

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



2019

Vol.40 No.7
第40卷 第7期

目次

《大气污染防治行动计划》实施的环境健康效果评估	武卫玲, 薛文博, 王燕丽, 雷宇, 冯涛, 蔡泽林 (2961)
基于达标约束的南京市环境空气质量情景模拟	谢放尖, 史之浩, 李婧祎, 郑新梅, 胡建林, 刘春蕾, 杨峰 (2967)
郑州市 PM _{2.5} 中水溶性离子特征及来源分析	杨留明, 王申博, 郝祺, 韩士杰, 李晨, 赵庆炎, 燕启社, 张瑞芹 (2977)
能见度与 PM _{2.5} 浓度关系及其分布特征	王继康, 张恒德, 桂海林, 饶晓琴, 张碧辉 (2985)
基于扩散模式反演的橡胶轮胎制造行业 VOCs 排放特征	白红祥, 魏巍, 王雅婷, 任云婷, 臧佳欣, 程水源 (2994)
太原市环境空气中挥发性芳香烃碳同位素组成及来源	李颖慧, 闫雨龙, 李志生, 郝爱胜, 李如梅, 杨帆, 彭林 (3001)
办公楼聚集区空气中 PBDEs 谱分布与污染特征	王琳, 邓雅佳, 廖晓勇, 曹红英, 焦杏春 (3008)
南北水调东线中游枢纽湖泊有色可溶性有机物来源组成特征	张柳青, 彭凯, 周蕾, 石玉, 李元鹏, 周永强, 龚志军, 张运林, 杨艳 (3018)
黄土丘陵沟壑区小流域不同水体氢氧同位素特征	张荷惠子, 于坤霞, 李占斌, 李鹏, 赵宾华, 柯浩成, 蒋凯鑫 (3030)
基于碳氮同位素的澜沧江水库 TOC 来源差异性分析	王从锋, 胡子龙, 杨正健, 丹勇, 赵萍, 郝文超, 聂小芬, 聂睿, 徐刘得, 刘德富 (3039)
李家河水库污染物来源及水体分层对水质的影响	徐进, 黄廷林, 李凯, 杨尚业, 温成成, 林子深, 李衍庆, 刘雪晴 (3049)
水库淹没带土壤有机氯农药分布特征及风险评价	王霞, 张青琢, 赵高峰, 王晓燕 (3058)
银川市湿地表层水中多环芳烃的分布、来源及生态风险评价	田大年, 党丽慧, 丁润梅, 蔡倩, 张鹏举, 汪岭, 杨慧芳 (3068)
人类活动影响下的垂直气候带岩溶泉地球化学特征对比: 以重庆金佛山水房泉、碧潭泉为例	谢国文, 杨平恒, 盛婷, 邓书金, 洪爱花 (3078)
漓江冲洪积扇地下水化学特征及控制因素分析	唐金平, 张强, 胡漾, 张宇, 聂保伟 (3089)
三峡库区蓄水期和非蓄水期附石藻类群落变化及其影响因子分析	付君珂, 刘黎, 贺新宇, 张红波, 董聪聪, 杨燕君, 施军琼, 吴忠兴 (3099)
降雨对香溪河库湾主要藻种原位生长的影响	翁传松, 刘德富, 张佳磊, 龚川, 沈旭舟 (3108)
绿狐尾藻分解及其氮磷释放特征	童雄, 罗沛, 刘锋, 黄敏, 陈哲, 肖润林, 吴金水 (3118)
微藻固定化条件优化及其污水氨氮去除潜力分析	刘祥, 王婧瑶, 吴娟娟, 彭飞, 王凯军 (3126)
钛酸盐纳米管对水中氨氮的吸附特性	张政, 冯长生, 张晓瑞, 郑建奎, 蒋彩云, 李攀杰, 王玉萍 (3135)
基于缺陷重构的类芬顿光催化剂在降解染料废水中的应用	唐清文, 安晓强, 兰华春, 刘会娟, 李海翔 (3146)
N 原子杂化石墨烯高效活化过一硫酸盐降解 RBK5 染料废水	于永波, 黄湾, 董正玉, 吴丽颖, 张倩, 洪俊明 (3154)
Cu ²⁺ 对以 NO ₃ ⁻ 为电子受体反硝化过程的影响	买文可, 彭永臻, 吉建涛 (3162)
CANON 中试反应器启动及性能优化	孙庆花, 吴迪, 周家中, 郑志佳 (3169)
好氧段碳源浓度对同步去除和富集磷酸盐生物膜的影响	徐林建, 潘杨, 章豪, 冯鑫, 魏攀龙, 尤星怡 (3179)
有机物特性对 AAO 系统污泥沉降性能的影响	刘小博, 袁林江, 陈希, 薛欢婷 (3186)
不同污泥浓度下缺氧 FNA 对硝化菌活性的影响	吕心涛, 周桐, 田夏迪, 谷鹏超, 杨岸明, 王佳伟, 张树军 (3195)
ANAMMOX 菌铁自养反硝化工艺的稳定性	张文静, 黄勇, 毕贞, 胡羽婷, 董石语 (3201)
在线 NaClO 反洗对倒置 A ² O-MBR 系统微生物群落的影响	王旭东, 高森, 王莹莹, 杨永哲, 刚家斌, 符国力, 王磊 (3208)
基于有机物释放和经济性的污泥预处理方法评价	袁悦, 谭学军, 郑舍予 (3216)
北京市清水与再生水协同利用优化模型	张田媛, 谭倩, 王淑萍 (3223)
N-亚硝胺在不同处理工艺污水处理厂中的分布及其去除	柳王荣, 赵建亮, 杨愿愿, 姚理, 刘有胜, 应光国 (3233)
北京市生活污水中曲马多和芬太尼的赋存	周子雷, 杜鹏, 白雅, 韩胜, 黄红梅, 徐泽琼, 李喜青 (3242)
贵阳市污水处理厂中典型抗生素的污染水平及生态风险	杨钊, 李江, 张圣虎, 向福亮, 唐涛涛, 杨娅红 (3249)
紫色土丘陵区畜禽养殖场土壤中抗生素抗性基因分布特征	程建华, 唐翔宇, 刘琛 (3257)
四环素对污泥蚯蚓粪中微生物种群和抗性基因的影响	陈景阳, 夏慧, 黄魁, 吴颖 (3263)
热水解污泥厌氧消化过程中肠球菌抗生素抗性基因与毒力基因的转归	李慧莉, 裴媛玫, 李姗, 何芙蓉, 杨月婷, 魏源送, 佟娟 (3270)
鸡粪与中药渣共堆肥对抗生素抗性基因的影响	武晋萍, 陈建文, 刘勇, 张红, 李君剑 (3276)
宁武亚高山湖泊细菌群落的时空格局及驱动机制	王雪, 刘晋仙, 柴宝峰, 罗正明, 赵鹏宇, 暴家兵 (3285)
石家庄市春季景观水体 nirS 型反硝化细菌群落特征分析	张艺冉, 李再兴, 孙悦, 霍然, 孟文茹, 王凌霄, 申邵恒, 杨子程, 周石磊 (3295)
磷差异性调控水稻根际 nirK/nirS 型反硝化菌组成与丰度	湛钰, 高丹丹, 盛荣, 魏文学, 秦红灵, 张文钊, 侯海军, 汤亚芳 (3304)
会仙岩溶湿地、稻田与旱地土壤细菌群落结构特征比较	贾远航, 靳振江, 袁武, 程跃扬, 邱江梅, 梁锦桃, 潘复静, 刘德深 (3313)
湘中典型稻田系统 Cd 平衡分析	蒋凯, 邓潇, 周航, 龙坚, 李欣阳, 董霞, 王树兵, 刘文辉, 侯红波, 彭佩钦, 廖柏寒 (3324)
改良剂对根际土壤-水稻系统中镉运移的影响	李义纯, 王艳红, 唐明灯, 巫彬芳, 李林峰, 艾绍英, 凌志祥 (3331)
重金属固定植物促生细菌的筛选及其阻控小麦富集重金属效应	韩辉, 王晓宇, 蔡红, 姚伦广, 蔡倩迪, 王逸雪, 陈兆进 (3339)
不同品种辣椒镉亚细胞分布和化学形态特征差异	彭秋, 李桃, 徐卫红, 焦璐琛, 邓继宝 (3347)
添加磷对水稻-油菜轮作土壤 N ₂ O 排放影响	孙正, 苏荣琳, 徐鹏, 吴宏涛, 胡金丽, 赵劲松, 胡荣桂 (3355)
渭北旱原土地利用方式对土壤团聚体稳定性及其有机碳的影响	刘杰, 马艳婷, 王宪玲, Sompouviset Thongsouk, 李利敏, 秦亚旭, 赵志远, 郑伟, 翟丙年 (3361)
不同土地利用类型的土壤中多环芳烃的纵向迁移特征	鲁垠涛, 向鑫鑫, 张士超, 刘明丽, 王静, 李爽, 姚宏, 孙绍斌 (3369)
西湖景区土壤中邻苯二甲酸酯污染水平、来源分析和空间分布特征	廖健, 邓超, 陈怡, 周文钊, 林春绵, 张辉 (3378)
生物炭对壤土土壤容重和团聚体的影响	李倩倩, 许晨阳, 耿增超, 张久成, 陈树兰, 王慧玲, 张妍, 负方悦, 杨林, 董胜虎 (3388)
《环境科学》征订启事 (3194)	《环境科学》征稿简则 (3222)
信息 (3256, 3284, 3323)	

CANON 中试反应器启动及性能优化

孙庆花, 吴迪*, 周家中, 郑志佳

(青岛思普润水处理股份有限公司, 青岛 266555)

摘要: 以青岛某污水处理厂污泥消化液为连续进水, 控制温度在 $(30 \pm 3)^\circ\text{C}$, 接种污水厂普通活性污泥, 驯化启动 CANON 反应器. 为解决菌种流失、优化反应器性能, 向 CANON 反应器内投加悬浮生物载体, 转换为生物膜 CANON 反应器. 结果表明, 经过 130 d 运行培养, 总氮去除负荷达到 $0.03 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 硝酸盐生成量与氨氮减少量的比值 (R_{NaA}) 平均为 0.09, 接近理论值 0.11, 由此判断 CANON 反应器启动成功. CANON 活性污泥反应器共运行 300 d, 稳定运行时总氮去除负荷为 $0.20 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 投加悬浮载体后, 经过 30 d 运行培养, 系统成功转换为纯膜系统, 载体表面生物膜转为淡红色, TN 平均去除负荷达到 $0.17 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, R_{NaA} 平均为 0.14, 略大于理论值 0.11. 由此判断 CANON 污泥在 MBBR 工艺中逐渐适应并得以稳定运行. CANON-MBBR 反应器共运行 200 d, 稳定运行期间, 总氮去除负荷为 $1.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 高通量测序结果表明, CANON-MBBR 成功启动后, AOB 和 AnAOB 是系统中的优势菌种, 相对丰度分别达到 26.24% 和 30.08%, NOB 被成功抑制. 以上结果表明, 以高密度聚乙烯填料为悬浮载体的 CANON-MBBR 具有良好的脱氮效能, 有利于自养脱氮工艺的稳定运行.

关键词: 全程自养脱氮 (CANON); 自养脱氮; 移动床生物膜工艺 (MBBR); 厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 污泥消化液; 中试
中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)07-3169-10 DOI: 10.13227/j.hj.kx.201812161

Start-up and Performance Optimization of a CANON Pilot Reactor

SUN Qing-hua, WU Di*, ZHOU Jia-zhong, ZHENG Zhi-jia

(Qingdao SPRING Water Treatment Co., Ltd., Qingdao 266555, China)

Abstract: A completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) reactor was established by seeding ordinary activated sludge with reject water as the influent at $(30 \pm 3)^\circ\text{C}$ from a sewage treatment plant in Qingdao. To solve bacterial loss and optimize reactor performance, a suspension of biological carriers was added to the CANON reactor. The result showed that the reactor was successfully started 130 days later. The total nitrogen removal load was up to $0.03 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, and the average variation ratio of nitrate and ammonia (R_{NaA}) was 0.09, which was close to theoretical value 0.11. The CANON active sludge reactor ran for 300 days. During the stable operation period, the total nitrogen removal rate was stable at $0.20 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. Red granular sludge was mixed with the effluent of the system, and the particle size of granular sludge was between 1 and 3 mm. The suspension carriers were added to the CANON reactor with a filling rate of 30%. The fillers added to the moving bed biofilm reactor (MBBR) were mature fillers in the nitrifying reactor of the laboratory. The accumulation rate of nitrification was greater than 95%, and the ammonia-oxidized surface load reached $2.0 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. After 30 days of operation and culturing, the system was successfully converted to a pure membrane system, and the biofilm on the surface of the carrier turned pale red. The total nitrogen removal load was up to $0.17 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. The average R_{NaA} was 0.14, which was slightly higher than the theoretical value of 0.11. This suggested that the CANON sludge adapted to the environment in the MBBR and began to enter a stable stage. The CANON-MBBR ran for 200 days. During the stable operation period, the total nitrogen removal rate was stable at $1.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. The biofilm was bright brick red with a thickness of 150-250 μm . MLSS and MLVSS on the carriers were approximately 10 200 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ and 9 000 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$, respectively, and the total biomass in the system was approximately 1.5 kg. Through high-throughput sequencing, AOB and AnAOB were found to be the dominant bacteria species on the suspension carrier, with a relative abundance of 26.24% and 30.08%, respectively, and nitrate oxidizing bacteria were successfully suppressed. The above results showed that CANON-MBBR with high-density polyethylene filler as the suspension carrier had good nitrogen-removal efficiency and was conducive to the stable operation of the autotrophic nitrogen removal process.

Key words: completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON); autotrophic; moving bed biofilm reactor (MBBR); anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); sludge-digestion wastewater; pilot scale

全程自养脱氮工艺 (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite, CANON) 是一种基于厌氧氨氧化的一体化低耗、高效脱氮工艺. 在好氧氨氧化菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 与厌氧氨氧化菌 (anaerobic ammonium oxidation bacteria, AnAOB) 的共同作用下, 将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为氮气以及少量的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$. 因为 AOB 和 AnAOB 均为自养菌, 生长速率较低, 同时 AnAOB 难以富集、易于流失,

成为制约 CANON 工艺在国内推广应用的关键问题. 生物膜或颗粒污泥的形式与 CANON 工艺相结

收稿日期: 2018-12-20; 修订日期: 2019-02-19

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07106005-04); 青岛市民生科技计划项目 (18-6-1-100-nsh)

作者简介: 孙庆花 (1989 ~), 女, 硕士研究生, 工程师, 主要研究方向为污水处理工艺设计与研发, E-mail: sunqinghua@qdspr.com

* 通信作者, E-mail: wudi@qdspr.com

合是通常的解决方案,即利用其能形成分层分布的生物膜,AOB 在外层好氧区将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,AnAOB 在内层缺氧区将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 转化为氮气以及少量的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,以此达到脱氮目的^[1,2],相关分子生物学的研究也表明了这一设想的可实施性. Helmer 等^[3]通过 AOB 和 AnAOB 菌的特异性探针对 CANON 工艺生物膜内微生物的空间分布进行了 FISH 检测试验,结果表明生长在生物膜表层的微生物以 AOB 为主,而 AnAOB 菌则主要分布于生物膜的内部缺氧层; Neilsen 等^[4]也通过特异性探针对 CANON 工艺中颗粒污泥内微生物的空间分布进行研究,并得到了与上述一致的结论. 虽然传统生物膜工艺或颗粒污泥均能够实现 CANON 的启动,但颗粒污泥工艺的总氮去除负荷大部分在 $1.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 以下^[5-7],且启动时间多数在半年以上^[8,9]. 已有报道的生物膜 CANON 反应器的研究中,采用的填料包括海绵、火山岩^[10]、无纺布、纤维载体^[11]和塑料填料等多种类型. 付昆明等^[12,13]曾采用聚氨酯海绵成功启动 CANON 工艺,但是运行过程中出现了磨损、堵塞和结垢等问题;左早荣^[14]分别以陶粒和聚氨酯海绵作为填料启动 CANON 工艺,也出现了阻塞的问题;李冬等^[15]在 MBR 系统中成功启动了 CANON 工艺,并具有较高的总氮去除负荷,但周期性膜堵塞的问题一直无法解决;海绵、火山岩和无纺布等作为填料都有易阻塞的缺点^[16,17]. 顾澄伟等^[18]采用纤维载体填料,随着生物膜越长越厚,需要及时刮泥,增加运行维护的难度,对系统的稳定运行产生影响. 生物膜 CANON 工艺,从载体在反应器内的流化形态上可以分为固定床(FBBR)和移动床(MBBR). MBBR 相比 FBBR,具有无需反冲洗、稳定性和耐冲击性更强、维护运行简单等诸多优势,更适宜与 CANON 工艺联用.

本研究以青岛某污水厂污泥消化液为连续进水,接种污水厂普通活性污泥,在连续曝气条件下,通过逐步缩短 HRT 的策略,驯化启动 CANON,随后向稳定运行的 CANON 反应器内投加悬浮载体,启动 CANON-MBBR,解决菌种流失的问题. 本研究通过对活性污泥与生物膜两种工艺类型的启动

与运行比较,以期为工程应用提供技术支持.

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验采用 EGSB 装置,反应器由有机玻璃制成,内径为 60 cm,高 265 cm,总体积 700 L,有效体积为 560 L,具体形态如图 1 所示. 反应器由底部进水口进水,上部出水口排水. 反应器底部设置穿孔曝气装置,同时采用转子流量计控制其曝气量. 反应器设有温控装置,温度控制在 $(30\pm3)^\circ\text{C}$ 范围内.

本试验后半段,向反应器内填充悬浮载体,填充率为 30%,在三相分离器之前,增加拦截筛网. 悬浮载体由高密度聚乙烯纯料制成,填料的材质、性能参数等均符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体填料》(CJ/T 461-2014)的规定,填料为扁圆柱体,圆柱为多个小六边形呈蜂窝状排列,侧边沿不同径向伸展许多尾翅,用于增加填料的比表面积,有效比表面积 $\geq 800\text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$,直径约 25 mm,高度约 10 mm,在挂膜前密度为 $0.94\sim 0.97\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

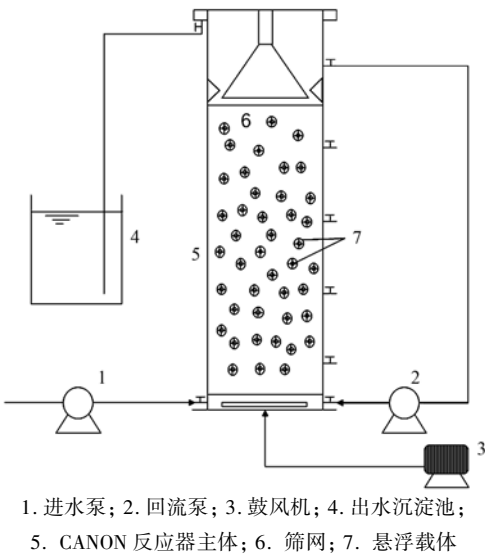


图 1 试验装置示意
Fig. 1 Experimental apparatus

1.2 试验用水及接种污泥

本试验用水为青岛某污水处理厂的污泥消化液,水质状况如表 1 所示.

CANON 反应器接种污水厂普通活性污泥驯化

表 1 污泥消化液水质

Table 1 Quality of reject water

项目	COD/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	氨氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_x/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH	温度/ $^\circ\text{C}$
参数值	150 ~ 350	430 ~ 600	<5	7.8 ~ 8.3	29 ~ 33

启动,接种后系统内污泥浓度在 $7.5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. 向 MBBR 反应器内投加的填料为试验室亚硝化反应器

内的成熟填料,亚硝化累积率大于 95%,氨氧化表面负荷达到 $2.0\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$.

1.3 试验阶段

本试验开始尝试活性污泥法启动 CANON, 系统经历启动阶段(Ⅰ)、负荷提升阶段(Ⅱ)和稳定运行阶段(Ⅲ), TN 去除负荷难以进一步增长; 然后向反应器内投加悬浮载体, 形成 CANON-MBBR, 经历泥膜转换阶段(Ⅳ)、MBBR 负荷提升阶段(Ⅴ)和 MBBR 稳定运行阶段(Ⅵ), TN 容积负荷超过 $1\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 如表 2 所示. 启动阶段(Ⅰ), 向反应器内接种污水厂普通活性污泥, 为防止较高

的游离氨(FA)对系统产生抑制, 将污泥消化液用中水进行稀释后作为进水, 驯化启动 CANON, 过程中逐步减小稀释比例. 负荷提升阶段(Ⅱ)后期, 进水改用完全污泥消化液. 整个试验过程中除出水带来的污泥流失外不主动排泥. 泥膜转换阶段(Ⅳ), 向反应器内投加悬浮载体, 通过调节曝气和进水负荷逐步启动, 启动初始的一个月, 定期进行人工回流污泥, 避免 AnAOB 挂膜前过度流失; 启动成功后, 不再回流污泥.

表 2 试验阶段划分

Table 2 Testing stage

序号	阶段名称	MLSS/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	进水	试验天数/d	进水氨氮质量浓度/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	TN 去除负荷/ $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$
I	启动阶段	5.0~7.5	1:4 稀释污泥消化液	1~130	92.19~125.02	0~0.03
II	负荷提升阶段	4.0~5.0	1:2.33~1:1 稀释污泥消化液	131~220	132.01~547.97	0.01~0.18
III	稳定运行阶段	4.0±0.2	污泥消化液原液	221~300	431.92~556.57	0.19~0.23
IV	泥膜转换阶段	3.0~0.3	污泥消化液原液	301~330	478.30~582.66	0.07~0.17
V	MBBR 负荷提升阶段	<0.3	污泥消化液原液	331~410	483.40~594.30	0.15~1.01
VI	MBBR 稳定运行阶段	<0.3	污泥消化液原液	411~500	517.33~566.78	1.00~1.38

1.4 监测方法

水样分析中 NH_4^+-N 测定采用纳氏试剂分光光度法, NO_2^--N 采用 *N*-(1-萘基)乙二胺分光光度法, NO_3^--N 采用紫外分光光度法, COD 采用快速测定仪, DO、pH、ORP 和水温通过 WTW Multi 3430 便携测定仪测定, 其余水质指标的分析方法均采用国标方法.

1.5 高通量测序与微生物菌群分析

高通量测序通过试剂盒(E. Z. N. A Mag-Bind Soil DNA Kit, OMEGA)提取微生物基因组 DNA, 通过 1% 琼脂糖凝胶电泳检测抽提基因组的完整性, 利用 Qubit3.0 DNA 试剂盒检测基因组 DNA 浓度. PCR 扩增所用引物为 341F/805R. PCR 反应体系包括 DNA 模板(10 ng), 15 μL 2 × *Taq* master Mix, 1 μL 引物 314F(10 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), 1 μL 引物 805R(10 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), 添加超纯水至 30 μL . 共进行两轮 PCR 扩增. 第一轮 PCR 扩增程序如下: 94℃ 预变性 3 min; 5 个循环包含 3 个阶段, 即 94、45 和 65℃ 温度下分别保持 30、20 和 30 s; 20 个循环包含 3 个阶段, 即 94、55 和 72℃ 温度下分别保持 20、20 和 30 s; 72℃ 终延伸 5 min. 第二轮 PCR 扩增程序如下: 95℃ 预变性 3 min; 5 个循环包含 3 个阶段, 即 94、55 和 72℃ 温度下分别保持 20、20 和 30 s; 72℃ 终延伸 5 min. PCR 产物进行琼脂糖电泳, 通过 DNA 胶回收试剂盒(SanPrep)对 PCR 产物进行回收, 利用 Qubit3.0 DNA 检测试剂盒对回收的 DNA 精确定量, 按照 1:1 的等量混合后测序, 等量混合时, 每个样品 DNA 量取 10 ng, 最终上机测序浓度为 20

$\text{pmol}\cdot\text{L}^{-1}$, 通过 Illumina MiSeq 测序平台完成对样品高通量测序.

2 结果与分析

2.1 活性污泥 CANON 启动及运行

在启动阶段(Ⅰ), 图 2 和图 3 所示为系统启动及稳定运行期间系统进出水氮素质量浓度变化情况, 图 4 所示为 CANON 反应器启动及稳定运行期间系统总氮进水负荷(NIL)及总氮去除负荷(NRL)变化情况.

启动阶段(Ⅰ), 反应器在低 DO 环境中运行, 为避免亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)过量增殖, 控制 DO 在 $0.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下. 1~3 d, 采用 SBR 运行, 以避免污泥的过度流失; 第 4 d 开始反应器改为连续流运行, 进水中氨氮质量浓度在 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水平. 通过调节曝气量控制系统内的氨氧化率(AOE), 使亚硝酸盐氮质量浓度维持在 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 避免游离亚硝酸(FNA)对 AnAOB 的抑制作用; 出水中几乎检测不到硝酸盐, TN 去除率(NRE)较低且不稳定. 至 100 d 前后, 系统出水中检测出硝酸盐氮, 硝酸盐氮生成量与氨氮减少量的比值(R_{NaA})逐渐趋向于稳定. 至 130 d, AOE 平均为 60%, NRE 平均为 40%, R_{NaA} 平均为 0.09, 接近理论值 0.11, NRL 达到 $0.03\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 系统初步具备了 CANON 效果.

负荷提升阶段(Ⅱ), 逐步提高系统的进水负荷. 131~179 d, 进水中氨氮质量浓度在 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 系统的 NRL 逐渐增大至 0.05

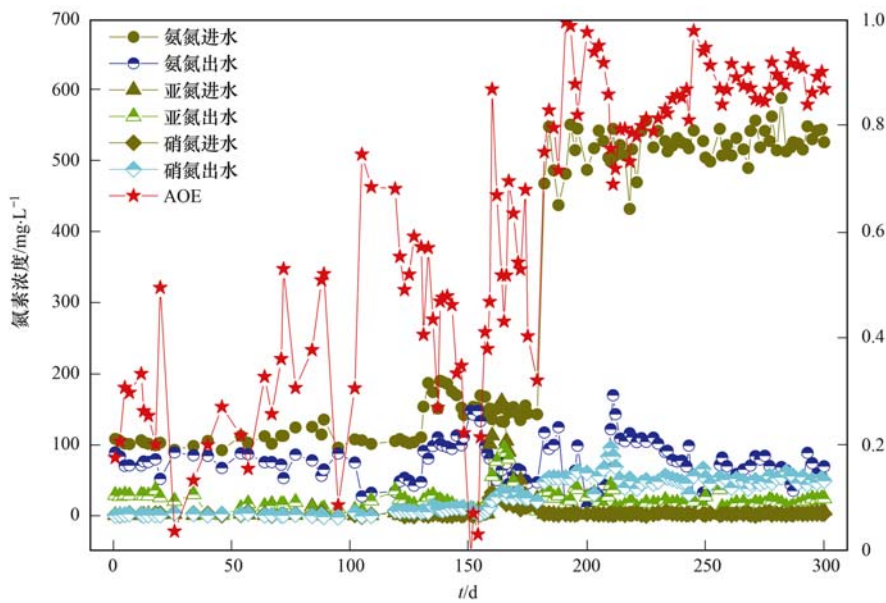


图 2 CANON 系统进出水氮素变化

Fig. 2 Variations of nitrogen concentrations in the CANON reactor

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 系统运行到 145 d 负荷开始下降, 到 150 d 系统的 NRL 降低到 0, 发现系统内污泥沉积导致进出水短流, 于 151 d 系统开启内回流系统, 使系统内污泥完全混合, 解决系统短流问题; 系统的 NRL 逐渐恢复升高, 到 164 d, 恢复至 $0.05 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 到 179 d 系统出水氨氮质量浓度连

续 3 d 稳定在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 180 d 开始, 进一步提升系统的进水负荷, 进水污泥消化液不再稀释, 氨氮质量浓度在 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右; 根据系统的去除负荷和出水水质状况, 控制系统曝气量和进水负荷, 系统的 NRL 逐渐升高至 $0.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

稳定运行阶段(Ⅲ), 此阶段共运行 80 d, 系统的 NRL 基本维持稳定, 平均为 $0.20 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 出水氨氮质量浓度在 $40 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 亚硝酸盐氮质量浓度在 $10 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硝酸盐氮质量浓度在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. AOE 和 NRE 分别为 88% 和 76%, R_{NaA} 平均为 0.10, 接近理论值 0.11. 此时系统出水混合有红色颗粒污泥(如图 5), 颗粒污泥的粒径在 $1 \sim 3 \text{ mm}$ 之间, 呈鲜艳的砖红色.

系统的 TN 去除负荷难以进一步提高, 出现了瓶颈, 且并不存在抑制性因素. 分析原因, 主要在于 AnAOB 为产气菌属, 容易带动 AnAOB 上浮流出

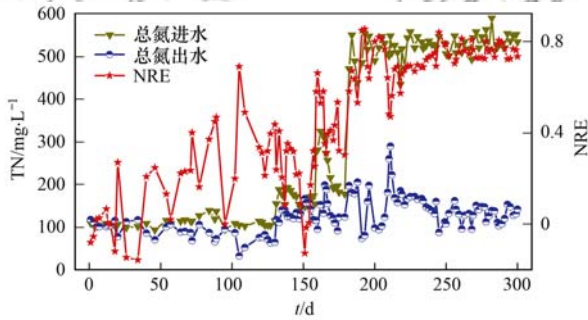


图 3 CANON 系统进出水 TN 变化及 TN 去除率

Fig. 3 Variations of TN concentrations and removal rate in the CANON reactor

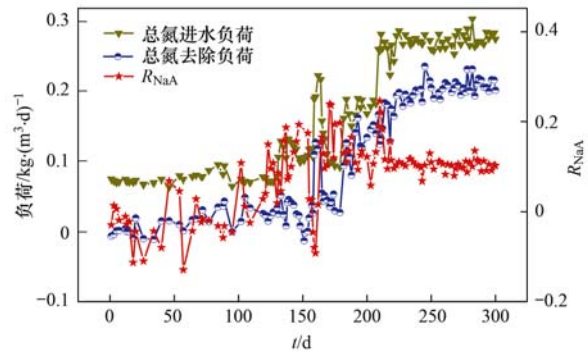


图 4 CANON 系统 TN 进水及去除负荷和 R_{NaA} 变化

Fig. 4 Variations of the total nitrogen removal load and R_{NaA} in the CANON reactor



图 5 CANON 系统出水混合的红色颗粒污泥

Fig. 5 Red granular sludge mixed with the effluent of the CANON reactor

系统, AnAOB 菌群增殖缓慢, 流失严重, 功能菌群难以滞留, 系统难以稳定, 也难以承受更大的进水负荷或水力负荷. 颗粒污泥本质也属于一种生物膜形态的微生物集合, 所以控制颗粒污泥的粒径对于系统处理效果及稳定性至关重要. 考虑 AnAOB 容易挂膜的特性, 自 301 d 起向反应器内投加悬浮载体, 为 AnAOB 富集提供条件, 强化 CANON 过程.

2.2 CANON-MBBR 启动及运行

启动 CANON-MBBR 系统, 连续曝气运行, 进

水依然为污泥消化液, 氨氮质量浓度在 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 亚硝酸盐氮和硝酸盐氮维持在较低的水平, 稳定在 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下. 图 6 所示为 CANON-MBBR 反应器运行期间的进出水氮素变化, 图 7 所示为 CANON-MBBR 反应器运行期间进出水 TN 质量浓度及 NRE 变化, 图 8 所示为 CANON-MBBR 反应器运行期间 NRL 及 R_{NaA} 变化.

泥膜转换阶段(IV), 初始运行时, 检测到系统的 NRL 下降到 $0.07\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 分析原因可能

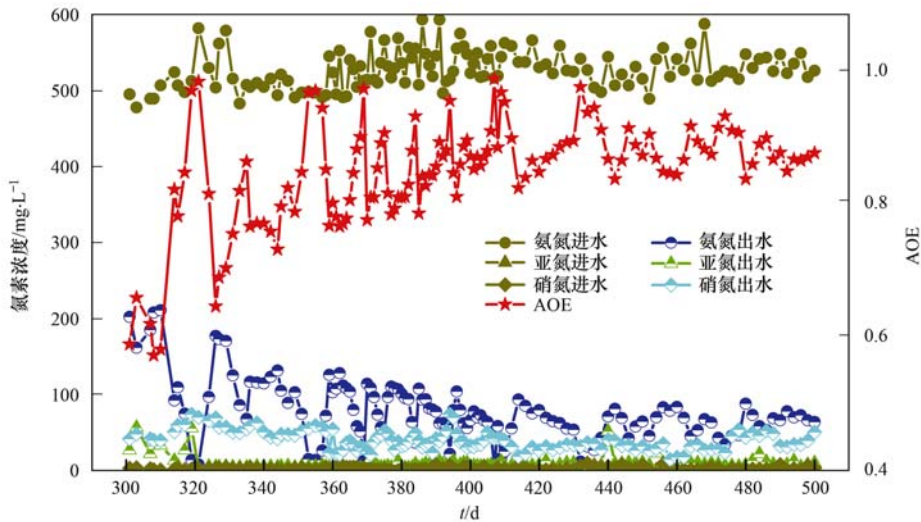


图 6 CANON-MBBR 系统进出水氮素变化
Fig. 6 Variations of nitrogen concentrations in the CANON-MBBR reactor

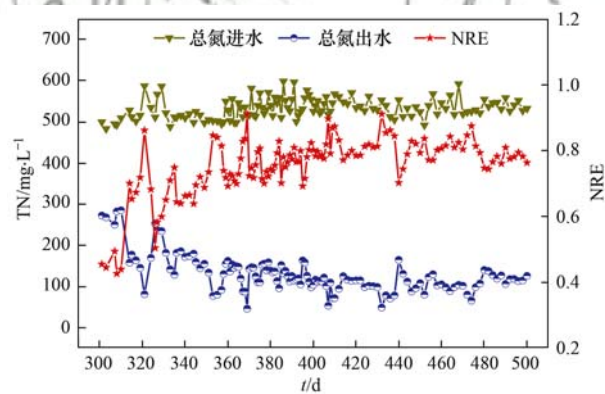


图 7 CANON-MBBR 系统进出水 TN 变化及 TN 去除率
Fig. 7 Variations of TN concentrations and removal rate in the CANON-MBBR reactor

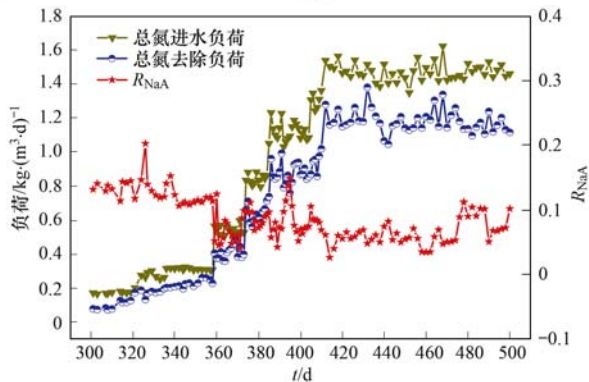


图 8 CANON-MBBR 系统 TN 进水及去除负荷和 R_{NaA} 变化
Fig. 8 Variations of the total nitrogen removal load and R_{NaA} in the CANON-MBBR reactor

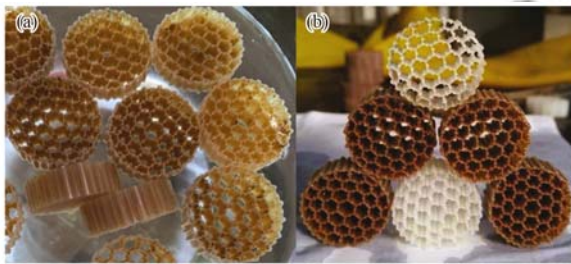
是因为悬浮载体的加入, 原系统内的污泥被填料切割粉碎, 污泥与填料在系统内充分混合, 同时污泥随出水大量流出. 为避免因 AnAOB 菌在挂膜前大量流失导致启动失败, 对系统出水沉淀后污泥进行人工回流. 启动开始第一周的污泥回流频率为每天一次, 第二、三周每两天回流污泥一次, 第四周后每三天回流一次. 至 330 d, 不再进行回流污泥, 此时系统内污泥浓度已 $<0.5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 填料上的生物膜颜色逐渐加深, 呈现淡红色. AOE 和 NRE 分别

为 70% 和 60%, NRL 平均达到 $0.17\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, R_{NaA} 平均为 0.14, 略大于理论值 0.11. 污泥系统成功转换为纯膜系统.

MBBR 负荷提升阶段(V), 331 ~ 410 d, 通过逐步提升进水负荷并增大曝气量的方式, 来提升系统的去除负荷. 运行过程中控制系统内填料处于均匀流化的状态, 以确保生物膜良好的传质传氧. 通过调节进水负荷和曝气强度, 控制出水氨氮质量浓度在 $50\sim150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 避免过低或过高的基质浓度

限制菌体的增殖,系统出水亚硝酸盐氮质量浓度在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,硝酸盐氮质量浓度在 $30 \sim 70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NRL 由 $0.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 逐步增大到 $1.10 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. R_{NaA} 平均为 0.08, 小于理论值 0.11, 说明系统内存在一定程度的反硝化作用.

MBBR 稳定运行阶段(VI), 本阶段共运行 90 d, 系统 NRL 基本维持在 $1.05 \sim 1.38 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 平均为 $1.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 出水氨氮质量浓度在 $50 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水亚硝酸盐氮质量浓度基本维持在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, AOE 和 NRE 平均值分别为 89% 和 79%. R_{NaA} 平均为 0.06, 小于理论值 0.11, 说明系统内存在一定的反硝化作用. 稳定运行时, 系统内填料如图 9(b) 所示. 其中白色填料为挂膜前填料, 红色填料为系统稳定运行时的挂膜填料. 肉眼可见, 生物膜呈现鲜艳的砖红色, 生物膜厚度在 $150 \sim 250 \mu\text{m}$.



(a) 亚硝化填料; (b) CANON-MBBR 系统稳定运行时的挂膜填料

图 9 不同挂膜类型的填料

Fig. 9 Biological carriers with different types of membrane

3 讨论

3.1 总氮去除负荷

从图 4 和图 8 可以看出, CANON 污泥系统和 CANON-MBBR 系统的总氮去除都经历了适应期、增长期和稳定期. CANON 污泥反应器启动成功后, 随着进水负荷的不断提高, 总氮去除负荷不断提高, 在稳定运行期间 NRL 平均为 $0.20 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 最大值为 $0.23 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, NRE 平均值为 76%, 最大值为 81%. 反应器继续运行, 去除负荷难以提高, 主要原因在于系统内污泥流失严重, 难以持留. 故向系统投加悬浮载体, 形成生物膜工艺, 使功能菌附着在悬浮载体的表面, 增强对功能菌的持留, 并增强其活性.

系统投加悬浮载体后, 运行初期并没有改善污泥流失的问题, NRL 仍继续降低, 一方面悬浮载体的加入将贴壁生长的污泥刮下, 另一方面悬浮载体将大型颗粒污泥切割, 致使活性污泥难以沉降, 加速了污泥的流失, 但为微生物的挂膜提供了必要的条件. 通过人工控制污泥回流, 保障了系统内污泥浓度, 也加速了功能菌的挂膜生长, 使系统的 NRL

得以逐步升高, 在稳定运行期间, NRL 平均为 $1.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 是污泥系统的近 6 倍. 测得阶段 III 时系统内的 MLSS 约为 $3900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, MLVSS 约为 $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 系统内合计生物量约为 1.4 kg ; 而阶段 VI 时系统内填料上的 MLSS 约为 $10200 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, MLVSS 约为 $9000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 系统内合计生物量约为 1.5 kg . 说明了通过悬浮载体的加入, 解决了污泥流失的问题, 增强了对 AOB 和 AnAOB 等功能菌体的持留效果, 良好的生物膜分层分布情况, 保证了各功能菌处于适宜的环境, 强化了 TN 的去除.

将 MBBR 启动及负荷增长阶段的 NRL 和培养天数与 $\ln 2$ 之乘积进行拟合 (如图 10), 以反应器负荷的增长速率估算菌体的倍增时间. 曲线拟合 $y = 0.10687 \exp(0.03061x)$, $R^2 = 0.91741$. 按负荷倍增时间推算菌群倍增时间, 计算公式为:

$$T_d = \Delta t \lg 2 / (\lg N_t - \lg N_0)$$

式中, T_d 表示菌群的倍增时间, 单位为 d; Δt 表示选取的任意时间点与初始时间的差值, 单位为 d; N_t 表示菌群增长任意时间点的理论观察值, 单位为 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; N_0 表示菌群增长的理论初始值, 单位为 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

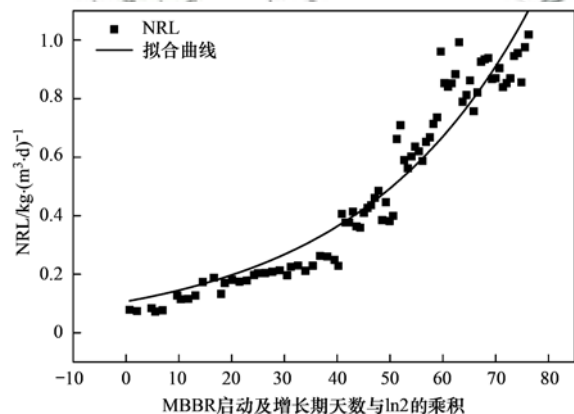


图 10 MBBR 启动及负荷增长阶段负荷增长速率拟合曲线

Fig. 10 Fitted curve of the load growth during the MBBR startup and load-growth phase

经推导后, $T_d = 1/b$ ($b = 0.03061$), 则 MBBR 系统内菌群的倍增时间约为 33 d. 结合指数函数的特性分析, 在 NRL 小于 $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 之前, 数据散落在曲线的下侧, 说明此阶段的倍增时间比 33 d 短; 之后数据多散落在曲线上侧, 说明菌群倍增时间要长于 33 d. 即随着负荷的增长, 系统内菌群的倍增时间逐渐增长. AnAOB 为自养菌, 世代时间较长, 理论上为 11 d^[19], 也有报道是 10 ~ 30 d^[20]. 倍增时间与运行工艺、控制参数等息息相关. 本试验中 MBBR 启动阶段为污泥挂

膜阶段, 污泥的不断流失是推算的倍增时间要长于理论倍增时间的主要原因. 进入负荷增长阶段, 系统转换为纯膜系统, 污泥流失的问题已解决. 此阶段系统出水氨氮质量浓度在 $20 \sim 130 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 亚硝酸盐氮质量浓度在 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, 因此, 菌体增殖不受 FA 和 FNA 的抑制作用. 随着曝气量的不断增大, 系统内 DO 的浓度逐渐升高, 但是系统内亚硝酸盐氮的质量浓度没有随之升高. 因此推测在生物膜不断地动态更新过程中, 世代时间更长的 AnAOB 不断增殖挤占世代时间较短的 AOB 在生物膜上的生态位, 氨氧化速率跟不上 AnAOB 的增长需求, 导致菌群的倍增时间延长, 最终达成 AnAOB 与 AOB 的平衡, 系统的总

氮去除负荷趋向稳定.

对比国内外针对高氨氮废水的研究应用实例, 本试验中填料的填充率为 30%, 按照 MBBR 工艺以膜面负荷计算反应器效率的特点^[21], 在填充率最高为 67% 时^[22], 系统的 TN 去除负荷可以达到 $2.57 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

与不同类型填料的生物膜 CANON 反应器比较 (如表 3), 采用高密度聚乙烯填料的 MBBR 工艺, 具有较高的 TN 去除负荷, 而且不存在海绵、火山岩、无纺布和纤维载体等填料存在的磨损、阻塞和反冲洗等问题. 与 CANON 反应器联合应用, 可以高效持留污泥, 解决污泥流失的问题. 同时运行维护简便, 无需反冲洗, 运行能耗低.

表 3 不同类型填料 CANON 反应器 TN 去除效果对比
Table 3 Comparison of TN removal effects in different packing CANON reactors

填料类型	工艺	填充率/%	处理对象	氨氮浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	去除负荷/ $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$	存在问题	文献
海绵	SBR	75	人工配水	300	1.22	磨损、阻塞	[12]
火山岩	曝气生物滤池	/	人工配水	300	1.10	阻塞	[16]
无纺布	固定床	/	人工配水	100	0.48	阻塞	[17]
纤维载体	固定床	/	人工配水	400	0.90	需定期刮泥	[18]
改性聚乙烯	MBBR	35	人工配水	400	1.20	/	[23]
海绵填料	IFAS	8	污泥消化液	1120.8 ± 129	0.27	/	[24]
高密度聚乙烯	MBBR	30	污泥消化液	430 ~ 600	1.15	/	本研究

3.2 微生物形态与曝气控制

稳定运行期间, CANON 污泥系统内, 主要存在两种状态的微生物, 一种是附着态, 主要是贴池壁生长的生物膜, 呈砖红色, AnAOB 占比较高; 另一种是悬浮态存在的, 呈黄褐色, 其中含有大量的红色颗粒污泥. 由此可见, AnAOB 更容易以附着态或者颗粒污泥的形式存在. 在 MBBR 系统中, 系统内微生物主要以附着态形式存在, 几乎不含悬浮态污泥, 生物膜呈红色. AOB 和 AnAOB 等长泥龄菌群更容易在填料上聚集生长、不易流失; 同时, 系统内填料处于不断运动和碰撞过程中, 进水及曝气带来的水力剪切力和冲刷力使生物膜处于动态更新中, 维持了生物膜的高活性, 是 MBBR 系统 TN 去除负荷高于活性污泥系统的主要原因, 也是 MBBR 耐冲击负荷、去除效果更稳定的直接原因.

图 11 所示为整个运行期间, 反应器内进水量、曝气量及 DO 变化. 有研究表明, AOB 和 NOB 的氧饱和常数分别为 $0.2 \sim 0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.2 \sim 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[25], Strous 等^[26]的研究认为当 DO 浓度为 0.5% ~ 2.0% 空气饱和度时, 厌氧氨氧化菌的活性会被完全抑制. 李冬等^[27]在研究 CANON 反应器的过程中发现, 启动阶段 DO 为 $0.05 \sim 0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的反应器可以稳定运行, 启动成功; 而 DO 为 (2.4

± 0.5) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的反应器, TN 去除率基本为 0. 因此在启动阶段, 控制曝气量, 使系统内 DO 维持在 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. CANON 污泥系统运行期间, DO 一直维持在 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 本研究中 CANON-MBBR 系统, 稳定期 DO 在 $3.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 最大为 $4.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, DO 远高于污泥系统. 类似地, 顾澄伟等^[18]启动运行的纤维载体生物膜 CANON 反应器, 稳定阶段 DO 达到了 $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

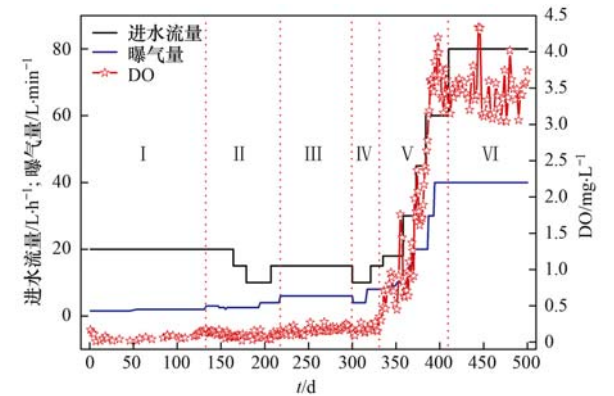


图 11 进水量、曝气量及 DO 变化

Fig. 11 Variations of inflow, gas flow, and DO concentrations

稳定运行期间, CANON 污泥系统的气水比为 24:1, DO 在 $0.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. MBBR 系统的气水比为 30:1, DO 在 $3.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. MBBR 系统所

需曝气量高于污泥系统, 一是因为填料需要较高的曝气量实现均匀流化和生物膜的动态更新, 以便维持生物膜良好的传质传氧状态; 二是生物膜的成层分布特性, 使得膜内外的 DO 梯度明显, 生物膜变厚, DO 的耐受能力越强, 需要更高水平的 DO 来提高氧对生物膜的穿透力. 同时, 生物膜厚度相对增大, 也需要更高的剪切力^[28, 29], 防止生物膜过厚, 故同时要求 DO 和气水比两个指标进行控制. MBBR 形式的 CANON, 由于属于完全生物膜系统, 与传统活性污泥法在控制方法与特点方面差别极大.

3.3 微生物分析

在 301、330、400 和 470 d 取反应器内填料, 进行高通量测序. 重要微生物菌属相对丰度、稳定运行期间悬浮载体上微生物菌属的典型分布分别如图 12 和图 13 所示.

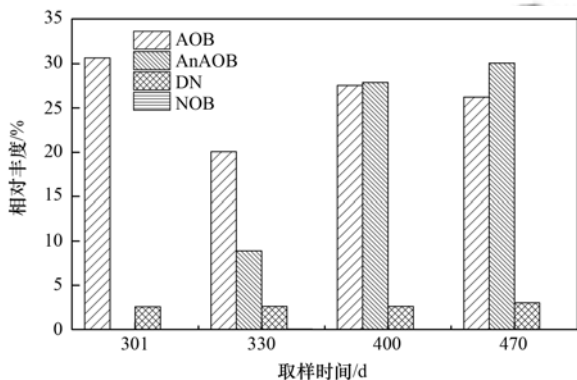


图 12 微生物菌属相对丰度

Fig. 12 Relative abundance distribution at the genus level

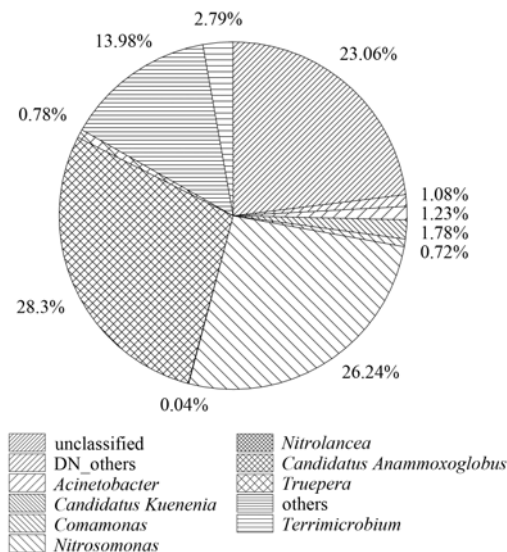


图 13 悬浮载体上微生物的典型分布 (470 d)

Fig. 13 Typical distribution of microorganisms on the suspension carriers (470 d)

在整个微生物群落变化过程中, AOB 的相对丰度表现为先降低再升高后降低的趋势. 先降低

(30.67% ~ 20.06%) 的原因可能是因为 MBBR 启动初期, 为限制亚硝酸盐氮的浓度而限制曝气, 导致 AOB 的生长受到抑制. 再升高是因为随着厌氧氨氧化菌的增殖, 所需亚硝酸盐的量增大, 增大曝气促进 AOB 增殖. 后又降低可能是因为 AnAOB 作为长泥龄菌群更容易挂膜生长, 挤占 AOB 在生物膜上的生态位导致, 同时 AOB 处于生物膜表层的好氧区, 更容易受到水力冲击及碰撞摩擦, 致使 AOB 的相对丰度有所降低. 宏观上系统 TN 去除负荷在阶段 VI 难以继续升高, 主要受限于亚硝酸盐氮不足, 也印证了 AOB 相对丰度降低.

厌氧氨氧化菌的相对丰度整体上呈现上升的趋势, 最大时达到 30.08%. 随着 AnAOB 相对丰度升高, 生物膜开始逐步显现红色并加深, 系统的 TN 去除负荷也逐步升高. 系统内生物膜微生物群落变化的整个过程中, 一直存在有 2% ~ 3% 的反硝化菌群. 是因为污泥消化液中既有反硝化菌所需的有机物及硝酸盐等底物, 生物膜又具有缺氧环境. 同时由于进水中有机物浓度较低 ($\text{COD} < 350 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 限制了反硝化菌的大量增殖. 反硝化菌的存在也体现在了 R_{Na} 的比值上, V、VI 阶段, 均小于理论值 0.11. 亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的相对丰度在 0.02% ~ 0.05%, 含量极少, 这也说明了在整个工艺控制中, 短程硝化效果控制良好.

取稳定运行时 (470 d) 的悬浮载体检测生物膜上的菌群, 相对丰度较大的功能菌属为 *Nitrosomonas* (AOB) 和 *Candidatus Anammoxoglobus* (AnAOB), 相对丰度分别为 26.24% 和 28.30%, *Candidatus Kuenenia* (AnAOB) 的相对丰度为 1.78%. 同时检测到几种反硝化菌, 如 *Acinetobacter* 和 *Comamonas* 等, 相对丰度为 3.01%. 亚硝酸盐氧化菌 *Nitrolancea* 含量极少, 仅为 0.04%, 宏观显示为短程硝化效果良好.

4 结论

(1) 以实际污水厂污泥消化液为进水, 在 EGSB 反应器中接种普通活性污泥并连续曝气条件下, 经过 130 d 出现显著的 CANON 效果, 系统稳定运行时, TN 去除负荷在 $0.20 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 受限于反应器形式难以进一步增长.

(2) 向稳定运行的 CANON 污泥反应器内投加亚硝化挂膜悬浮填料, 经 30 d 微生物系统由悬浮态污泥转换为附着态生物膜, 负荷得以持续增长, 纯膜系统稳定运行时, TN 去除负荷在 $1.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

(3) CANON-MBBR 相比活性污泥系统, 具有更

高更稳定的 TN 去除效率, 并可以通过调节填充率灵活调整系统的脱氮效率。

(4) MBBR 稳定运行期, 悬浮载体上 AOB 和 AnAOB 相对丰度可达 26.24% 和 30.08%, 亚硝酸盐氧化菌极少, 反硝化菌相对丰度在 2% ~ 3%。

参考文献:

- [1] 王亚宜, 黎力, 马骁, 等. 厌氧氨氧化菌的生物特性及 CANON 厌氧氨氧化工艺[J]. 环境科学学报, 2014, **34**(6): 1362-1374.
Wang Y Y, Li L, Ma X, *et al.* Bio-characteristics of anammox bacteria and CANON anammox process [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, **34**(6): 1362-1374.
- [2] Miao L, Wang S Y, Cao T H, *et al.* Optimization of three-stage Anammox system removing nitrogen from landfill leachate [J]. Bioresource Technology, 2015, **185**: 450-455.
- [3] Helmer C, Kunst S, Juretschko S, *et al.* Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system [J]. Water Science and Technology, 1999, **39**(7): 13-21.
- [4] Nielsen M, Bollmann A, Slikers O, *et al.* Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2005, **51**(2): 247-256.
- [5] Daverey A, Su S H, Huang Y T, *et al.* Partial nitrification and anammox process: A method for high strength optoelectronic industrial wastewater treatment [J]. Water Research, 2013, **47**(9): 2929-2937.
- [6] Winkler M K H, Kleerebezem R, Van Loosdrecht M C M. Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures [J]. Water Research, 2012, **46**(1): 136-144.
- [7] Qiao S, Nishiyama T, Fujii T, *et al.* Rapid startup and high rate nitrogen removal from anaerobic sludge digester liquor using a SNAP process [J]. Biodegradation, 2012, **23**(1): 157-164.
- [8] Ali M, Oshiki M, Awata T, *et al.* Physiological characterization of anaerobic ammonium oxidizing bacterium '*Candidatus Jettenia caeni*' [J]. Environmental Microbiology, 2015, **17**(6): 2172-2189.
- [9] Awata T, Oshiki M, Kindaichi T, *et al.* Physiological characterization of an anaerobic ammonium-oxidizing bacterium belonging to the '*Candidatus Scalindua*' group [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2013, **79**(13): 4145-4148.
- [10] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 改性聚乙烯填料 CANON 反应器的启动与运行 [J]. 化工学报, 2014, **65**(11): 4406-4412.
Fu K M, Zhang J, Cao X S, *et al.* Start-up of CANON reactor with modified polyethylene carrier and its performance [J]. CIESC Journal, 2014, **65**(11): 4406-4412.
- [11] 李田, 印雯, 王昕竹, 等. ABR 除碳-CANON 耦合工艺除碳脱氮特性 [J]. 环境科学, 2019, **40**(2): 823-828.
Li T, Yin W, Wang X Z, *et al.* Carbon and nitrogen removal characteristics of ABR decarbonization-CANON coupling process [J]. Environmental Science, 2019, **40**(2): 823-828.
- [12] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 好氧条件下 CANON 工艺的启动研究 [J]. 环境科学, 2009, **30**(6): 1689-1694.
Fu K M, Zhang J, Cao X S, *et al.* Study of CANON process start-up under aerobic conditions [J]. Environmental Science, 2009, **30**(6): 1689-1694.
- [13] 付昆明, 王会芳, 左早荣, 等. 生物膜 CANON 反应器中沉积物影响及其成因分析 [J]. 环境科学, 2015, **36**(8): 2926-2933.
- Fu K M, Wang H F, Zuo Z R, *et al.* Analysis of precipitation formation in biofilm CANON reactor and its effect on nitrogen removal [J]. Environmental Science, 2015, **36**(8): 2926-2933.
- [14] 左早荣. 全程自养脱氮工艺性能优化研究 [D]. 北京: 北京建筑大学, 2014.
Zuo Z R. Full autotrophic denitrification process performance optimization research [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2014.
- [15] 李冬, 何永平, 张肖静, 等. MBR 系统 CANON 工艺的快速启动及微生物种群特征 [J]. 中国环境科学, 2014, **34**(11): 2788-2795.
Li D, He Y P, Zhang X J, *et al.* The fast start-up of CANON process in MBR system and the characterization of microbes [J]. China Environmental Science, 2014, **34**(11): 2788-2795.
- [16] 刘涛, 李冬, 曾辉平, 等. 常温下 CANON 反应器中功能微生物的沿程分布 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2012, **44**(10): 22-27.
Liu T, Li D, Zeng H P, *et al.* Distribution of functional bacteria alone bio-filter of CANON reactor at room temperature [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2012, **44**(10): 22-27.
- [17] Furukawa K, Lieu P K, Tokitoh H, *et al.* Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) and its treatment performances [J]. Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2006, **53**(6): 83-90.
- [18] 顾澄伟, 陈方敏, 李祥, 等. 纤维载体的生物膜 CANON 反应器的启动特性 [J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1272-1277.
Gu C W, Chen F M, Li X, *et al.* Analysis of CANON process start-up with fiber carrier [J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1272-1277.
- [19] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1998, **50**(5): 589-596.
- [20] Van Niftrik L A, Fuerst J A, Sinninghe Damsté J S, *et al.* The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria [J]. FEMS Microbiology Letters, 2004, **233**(1): 7-13.
- [21] 吴迪. 水处理用悬浮载体填料行业标准解读与捌口量设计 [J]. 中国给水排水, 2017, **33**(16): 13-17.
Wu D. Interpretation of high density polyethylene suspended carrier for water treatment and calculation of added amount of suspended carrier [J]. China Water & Wastewater, 2017, **33**(16): 13-17.
- [22] Leaf W R, Boltz J P, McQuarrie J P, *et al.* Overcoming hydraulic limitations of the integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process [J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2011, (11): 5236-5256.
- [23] 付昆明, 李慧, 周厚田, 等. 生物膜 CANON 反应器性能的优化: 从 FBBR 到 MBBR [J]. 环境科学, 2018, **39**(5): 2256-2264.
Fu K M, Li H, Zhou H T, *et al.* Optimization of the nitrogen removal performance on the CANON process in a biofilm reactor: from FBBR to MBBR [J]. Environmental Science, 2018, **39**(5): 2256-2264.
- [24] 杨延栋, 黄京, 韩晓宇, 等. 一体式厌氧氨氧化工艺处理高氨氮污泥消化液的启动 [J]. 中国环境科学, 2015, **35**(4): 1082-1087.
Yang Y D, Hang J, Han X Y, *et al.* Start-up of one-stage partial nitrification/anammox process treating ammonium-rich reject

- water[J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(4): 1082-1087.
- [25] 郭海娟, 马放, 沈耀良. DO 和 pH 值在短程硝化中的作用[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, **7**(1): 37-40, 63.
Guo H J, Ma F, Shen Y L. Effects of DO and pH on nitrosification[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2006, **7**(1): 37-40, 63.
- [26] Strous M, Van Gerven E, Kuenen J G, *et al.* Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) sludge [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, **63**(6): 2446-2448.
- [27] 李冬, 崔少明, 梁瑜海, 等. 溶解氧对序批式全程自养脱氮工艺运行的影响[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(5): 1131-1138.
Li D, Cui S M, Liang Y H, *et al.* The effect of dissolved oxygen on running CANON process in sequencing batch reactor[J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(5): 1131-1138.
- [28] 郑桂林, 张朝升, 曹勇锋, 等. DO 在 SBBR 生物膜中传递及对同步硝化反硝化的影响[J]. *中国给水排水*, 2016, **32**(3): 22-26.
Zheng G L, Zhang C S, Cao Y F, *et al.* Transfer of DO in biofilm and effect of DO on simultaneous nitrification and denitrification in sequencing batch biofilm reactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, **32**(3): 22-26.
- [29] 赵丽敏, 张朝升, 曹勇锋, 等. DO 对 PU 填料系统脱氮功能菌数量的影响[J]. *中国给水排水*, 2017, **33**(3): 1-6.
Zhao L M, Zhang C S, Cao Y F, *et al.* Effect of dissolved oxygen on amount of functional bacteria for nitrogen removal in polyurethane filler system [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, **33**(3): 1-6.

环 境 科 学

CONTENTS

Health Benefit Evaluation for Air Pollution Prevention and Control Action Plan in China	WU Wei-ling, XUE Wen-bo, WANG Yan-li, <i>et al.</i> (2961)
Scenario Simulation Study Constrained by the Ambient Air Quality Standards in Nanjing	XIE Fang-jian, SHI Zhi-hao, LI Jing-yi, <i>et al.</i> (2967)
Characteristics and Source Analysis of Water-Soluble Ions in PM _{2.5} in Zhengzhou	YANG Liu-ming, WANG Shen-bo, HAO Qi, <i>et al.</i> (2977)
Relationship Between Atmospheric Visibility and PM _{2.5} Concentrations and Distributions	WANG Ji-kang, ZHANG Heng-de, GUI Hai-lin, <i>et al.</i> (2985)
Characteristics of VOCs Emitted from the Rubber Tire Manufacturing Industry Based on the Inverse-Dispersion Calculation Method	BAI Hong-xiang, WEI Wei, WANG Ya-ting, <i>et al.</i> (2994)
Stable Carbon Isotope Compositions and Source Apportionments of Volatile Aromatic Compounds in the Urban Atmosphere of Taiyuan, China	LI Ying-hui, YAN Yu-long, LI Zhi-sheng, <i>et al.</i> (3001)
Spectral Distribution and Pollution Characteristics of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Air of an Office Building Clustered Area	WANG Lin, DENG Ya-jia, LIAO Xiao-yong, <i>et al.</i> (3008)
Characterizing Chromophoric Dissolved Organic Matter in Key Lakes in the Middle Reaches of the East Route of the South-North Water Diversion Project	ZHANG Liu-qing, PENG Kai, ZHOU Lei, <i>et al.</i> (3018)
Characteristics of Hydrogen and Oxygen Isotopes in Different Water Bodies in Hilly and Gully Regions of the Loess Plateau	ZHANG He-hui-zi, YU Kun-xia, LI Zhan-bin, <i>et al.</i> (3030)
Analysis of Total Organic Carbon Source Differences Between New and Old Cascade Reservoirs using Carbon and Nitrogen Isotopes	WANG Cong-feng, HU Zi-long, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (3039)
Pollution Sources and the Stratification Effects on Water Quality in Lijiahe Reservoir	XU Jin, HUANG Ting-lin, LI Kai, <i>et al.</i> (3049)
Distribution and Potential Risk of Organochlorine Pesticides in the Soil of a Submerged Area Around Miyun Reservoir	WANG Xia, ZHANG Qing-zhuo, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (3058)
Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Surface Waters of the Yinchuan Wetlands	TIAN Da-nian, DANG Li-hui, DING Run-mei, <i>et al.</i> (3068)
Comparison of the Geochemical Characteristics of Karst Springs of a Vertically Zoned Climate Region under Human Activity: A Case of Shuifang Spring and Bitan Spring in the Jinfo Mountain Area, Chongqing	XIE Guo-wen, YANG Ping-heng, SHENG Ting, <i>et al.</i> (3078)
Groundwater Chemical Characteristics and Analysis of Their Controlling Factors in an Alluvial Fan of Jianjiang River	TANG Jin-ping, ZHANG Qiang, HU Yang, <i>et al.</i> (3089)
Dynamics of Epilithic Algae Communities and Their Relationship with Environmental Factors During Storage and Non-storage Periods in the Three Gorges Reservoir	FU Jun-ke, LIU Li, HE Xin-yu, <i>et al.</i> (3099)
Influence of Rainfall on the <i>in situ</i> Growth of Dominant Algae Species in Xiangxi River	WENG Chuan-song, LIU De-fu, ZHANG Jia-lei, <i>et al.</i> (3108)
Decomposition of <i>Myriophyllum aquaticum</i> and the Associated Release of Nitrogen and Phosphorus	TONG Xiong, LUO Pei, LIU Feng, <i>et al.</i> (3118)
Optimization of the Parameters for Microalgae Immobilization and Analysis of Its Recovery Potential for Ammonia Nitrogen in Wastewater	LIU Xiang, WANG Jing-yao, WU Juan-juan, <i>et al.</i> (3126)
Ammonium Adsorption Characteristics in Aqueous Solution by Titanate Nanotubes	ZHANG Zheng, FENG Chang-sheng, ZHANG Xiao-nui, <i>et al.</i> (3135)
Application of Fenton-like Photocatalysts Based on Defect Reconstruction in Degradation of Dye Wastewater	TANG Qing-wen, AN Xiao-qiang, LAN Hua-chun, <i>et al.</i> (3146)
Degradation of RBK5 with Peroxymonosulfate Efficiently Activated by N-Doped Graphene	YU Yong-bo, HUANG Wan, DONG Zheng-yu, <i>et al.</i> (3154)
Effect of Cu ²⁺ on Denitrification Using NO ₂ ⁻ as an Electron Acceptor	MAI Wen-ke, PENG Yong-zhen, JI Jian-tao (3162)
Start-up and Performance Optimization of a CANON Pilot Reactor	SUN Qing-hua, WU Di, ZHOU Jia-zhong, <i>et al.</i> (3169)
Effects of Aerobic Carbon Sources on Biofilm with Simultaneous Phosphate Removal and Enrichment	XU Lin-jian, PAN Yang, ZHANG Hao, <i>et al.</i> (3179)
Effect of Organic Characteristics on Sludge Settability in an AAO System	LIU Xiao-bo, YUAN Lin-jiang, CHEN Xi, <i>et al.</i> (3186)
Effect of Free Nitrous Acid on the Activity of Nitrifying Bacteria in Different Sludge Concentrations Under Anoxic Conditions	LÜ Xin-tao, ZHOU Tong, TIAN Xia-di, <i>et al.</i> (3195)
Stability of ZVI-dependent Autotrophic Denitrification by ANAMMOX Bacteria	ZHANG Wen-jing, HUANG Yong, BI Zhen, <i>et al.</i> (3201)
Effect of On-line NaClO Backwashing on Microbial Communities in an Inverted A ² O-MBR System	WANG Xu-dong, GAO Miao, WANG Ying-ying, <i>et al.</i> (3208)
Evaluation of Organic Matter Release and Economy for Various Pretreatments of Sewage Sludge	YUAN Yue, TAN Xue-jun, ZHENG She-yu (3216)
Model-based Optimization for the Coordinated Supply of Clear and Reclaimed Water in the Central Districts of Beijing, China	ZHANG Tian-yuan, TAN Qian, WANG Shu-ping (3223)
Occurrence and Removal of N-nitrosamines in the Wastewater Treatment Plants Using Different Treatment Processes	LIU Wang-rong, ZHAO Jiang-liang, YANG Yuan-yuan, <i>et al.</i> (3233)
Occurrence of Tramadol and Fentanyl Use in Domestic Wastewater in Beijing	ZHOU Zi-lei, DU Peng, BAI Ya, <i>et al.</i> (3242)
Pollution Level and Ecological Risk of Typical Antibiotics in Guiyang Wastewater Treatment Plants	YANG Zhao, LI Jiang, ZHANG Sheng-hu, <i>et al.</i> (3249)
Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in Various Livestock Feedlot Soils of the Hilly Purple Soil Region	CHENG Jian-hua, TANG Xiang-yu, LIU Chen (3257)
Effects of Tetracycline on Microbial Communities and Antibiotic Resistance Genes of Vermicompost from Dewatered Sludge	CHEN Jing-yang, XIA Hui, HUANG Kui, <i>et al.</i> (3263)
Fate of Antibiotic Resistance Genes and Virulence Genes in Enterococci During Anaerobic Digestion Process of Thermal Hydrolyzed Sludge	LI Hui-li, PEI Yuan-mei, LI Shan, <i>et al.</i> (3270)
Effect of Co-composting of Chicken Manure with Chinese Medicinal Herbal Residues on Antibiotic Resistance Genes	WU Jin-ping, CHEN Jian-wen, LIU Yong, <i>et al.</i> (3276)
Spatio-temporal Patterns of Microbial Communities and Their Driving Mechanisms in Subalpine Lakes, Ningwu, Shanxi	WANG Xue, LIU Jin-xian, CHAI Bao-feng, <i>et al.</i> (3285)
Community Structure Characteristics of <i>nirS</i> Denitrifying Bacteria of Spring Typical Parkland Waterbodies in Shijiazhuang City	ZHANG Yi-ran, LI Zai-xing, SUN Yue, <i>et al.</i> (3295)
Differential Responses of Rhizospheric <i>nirK</i> - and <i>nirS</i> -type Denitrifier Communities to Different Phosphorus Levels in Paddy Soil	ZHAN Yu, GAO Dan-dan, SHENG Rong, <i>et al.</i> (3304)
Comparison of Soil Bacterial Community Structure Between Paddy Fields and Dry Land in the Huixian Karst Wetland, China	JIA Yuan-hang, JIN Zhen-jiang, YUAN Wu, <i>et al.</i> (3313)
Cd Balance Analysis of a Typical Rice Paddy System in Central Hunan	JIANG Kai, DENG Xiao, ZHOU Hang, <i>et al.</i> (3324)
Effects of an Amendment on Cadmium Transportation in the Rhizosphere Soil-Rice System	LI Yi-chun, WANG Yan-hong, TANG Ming-deng, <i>et al.</i> (3331)
Isolation of Heavy Metal Immobilizing and Plant Growth-Promoting Bacteria and Its Effects on Reducing Heavy Metal Accumulation in Wheat	HAN Hui, WANG Xiao-yu, CAI Hong, <i>et al.</i> (3339)
Differences in the Cadmium-Enrichment Capacity and Subcellular Distribution and Chemical Form of Cadmium in Different Varieties of Pepper	PENG Qiu, LI Tao, XU Wei-hong, <i>et al.</i> (3347)
Effect of Phosphorus Addition on N ₂ O Emissions from Rice-Rapeseed Rotation Soils	SUN Zheng, SU Rong-lin, XU Peng, <i>et al.</i> (3355)
Impact of Land Use Type on the Stability and Organic Carbon Content of Soil Aggregates in the Weibei Dryland	LIU Jie, MA Yan-ting, WANG Xian-ling, <i>et al.</i> (3361)
Vertical Distribution Characteristics of PAHs in Soils with Different Land Use Types During Rapid Urbanization	LU Yin-tao, XIANG Xin-xin, ZHANG Shi-chao, <i>et al.</i> (3369)
Pollution Levels, Sources, and Spatial Distribution of Phthalate Esters in Soils of the West Lake Scenic Area	LIAO Jian, DENG Chao, CHEN Yi, <i>et al.</i> (3378)
Impact of Biochar on Soil Bulk Density and Aggregates of Lou Soil	LI Qian-qian, XU Chen-yang, GENG Zeng-chao, <i>et al.</i> (3388)