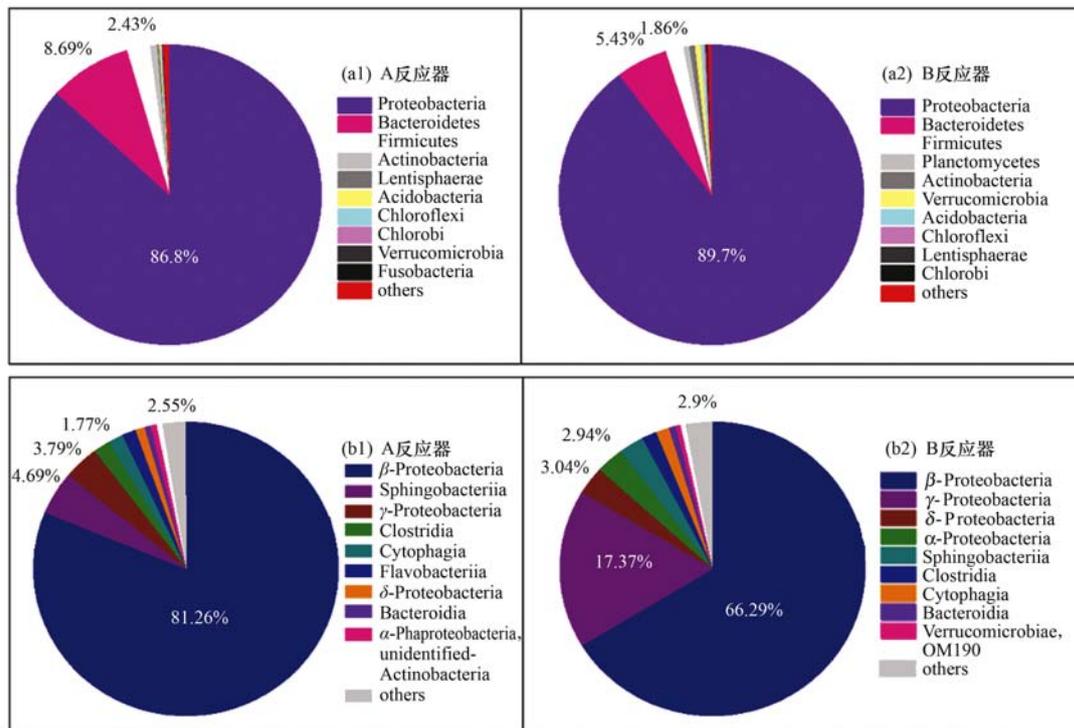
图 4(a) 所示为第 III 阶段所取颗粒污泥样品细菌门水平的差异。A 反应器污泥优势菌为变形杆菌

表 2 A、B 反应器的微生物群落丰富度和多样性指数

Table 2 Microbial community richness and diversity index in reactors A and B

样品	OTUs	Chao 指数	ACE 指数	Shannon 指数	Simpson 指数 <sup>1)</sup>
A (400:200)	285	286.286	287.677	3.174	0.69
B (400:100)	398	403.634	405.677	3.481	0.73

1) 多样性的指数, 值越大表明多样性越高<sup>[23]</sup>



(a) 门; (b) 纲; (c) 属

图 4 运行期间 A、B 反应器的微生物群落动态变化

Fig. 4 Difference in microbial population dynamics in reactors A and B

门 (Proteobacteria, 86.8%)、拟杆菌门 (Bacteroidetes, 8.69%) 和厚壁菌门 (Firmicutes, 2.43%) 等 3 种, 相对丰度占总群落的 97.92%; B 反应器污泥优势菌为变形杆菌门 (Proteobacteria, 89.7%)、拟杆菌门 (Bacteroidetes, 5.43%) 和厚壁菌门 (Firmicutes, 1.86%) 等 3 种, 相对丰度占总群落的 96.99%。由于变形杆菌门 (Proteobacteria) 具有脱氮除磷能力, 在生物系统中总是发现其有最好丰度<sup>[24]</sup>。对比两反应器的门水平, 可知增加氨氮浓度会导致变形杆菌门 (Proteobacteria) 少量降低, 拟杆菌门 (Bacteroidetes) 和厚壁菌门 (Firmicutes) 部分增加。在该实验条件下, 不同的氨氮浓度对门水平上的菌种变化影响不大。

图 4(b) 所示为该污泥样品纲水平的差异。A 反应器污泥优势菌为  $\beta$ -变形菌纲 ( $\beta$ -Proteobacteria, 81.26%)、鞘氨醇杆菌纲 (Sphingobacteriia, 4.69%)、 $\gamma$ -变形菌纲 ( $\gamma$ -Proteobacteria, 3.79%) 和梭菌纲 (Clostridia, 1.77%) 等 4 种, B 反应器污泥优势菌为  $\beta$ -变形菌纲 ( $\beta$ -Proteobacteria, 66.29%)、 $\gamma$ -变形菌纲 ( $\gamma$ -Proteobacteria, 17.37%)、 $\delta$ -变形菌纲 ( $\delta$ -Proteobacteria, 3.04%) 和  $\alpha$ -变形菌纲 ( $\alpha$ -Phaproteobacteria, 2.94%) 等 4 种。可知, 增加氨氮浓度导致鞘氨醇杆菌纲 (Sphingobacteriia) 有所增加, 统微菌纲 (Verrucomicrobiae) 和 OM190 消失, 出现了未分类的放线菌 (unidentified\_Actinobacteria) 和黄杆菌纲 (Flavobacteriia)。 $\beta$ -变形菌纲 ( $\beta$ -Proteobacteria) 中的部分细菌是氨氧化细菌 (AOB), 包括 *Nitrosomonas* 属和 *Nitrosopira* 属。其在 A 反应器明显含量更高, 说明高氨氮条件更有利于 AOB 的生长。有研究报道  $\gamma$ -变形菌纲 ( $\gamma$ -Proteobacteria) 在含有高浓度的硝酸盐废水中具有较好的反硝化作用<sup>[25]</sup>, 反硝化菌 (慢速生长菌) 对污泥系统有较好的稳定性作用, B 反应器中该菌比例相对更高, 有利于系统的稳定运行。在不同的 C/N 条件下, 虽然细菌纲水平比例有一定变化, 但它们的结构分布仍有很多相似点。

图 4(c) 所示为 A 和 B 反应器颗粒污泥属水平情况。从中可知, 两反应器的微生物种属虽大多集中在变形菌门 (Proteobacteria), 但是 C/N 变化却使好氧颗粒污泥种群丰度结构有了明显变化。A 反应器中主要包括: *Thermomonas*、*Arenimonas*、*Brevundimonas*、*Tahibacter*、*Thauera*、*Nitrosomonas* 和 *Streptococcus* 等优势菌属; 而 B 反应器中主要包括 *Zoogloea*、*Prosthecoater*、*Gemmobacter*、*Thauera* 和 *Nitrosomonas* 等多种优势菌种。A 反应器中 *Thermomonas*、*Arenimonas* 是反硝化菌, 它与硝态氮

浓度密切相关<sup>[26]</sup>; *Brevundimonas* 有助于胞外聚合物 (extracellular polymers, EPS) 产生<sup>[27]</sup>; *Streptococcus* 则是一种产甲烷细菌, 不利于系统稳定。B 反应器中的 *Zoogloea* 具有分泌更多的胞外蛋白 (protein, PN)<sup>[28]</sup>, 而 PN 在稳定好氧颗粒污泥结构和保证系统稳定运行过程中起着重要作用; *Gemmobacter* 具有良好的脱氮性<sup>[29]</sup>。*Thauera* 和 *Nitrosomonas* 在两反应器中均处于次优势种群。*Thauera* 是一种耐受高碳氮负荷的反硝化菌<sup>[30]</sup>, 它在生长过程中会分泌胞外多糖 (polysaccharide, PS) 促进污泥颗粒化, 然而 PS 相对 PN 在颗粒稳定性的作用却是很小的<sup>[24]</sup>。*Nitrosomonas* 是一种典型的 AOB<sup>[31]</sup>, A 反应器有更高比例的亚硝化单胞菌 (*Nitrosomonas*) 数量, 说明高氨氮会导致 AOB 增加。而 A 反应器中几乎没有 NOB, 说明该系统亚硝酸盐的氧化受到抑制, 这也解释了 A 反应器在稳定期间有较高的氨氮去除率却同时具有高浓度的亚硝酸盐存在的原因。

### 3 结论

(1) 通过逐步增加负荷的方法, 经过近一个月的培养, 两个 C/N 条件下反应器接种的好氧颗粒污泥活性都得到恢复。但 C/N 为 4 条件下, 系统除碳和硝化性能恢复更快, 恢复效果更好。

(2) 在近 4 个月的系统稳定运行期间, C/N 为 4 的好氧颗粒污泥系统 COD 和氨氮去除效率都达到 90% 以上, 实现了完全硝化; 而 C/N 为 2 好氧颗粒污泥系统 COD 去除率仅为 80% 左右, 未能实现完全硝化。在一个月的冲击负荷条件下, C/N 为 4 的好氧颗粒污泥系统处理性能有所波动, 但系统经自身调整后趋于稳定; 而 C/N 为 2 好氧颗粒污泥系统硝化效果恶化。这表明, C/N 为 4 的低碳氮比废水好氧颗粒污泥在长期运行过程中, 具有更好的处理效果和更稳定的处理性能。

(3) 从微生物结构角度来看, C/N 为 2 好氧颗粒污泥系统比 C/N 为 4 的系统微生物群落丰富度和多样性降低。两个 C/N 条件下的微生物群属大多集中在变形菌门 (Proteobacteria), 但具体丰度上有较大差异。其共同优势菌属都为 *Thauera* 和 *Nitrosomonas*, 但 C/N 为 4 的好氧颗粒污泥系统具有更高丰度的 *Zoogloea*, 有利于稳定好氧颗粒污泥结构, 并保证系统长期稳定运行。

#### 参考文献:

- [1] Pronk M, De Kreuk M K, De Bruin B, et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment[J]. Water Research, 2015, 84: 207-217.
- [2] Sarma S J, Tay J H, Chu A. Finding knowledge gaps in aerobic

- granulation technology[J]. Trends in Biotechnology, 2017, **35**(1): 66-78.
- [ 3 ] 唐朝春, 简美鹏, 刘名, 等. 强化好氧颗粒污泥稳定性的研究进展[J]. 化工进展, 2013, **32**(4): 919-924.  
Tang C C, Jian M P, Liu M, *et al.* Research advances in aerobic granule stability enhancement [ J ]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, **32**(4): 919-924.
- [ 4 ] Franca R D G, Pinheiro H M, Van Loosdrecht M C M, *et al.* Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation [ J ]. Biotechnology Advances, 2018, **36**(1): 228-246.
- [ 5 ] 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, 2019, **271**: 48-58.
- [ 6 ] 梁东博, 卞伟, 王文啸, 等. 低温条件下好氧颗粒污泥培养及其脱氮性能研究[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(2): 634-640.  
Liang D B, Bian W, Wang W X, *et al.* Aerobic granular sludge formation and nutrients removal characteristics under low temperature[J]. China Environmental Science, 2019, **39**(2): 634-640.
- [ 7 ] 董峰, 张捍民, 杨凤林. 数学模拟好氧颗粒污泥的形成及水力剪切强度对颗粒粒径的影响[J]. 环境科学, 2012, **33**(1): 181-190.  
Dong F, Zhang H M, Yang F L. Modeling formation of aerobic granule and influence of hydrodynamic shear forces on granule diameter[J]. Environmental Science, 2012, **33**(1): 181-190.
- [ 8 ] He Q L, Zhang W, Zhang S L, *et al.* Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity [ J ]. Chemical Engineering Journal, 2017, **326**: 1223-1231.
- [ 9 ] Wu L, Peng C Y, Peng Y Z, *et al.* Effect of wastewater COD/N ratio on aerobic nitrifying sludge granulation and microbial population shift[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, **24**(2): 234-241.
- [ 10 ] 赵霞, 冯辉霞, 雒和明, 等. C/N 比对好氧颗粒污泥性能的影响[J]. 环境工程学报, 2012, **6**(11): 3928-3932.  
Zhao X, Feng H X, Luo H M, *et al.* Effect of C/N ratio on properties of aerobic granular sludge [ J ]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, **6**(11): 3928-3932.
- [ 11 ] Yang S F, Tay J H, Liu Y. Effect of substrate nitrogen/chemical oxygen demand ratio on the formation of aerobic granules [ J ]. Journal of Environmental Engineering, 2005, **131**(1): 86-92.
- [ 12 ] Cydzik-Kwiatkowska A, Wojnowska-Baryla I. Nitrifying granules cultivation in a sequencing batch reactor at a low organics-to-total nitrogen ratio in wastewater[J]. Folia Microbiologica, 2011, **56**(3): 201-208.
- [ 13 ] Ribot M, Von Schiller D, Sabater F, *et al.* Biofilm growth and nitrogen uptake responses to increases in nitrate and ammonium availability[J]. Aquatic Sciences, 2015, **77**(4): 695-707.
- [ 14 ] Joo H S, Hirai M, Shoda M. Nitrification and denitrification in high-strength ammonium by *Alcaligenes faecalis* [ J ]. Biotechnology Letters, 2005, **27**(11): 773-778.
- [ 15 ] Luo J H, Hao T W, Wei L, *et al.* Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [ J ]. Water Research, 2014, **62**: 127-135.
- [ 16 ] 钱飞跃, 刘小朋, 张念琦, 等. 协同调控 C/N 负荷提升好氧颗粒污泥亚硝化性能[J]. 化工学报, 2016, **67**(9): 3946-3953.  
Qian F Y, Liu X P, Zhang N Q, *et al.* Enhancement of partial nitrification performance of aerobic granular sludge by coordinating C/N loading rate [ J ]. CIESC Journal, 2016, **67**(9): 3946-3953.
- [ 17 ] Wang X X, Wang S Y, Xue T L, *et al.* Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage [ J ]. Water Research, 2015, **77**: 191-200.
- [ 18 ] Kuba T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system [ J ]. Water Research, 1996, **30**(7): 1702-1710.
- [ 19 ] Wei D, Qiao Z M, Zhang Y F, *et al.* Effect of COD/N ratio on cultivation of aerobic granular sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, **97**(4): 1745-1753.
- [ 20 ] Zhang Z M, Yu Z D, Dong J J, *et al.* Stability of aerobic granular sludge under condition of low influent C/N ratio: correlation of sludge property and functional microorganism [ J ]. Bioresource Technology, 2018, **270**: 391-399.
- [ 21 ] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater (21st ed.) [ M ]. Washington, DC, USA: American Public Health Association (APHA), 2005.
- [ 22 ] De Kreuk M K, Kishida N, Tsuneda S, *et al.* Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system [ J ]. Water Research, 2010, **44**(20): 5929-5938.
- [ 23 ] 王建辉. 基于共代谢作用微曝气 SBR 处理难降解有机废水研究 [ D ]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
- [ 24 ] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2010, **85**(5): 1601-1610.
- [ 25 ] Liao R H, Shen K, Li A M, *et al.* High-nitrate wastewater treatment in an expanded granular sludge bed reactor and microbial diversity using 454 pyrosequencing analysis [ J ]. Bioresource Technology, 2013, **134**: 190-197.
- [ 26 ] Remmas N, Melidis P, Katsioui E, *et al.* Effects of high organic load on *amoA* and *nirS* gene diversity of an intermittently aerated and fed membrane bioreactor treating landfill leachate [ J ]. Bioresource Technology, 2016, **220**: 557-565.
- [ 27 ] Zhang Q G, Hu J J, Lee D J. Aerobic granular processes: current research trends [ J ]. Bioresource Technology, 2016, **210**: 74-80.
- [ 28 ] An W X, Guo F, Song Y L, *et al.* Comparative genomics analyses on EPS biosynthesis genes required for floc formation of *Zoogloea resiniphila* and other activated sludge bacteria [ J ]. Water Research, 2016, **102**: 494-504.
- [ 29 ] Hirsch P, Schlesner H. *Gemmibacter* [ A ]. In: Whitman W B (Ed.). Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria. Hoboken: John Wiley & Sons, Ltd, 2015.
- [ 30 ] Shinoda Y, Sakai Y, Uenishi H, *et al.* Aerobic and anaerobic toluene degradation by a newly isolated denitrifying bacterium, *Thauera* sp. strain DNT-1 [ J ]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, **70**(3): 1385-1392.
- [ 31 ] 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.

## CONTENTS

Analysis of Pollution Characteristics and Primary, Secondary Contributions of Firework Burnings in Qingdao During the Spring Festival .....	FANG Tian-ge, YAO Xiao-hong, MENG He, <i>et al.</i> (4345)
Characterization and Source Apportionment of PM <sub>2.5</sub> Based on the Online Observation in Tianjin .....	XIAO Zhi-mei, XU Hong, LI Li-wei, <i>et al.</i> (4355)
Characteristics of Water-soluble Inorganic Ions in PM <sub>2.5</sub> in Beijing During 2017-2018 .....	LI Huan, TANG Gui-qian, ZHANG Jun-ke, <i>et al.</i> (4364)
Characteristics of Carbonaceous Species in PM <sub>2.5</sub> in Southern Beijing .....	DONG Gui-ming, TANG Gui-qian, ZHANG Jun-ke, <i>et al.</i> (4374)
Characteristics and Formation Mechanism of Three Haze Pollution Processes in Chengdu in Winter .....	FENG Xiao-qiong, CHEN Jun-hui, YIN Han-mei, <i>et al.</i> (4382)
Distribution Characteristics and Source of Black Carbon Aerosols in the Northern Suburbs of Nanjing .....	XIE Feng, LIN Yu-chi, SONG Wen-huai, <i>et al.</i> (4392)
Assessment of Emergency Emission Reduction Effect During the Heavy Air Pollution Episodes in Beijing, Tianjin, Hebei, and Its Surrounding Area(“2+26” Cities) from October to December 2019 .....	ZHU Yuan-yuan, GAO Yu-xiao, WANG Wei, <i>et al.</i> (4402)
Variational Trend and Characteristics of Air Pollution in Baoding City .....	GOU Yin-yin, ZHANG Kai, LI Jin-juan, <i>et al.</i> (4413)
Emission Inventory of VOCs Components in Zhengzhou and Their Ozone Formation Potential .....	LU Xuan, ZHANG Rui-qin, HAN Luo-kai (4426)
Evolution and Evaluation of O <sub>3</sub> and VOCs in Zhengzhou During the National Traditional Games of Ethnic Minorities Period .....	ZHAO Jin-shuai, YU Shi-jie, WANG Nan, <i>et al.</i> (4436)
Characteristics of Volatile Organic Compounds in Wood Coatings and Automotive Coatings in China .....	KE Yun-ting, SUN Yu-hang, CHENG Hai-rong, <i>et al.</i> (4446)
Influence of Typical Desulfurization Process on Flue Gas Particulate Matter of Coal-fired Boilers .....	ZHANG Jin-sheng, WU Jian-hui, LÜ Rui-he, <i>et al.</i> (4455)
Investigation on the Emission Difference of Air Pollutants from Common Residential Coal Stoves and Suggestions for Emission Reduction .....	ZHANG Yi-chen, XUE Chen-li, LIU Jie, <i>et al.</i> (4462)
Mobile Source Emission Inventory with High Spatiotemporal Resolution in Tianjin in 2017 .....	LIU Geng, SUN Shi-da, SUN Lu-na, <i>et al.</i> (4470)
Emission Inventory and Characteristics of Anthropogenic Air Pollution Sources Based on Second Pollution Source Census Data in Sichuan Province .....	XU Chen-xi, CHEN Jun-hui, LI Yuan, <i>et al.</i> (4482)
Preliminary Screening for the Urban Forest Against Combined Air Pollution .....	LI Pin, WEI Yan-yan, FENG Zhao-zhong (4495)
Spatial Distribution and Pollution Characteristics of Heavy Metals in Plant Leaves in Baoji City .....	ZHANG Jun, LIANG Qing-fang, GAO Yu (4504)
Distribution Characteristics and Risk Assessment of PPCPs in Surface Water and Aquatic Organisms in Chaoshan Coastal Area along the South China Sea .....	XIU Cuo, WANG Chen-chen, LÜ Yong-long, <i>et al.</i> (4514)
Spatiotemporal Differentiation and Degradation Analysis of Polybrominated Diphenyl Ethers in Sediments of Shanmei Reservoir and Its Inflowing River, Quanzhou, China .....	HAN Wen-liang, LIU Yu, FENG Kai-wen (4525)
Spatial-temporal Variations and the Regulators of Nitrate Status in Shallow Groundwater of the Typical Mountainous Agricultural Watershed in the Upper Reaches of the Yangtze River .....	JIANG Nan, ZHOU Ming-hua, LI Hong, <i>et al.</i> (4539)
Emission Characteristics of Nitrogen and Phosphorus in a Typical Agricultural Small Watershed in Tuojiang River Basin .....	WANG Hong, XU Ya-ling, ZHANG Qi, <i>et al.</i> (4547)
Assessment of Potential Risk of Diffuse Pollution in Haihe River Basin Based Using DPERS Model .....	FENG Ai-ping, WANG Xue-lei, XU Yi, <i>et al.</i> (4555)
Impact of Spatial Heterogeneity of Precipitation on the Area Change in Critical Source Area of Non-point Sources Pollution .....	GAO Xiao-xi, ZUO De-peng, MA Guang-wen, <i>et al.</i> (4564)
Sedimentary Diatom Records Reveal the Succession of Ecosystem in Lake Xihu, Dali over the Past 50 Years .....	ZHANG Chen-xue, XU Min, DONG Yi-fan, <i>et al.</i> (4572)
Content and Distribution of Cadmium in Soil and Fluvial Sediments in the Sea-Land Interaction Zone .....	WANG Fang-ting, CHEN Zhi-hua, BAO Ke, <i>et al.</i> (4581)
Occurrence Characteristics and Quality Estimation of Microplastics in Drainage Ditches in Hetao Irrigation District of Inner Mongolia .....	WANG Zhi-chao, YANG Fan, YANG Wen-huan, <i>et al.</i> (4590)
Influence of Pervious/Impervious Pattern on Runoff and Pollution in Parcel-based Catchment .....	JIANG Zhi-hui, LIAO Yun-jie, XIE Wen-xia, <i>et al.</i> (4599)
Activating Efficiency of Iron-copper Bimetallic Organic Framework MIL-101(Fe, Cu) Toward H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> for Degradation of Dyes .....	LIANG He, LIU Rui-ping, AN Xiao-qiang, <i>et al.</i> (4607)
Synergistic Reaction Mechanism of Cu <sup>0</sup> @Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> Activated PMS for Degradation of <i>p</i> -nitrophenol .....	SHI Qing-qing, PU Sheng-yan, YANG Xi (4615)
Kinetics and Mechanism of Sucralose Degradation in Water Using UV-activated Persulfate Process .....	YU Yun, LU Jin-xin, LÜ Zhen, <i>et al.</i> (4626)
Microbial Community Structure for Sewage Wastewater Treatment Plants in Winter .....	SHANG Yue-fei, WANG Shen, ZONG Ni, <i>et al.</i> (4636)
Microbial Community Analysis of Different DN and PN-ANAMMOX Coupling Modes for Mature Landfill Leachate Treatment .....	LU Ming-yu, LI Xiang, HUANG Yong, <i>et al.</i> (4644)
Analysis of Rapid Start-up and Mixed Nutritional Nitrogen Removal Performance of Complete Autotrophic Granular Sludge .....	QI Ze-kun, WANG Jian-fang, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i> (4653)
Long-term Stability of Aerobic Granular Sludge Under Low Carbon to Nitrogen Ratio .....	YUAN Qiang-jun, ZHANG Hong-xing, CHEN Fang-yuan (4661)
Response of Bacterial and Fungal Communities to Chemical Fertilizer Reduction Combined with Organic Fertilizer and Straw in Fluvo-aquic Soil .....	WU Xian, WANG Rui, HU He, <i>et al.</i> (4669)
Characteristics of Soil Nutrients and Fungal Community Composition in Crop Rhizosphere Under Different Rotation Patterns .....	SUN Qian, WU Hong-liang, CHEN Fu, <i>et al.</i> (4682)
Effects of Short-term Application of Moutai-flavor Vinasse Biochar on Nitrogen Availability and Bacterial Community Structure Diversity in Yellow Soil of Guizhou Province .....	ZHANG Meng, LIU Yan-ling, WEI Quan-quan, <i>et al.</i> (4690)
Effects of Different Rotation Patterns of Oil-Rice on Methane and Nitrous Oxide Emissions in Rice Fields .....	CHEN You-de, ZHAO Yang, GAO Du-juan, <i>et al.</i> (4701)
<i>Bacillus amyloliquefaciens</i> Biofertilizer Mitigating Soil Ammonia Volatilization .....	YANG Ya-hong, XUE Li-xia, SUN Bo, <i>et al.</i> (4711)
Effects of Exogenous Phosphorus on Rice Growth and Cadmium Accumulation and Transportation Under Cadmium Stress .....	HUO Yang, QIU Yin-yan, ZHOU Hang, <i>et al.</i> (4719)
Key Stage of As Accumulation in Rice Under As Stress at Different Growth Stages .....	DENG Peng-hui, CAI Ya-qin, ZHOU Hang, <i>et al.</i> (4726)
Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment of Corn Grains from a Pb-Zn Mining Area .....	ZHOU Yan, WAN Jin-zhong, LI Qun, <i>et al.</i> (4733)
Polybrominated Diphenyl Ether in E-waste Dismantling Sites in Taizhou City, Zhejiang Province: Concentration, Distribution, and Migration Trend .....	WEI Bao-kai, LIU Chen, WANG Ying, <i>et al.</i> (4740)
Assessment and Source Analysis of Heavy Metal Pollution in Farmland Soils in Southern Youyang County, Chongqing .....	WANG Rui, DENG Hai, YAN Ming-shu, <i>et al.</i> (4749)
Ecological Risk Assessment of Tetracycline Antibiotics in Livestock Manure and Vegetable Soil of Chongqing .....	PENG Qiu, WANG Wei-zhong, XU Wei-hong (4757)