

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.2
第40卷 第2期

目次

冬季山谷风和海陆风对京津冀地区大气污染分布的影响	李青春, 李炬, 郑祚芳, 王耀庭, 于淼 (513)
珠三角地区利用 PM _{2.5} 反演气溶胶数浓度谱方法	李菲, 谭浩波, 邓雪娇, 邹宇, 刘礼, 蔡明甫, 张芷言, 周声圳 (525)
广州冬季气溶胶中水溶性有机物和类腐殖质的吸光性和荧光光谱特性	范行军, 余旭芳, 操涛, 王艳, 肖新, 谢越, 李飞跃, 宋建中, 彭平安 (532)
扬州市 PM _{2.5} 中重金属来源及潜在健康风险评估	董世豪, 谢扬, 皇甫延琦, 史旭荣, 易睿, 史国良, 冯银厂 (540)
聊城市冬季 PM _{2.5} 中正构烷烃和糖类的污染特征及来源解析	刘晓迪, 孟静静, 侯战方, 衣雅男, 魏本杰, 伏梦璇 (548)
博斯腾湖流域大气多环芳烃污染特征、干沉降通量及来源	宋世杰, 黄韬, 赵留元, 毛潇萱, 穆熙, 高宏, 马建民 (558)
某集约化肉鸡饲养场 PM _{2.5} 中抗生素抗性基因的分布特征	刘菲, 许霞, 屠博文, 汪楚乔, 江晓栋, 王利平, 薛银刚 (567)
水汽源地和局地蒸发对大气降水氢氧稳定同位素组分的影响	胡勇博, 肖薇, 钱雨妃, 刘强, 谢成玉, 张秀芳, 张文庆, 温学发, 刘寿东, 李旭辉 (573)
滇池大气沉降氮磷形态特征及其入湖负荷贡献	任加国, 贾海斌, 焦立新, 王一茹, 杨苏文, 武倩倩, 高秋生, 崔志丹, 郝子峰 (582)
基于地统计学分析的太湖颗粒态和溶解态氮、磷营养盐时空分布特征及来源分析	吕伟伟, 姚昕, 张保华, 高光, 邵克强 (590)
湖泊蓝藻水华对连通河道水质的影响	余茂蕾, 洪国喜, 许海, 朱广伟, 朱梦圆, 权秋梅 (603)
异龙湖沉积物重金属人为污染与潜在生态风险	李小林, 刘恩峰, 于真真, 张恩楼, 王荣, 沈吉 (614)
珠江河口悬浮物中重金属时空变化特征及其影响因素	杜佳, 王永红, 黄清辉, 戴琦, 杨远东 (625)
北运河粪源微生物分布特征及健康风险评价	陈磊, 李蕾芳, 邱晓沙, 张普, 戴莹, 肖月晨, 沈珍瑶 (633)
氧化还原循环过程中沉积物磷的形态及迁移转化规律	郝文超, 王从锋, 杨正健, 刘德富, 纪道斌, 赵萍, 丹勇, 胡子龙 (640)
磁性赭铁改性膨润土添加对河道底泥磷迁移与形态转化的影响	王艳, 林建伟, 詹艳慧, 张宏华, 张志斌, 何思琪, 赵钰颖, 吴小龙, 俞阳 (649)
钙预处理对磁性赭铁改性膨润土吸附水中磷酸盐的影响	赵钰颖, 林建伟, 张宏华, 张志斌, 詹艳慧, 姜博汇, 何思琪, 俞阳, 吴小龙, 王艳, 陈璐, 李十盛 (658)
NH ₄ ⁺ 对镁改性生物炭除磷效果的影响	郭蒙蒙, 王鹏飞, 侯泽英, 曹晶, 储昭升, 杨永哲 (669)
3 种吸附剂对污水磷污染去除性能与机制比较	吴露, 刘峰, 龙睿, 罗沛, 肖润林, 陈向, 吴金水 (677)
硝酸纤维素膜光降解水中对硝基苯酚的机制	代志峰, 赵同谦, 阴永光, 余加平, 武俐, 邵超, 孙静阳, 罗玉俊 (685)
ZnTiO ₂ -TiO ₂ 复合光催化剂的制备及光催化降解有机污染物机制分析	张文海, 吉庆华, 兰华春, 李静 (693)
高指数晶面 TiO ₂ 对铬的吸附及光催化去除	钟德健, 张建峰, 李尧, 谢晓丹 (701)
Fe ⁰ /海藻酸钙微球还原-Fenton 氧化协同降解酸性红 B	张环, 李爽爽, 魏俊富, 傅敏, 李雪曦, 丁琦, 白蓉 (708)
不同滤料滤池启动期对铁锰离子的去除机制	蔡言安, 毕学军, 张嘉凝, 何静, 董杨, 王海港 (717)
SGO 改性复合纳滤膜的制备及分盐性能	张彦君, 张少峰, 赵长伟, 王军 (724)
一体式铝盐絮体-超滤膜净水效能与机制	薛文静, 李文江, 刘娟, 马百文 (730)
臭氧-CNT 膜改性联用工艺处理高盐废水及膜污染分析	王凯伦, 刘芳, 关羽琪, 祝学东, 董丹, 薛小雷, 马燕林, 栾桂荣, 郭瑾 (738)
多环芳烃及其衍生物在 SBR/MBBR 工艺中的分布与去除	刘淑惠, 周伟君, 周建仁, 赵婧, 王喆 (747)
微气泡曝气生物膜反应器处理低 C/N 比废水脱氮过程	刘春, 王聪聪, 陈晓轩, 张静, 张瑞娜, 张磊 (754)
从枝菌根强化型生态浮床处理煤化工模拟含盐废水	窦文清, 何皓, 宋文萍, 王曙光, 戴东伟 (761)
夏季高温下污水处理厂生物处理系统的硝化性能及强化方法	宋天伟, 盛晓琳, 王家德, 刘锐, 陈吕军 (768)
硝化包埋菌颗粒氨吸附性能及动力学特性	于德爽, 吕廷廷, 陈光辉, 王晓霞, 唐鹏, 黄硕, 刘诚诚, 杜世明 (774)
乙酸钠作为碳源不同污泥源短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性	毕春雪, 于德爽, 杜世明, 王晓霞, 陈光辉, 王钧, 巩秀珍, 都叶奇 (783)
DPR-SNED 系统处理低 C/N 城市污水与硝酸盐废水的运行特性	杜世明, 于德爽, 毕春雪, 王晓霞, 陈光辉, 袁梦飞, 甄建国, 张帆, 吕廷廷 (791)
间歇曝气连续流反应器同步硝化反硝化除磷	赵智超, 黄剑明, 李健, 张为堂, 张力航, 吴雪晴, 陈永志 (799)
ABR-MBR 反硝化除磷工艺的启动及稳定运行	韦佳敏, 蒋志云, 程诚, 朱琳, 刘文如, 沈耀良 (808)
进水 C/N 对 SNEDPR 系统脱氮除磷的影响	都叶奇, 于德爽, 甄建国, 王晓霞, 陈光辉, 唐鹏, 王钧, 毕春雪, 巩秀珍, 黄硕, 刘诚诚 (816)
ABR 除碳-CANON 耦合工艺除碳脱氮特性	李田, 印雯, 王昕竹, 沈耀良, 吴鹏, 宋吟玲 (823)
不同曝气密度对 CANON 工艺启动的影响	李冬, 高雪健, 张杰, 曹正美, 郭跃洲, 李帅 (829)
调控温度和沉降时间实现 ANAMMOX 颗粒快速启动及其稳定运行	李海玲, 李冬, 张杰, 刘博, 李帅 (837)
C/N 和污泥浓度对以 pH 值调控的亚硝化系统影响	张敏, 韦佳敏, 黄慧敏, 姜滢, 郭萌蕾, 陈重军, 沈耀良 (845)
基于活性微生物特征的供水管壁生物膜生长特性	王杨, 朱斌, 童俊, 白晓慧 (853)
黄山土壤细菌群落和酶活性海拔分布特征	姚兰, 胡立煌, 张焕朝, 方炎明, 王良梅 (859)
基于高通量测序分析的生物修复石油污染土壤菌群结构变化	祁燕云, 吴蔓莉, 祝长成, 叶茜琼, 徐会宁 (869)
硝化作用对盐碱湿地 N ₂ O 排放的影响及其环境因子分析	杨曲, 高伟峰, 刘凤琴, 王文锋, 马建华, 徐卓, 梁红, 高大文 (876)
长期定位施用牛粪对夏玉米-冬小麦体系农田 N ₂ O 和 NO 排放的影响	聂皇华, 张家升, 和周明, 安梅, 杨学云, 顾江新 (885)
地膜覆盖和施氮对菜地 N ₂ O 排放的影响	倪雪, 郝庆菊, 陈世杰, 李晓茜, 石孝均, 江长胜 (893)
双季稻品种根际特征与甲烷排放差异及其关系	肖志祥, 傅志强, 徐华勤, 苏姗, 郭昱, 张浪, 唐剑武 (904)
多年施用生物炭对河南烤烟种植区土壤呼吸的影响	李亚森, 丁松爽, 殷全玉, 李佳轶, 周迪, 刘国顺 (915)
桂林毛村不同土地利用方式下土壤呼吸空间变异特征	丁梦凯, 胡晓农, 曹建华, 吴夏, 黄芬, 王奇岗, 闵佳 (924)
工业发达城市土壤重金属时空变异与源解析	李峰, 刘思源, 李艳, 史舟 (934)
膨润土对不同类型农田土壤重金属形态及生物有效性的影响	林海, 靳晓娜, 董颖博, 罗明科, 赵一鸣 (945)
缙云山不同林分下土壤有机碳及矿化特征	陈仕奇, 吕盛, 高明, 黄容 (953)
复杂地形条件下根系对土壤有机碳的贡献	张彦军, 郭胜利 (961)
不同水平外源碳在稻田土壤中转化与分配的微生物响应特征	王季斐, 童瑶瑶, 祝贞科, 陈珊, 邓扬悟, 葛体达, 吴金水 (970)
宝鸡市植被叶子重金属分布规律及生态风险评价	张俊辉, 林青, 姜珊, 刘滨, 李东兴, 王彦虎 (978)
生物炭对污泥堆肥及其利用过程重金属有效态的影响	周楫, 余亚伟, 蒋越, 杨雨滢, 张成 (987)
污泥停留时间对餐厨垃圾与剩余污泥中温厌氧混合发酵系统的影响	袁宏林, 马静, 邢保山, 温俊伟, 韩宇乐, 李倩, 王晓昌 (994)
热碱-分步酶水解-厌氧消化工艺处理秸秆畜禽粪混合物料及其甲烷高值化条件	卞爱琴, 远野, 张璐璐, 付强, 陈天明, 何磊, 丁成, 王爱杰 (1003)

乙酸钠作为碳源不同污泥源短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性

毕春雪, 于德爽, 杜世明, 王晓霞*, 陈光辉, 王钧, 巩秀珍, 都叶奇

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 为探究乙酸钠作为碳源时, 不同污泥源外源短程反硝化过程中亚硝酸盐积累特性, 采用1号和2号SBR分别接种某污水处理厂二沉池和同步硝化反硝化除磷系统剩余污泥, 通过合理控制初始硝酸盐浓度和缺氧时间, 实现了短程反硝化的启动, 并考察了其在不同初始COD和 NO_3^- -N浓度条件下的碳、氮去除特性. 试验结果表明: 以乙酸钠为碳源, 1号和2号SBR可分别在21 d和20 d实现短程反硝化的成功启动, 且其 NO_2^- -N积累量和亚硝酸盐积累率(NAR)均维持在较高水平, 分别为 $12.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、79.76%和 $13.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、87.60%. 当2号SBR初始 NO_3^- -N浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 且初始COD浓度由 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统实现最高 NO_2^- -N积累时间可由160 min逐渐缩短至6 min, 同时 NO_3^- -N比反硝化速率(以VSS计)由 $3.84 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 增加至 $7.35 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 初始COD浓度的提高有利于实现短程反硝化过程 NO_2^- -N积累. 2号SBR初始COD浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 当初始 NO_3^- -N浓度由 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加至 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统NAR均维持在90%以上, 最高可达100% (NO_3^- -N初始浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 当初始 NO_3^- -N浓度 $\geq 35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统COD不足导致 NO_3^- -N不能被完全还原为 NO_2^- -N. 此外, 在不同初始COD浓度(80、100、 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和 NO_3^- -N浓度(20、25、30、 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)条件下, 2号SBR的脱氮除碳和短程反硝化性能均优于1号SBR.

关键词: 短程反硝化; 乙酸钠; 污泥源; 亚硝酸盐积累; 脱氮除碳

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)02-0783-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201806166

Nitrite Accumulation Characteristics of Partial Denitrification in Different Sludge Sources Using Sodium Acetate as Carbon Source

BI Chun-xue, YU De-shuang, DU Shi-ming, WANG Xiao-xia*, CHEN Guang-hui, WANG Jun, GONG Xiu-zhen, DU Ye-qi

(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: In order to explore the characteristics of nitrite accumulation during the operational period of partial denitrification in different sludge sources using sodium acetate as a carbon source, No. 1 SBR and No. 2 SBR were used to inoculate with surplus sludge taken separately from a secondary sedimentation tank of a sewage treatment plant and simultaneous nitrification and denitrifying phosphorus removal system. By reasonably controlling the initial nitrate concentration and anoxic time, partial denitrification was realized. The carbon and nitrogen removal characteristics under different initial COD and NO_3^- -N concentrations were investigated. The results showed that, using sodium acetate as the carbon source, the partial denitrification process in No. 1 SBR and No. 2 SBR sludge successfully began in 21 d and 20 d, respectively. The accumulation of NO_2^- -N and nitrite accumulation rate (NAR) in reactors were maintained at high levels ($12.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 79.76% and $13.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 87.60%, respectively). When the initial NO_3^- -N concentration of No. 2 SBR was $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and the initial COD concentration increased from $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the operation time for achieving the highest NO_2^- -N accumulation in the system was shortened from 160 min to 6 min. The NO_3^- -N ratio of the denitrification rate (in VSS) increased from $3.84 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ to $7.35 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$. Increased initial COD concentration was beneficial to the accumulation of NO_2^- -N during partial denitrification. When the initial COD concentration of No. 2 SBR was $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and the initial NO_3^- -N concentration increased from $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NAR was maintained above 90% and up to 100% (the initial NO_3^- -N concentration was $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). When the initial NO_3^- -N concentration was $\geq 35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, insufficient COD caused NO_3^- -N to be completely reduced to NO_2^- -N. Under different initial COD concentrations (80, 100, or $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and different initial NO_3^- -N concentrations (20, 25, 30, or $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), the nitrogen and carbon removal and partial denitrification performance of the No. 2 SBR was better than that of No. 1 SBR.

Key words: partial denitrification; sodium acetate; sludge source; nitrite accumulate; nitrogen and carbon removal

目前污水处理主要采用传统的活性污泥生物处理工艺, 其中深度生物脱氮是污水处理的难点^[1]. 反硝化过程是按照 NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N $\rightarrow$ NO $\rightarrow$ N $_2$ O $\rightarrow$ N $_2$ 的过程进行的, 该过程中会出现亚硝酸盐的积累现象, 这就为 NO_2^- -N的高效积累提供了可能^[2,3].

收稿日期: 2018-06-20; 修订日期: 2018-07-28

基金项目: 国家自然科学基金项目(51478229, 51708311); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BEE002); 中国博士后科学基金项目(2017M612209)

作者简介: 毕春雪(1994~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: B_bichunxue@163.com

* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

近年来,硝酸盐转化为亚硝酸盐的短程反硝化过程引起了人们的广泛关注. Waki 等^[4]和 Gong 等^[5]的研究表明短程反硝化过程可为厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 过程提供电子供体 NO_2^- -N. Kalyuzhnyi 等^[6]提出一种新的脱氮工艺,即反硝化氨氧化 (denitrifying ammonium oxidation, DEAMOX),其可在单一反应器实现 ANAMMOX 和反硝化反应的同时进行,且 ANAMMOX 反应的电子供体来自于反硝化过程产生的 NO_2^- -N. 因此,反硝化过程 NO_2^- -N 的累积浓度就与厌氧氨氧化过程总氮去除率息息相关. 近来, Cao 等^[7]论证了反硝化氨氧化工艺除氮的可行性;牛萌等^[8]和 Cao 等^[9]证明了短程反硝化过程中 NO_2^- -N 积累率能稳定达 80% 以上; Du 等^[10, 11]和 Cao 等^[12]已经成功实现了短程反硝化与 ANAMMOX 的耦合,并将其用于处理含有过量硝酸盐的污水. 此外,有关外源短程反硝化 NO_2^- -N 积累影响因素^[13~15]的研究也有报道. 但不同污泥源条件下,尤其是同步硝化反硝化除磷 (DPR-SNED) 剩余污泥作为污泥源条件下,短程反硝化过程中碳、氮去除特性研究及进水基质浓度影响因素研究还未见报道. 相关研究仅围绕 A^2O -BAF 工艺、 A/O 工艺和改良 UCT 分段进水工艺剩余污泥^[16]作为污泥源条件下,短程反硝化启动过程中碳、氮去除特性的分析.

乙酸钠价格低廉,易获取,是小分子碳源物质,更容易被反硝化菌利用,且反应过程不会产生副产物. 相关研究表明投加乙酸钠后硝酸盐的去除可以立即获得响应^[17]. 考虑到短程反硝化工艺可与厌氧氨氧化工艺耦合用于处理城市生活污水,且生活污水成分较为复杂,主要含有易生物降解的有机物(如乙酸,丙酸等)和难以降解的有机物(如多糖和蛋白质),其会影响短程反硝化过程碳源的消耗^[18, 19]. 因此,本研究采用单一碳源(乙酸钠)作为外碳源,同时采用 1 号和 2 号 SBR 分别接种某污水处理厂二沉池和同步硝化反硝化除磷系统的剩余污泥,通过合理控制初始硝酸盐浓度和缺氧时间,以实现短程反硝化的启动. 此外,采用 10 组批次试验分别考察不同初始 COD 和 NO_3^- -N 浓度条件下两组 SBR 短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性,以期短程反硝化的快速启动及其与厌氧氨氧化耦合工艺在实际城市污水与含硝酸盐废水中的应用提供技术支持^[20, 21].

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行工序

本试验所用装置为 2 个有效容积为 4 L 的序批

式反应器(SBR),采用有机玻璃制成,为敞口反应器. 反应器采用密封设置保证厌氧状态. 反应器底部配有磁力搅拌装置,转速为 $300 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$. SBR 在缺氧条件下运行,有效容积为 4 L,每天运行 4~5 个周期,每周进水 2 L,排水比 50%. 启动阶段 SBR 运行工序:缺氧搅拌 120 min (包括进水 5 min),沉淀 10 min,排水 5 min;启动成功后 SBR 运行工序:缺氧搅拌 100~120 min (包括进水 5 min),沉淀 10 min,排水 5 min. 此外,反应器整个运行过程中,污泥浓度 (MLSS) 维持 $(2500 \pm 200) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.2 试验接种污泥与试验用水

1 号 SBR 接种青岛某污水处理厂二沉池的剩余污泥,2 号 SBR 接种本实验室长期运行 110 d 的反硝化除磷耦合同步硝化内源反硝化系统 (DPR-SNED) SBR 试验装置的剩余污泥,接种后两组反应器污泥浓度均为 $2800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右.

试验用水采用人工配水,主要成分为 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$): KH_2PO_4 11, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 3, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 6, NO_3^- -N 和 COD 由 NaNO_3 和乙酸钠按需提供. 微量元素 ($1 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$): $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $1.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $0.03 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $0.12 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0.06 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $0.12 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, KI $0.18 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, H_3BO_3 $0.15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, EDTA $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.3 试验方法

为探究不同初始 COD 浓度对两种污泥源短程反硝化过程中的碳、氮去除特性,设置 5 组初始 COD 浓度梯度进行批次试验. 控制 1 号和 2 号 SBR 内初始 NO_3^- -N 浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,通过投加不同质量的乙酸钠,使两组反应器初始 COD 浓度分别为 60、80、100、120 和 $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在探究不同初始 NO_3^- -N 浓度对两种污泥源短程反硝化过程中的碳、氮去除特性的试验过程中,设置 5 组初始 NO_3^- -N 浓度梯度进行批次试验. 该试验过程中,控制 1 号和 2 号 SBR 初始 COD 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,通过投加不同体积的 NO_3^- -N 母液 ($5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$),使两组 SBR 在各试验阶段初始 NO_3^- -N 浓度分别为 20、25、30、35 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 此外,批次试验在室温下进行,每隔 3~10 min 取混合液样品测定 COD、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度变化.

1.4 亚硝酸盐积累率

NO_2^- -N 积累率 (NAR) 是指在反应时间内系统增加的 NO_2^- -N 浓度与系统减少的 NO_3^- -N 浓度的比值 (%)^[22],其计算方法见式(1):

$$\text{NAR}(\%) = \frac{\rho(\text{NO}_{2t}^-) - \rho(\text{NO}_{20}^-)}{\rho(\text{NO}_{30}^-) - \rho(\text{NO}_{3t}^-)} \quad (1)$$

式中, $\rho(\text{NO}_{20}^-)$ 为反应开始 ($t=0$) 时 NO_2^- -N 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NO}_{2t}^-)$ 为 t 时刻 NO_2^- -N 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NO}_{30}^-)$ 为反应开始 ($t=0$) 时 NO_3^- -N 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NO}_{3t}^-)$ 为 t 时刻 NO_3^- -N 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.5 测定项目与方法

水样经中速滤纸 (15 ~ 20 μm) 过滤后, 采用 N -(1-萘基)乙二胺分光光度法测定 NO_2^- -N; 采用麝香草酚分光光度法测定 NO_3^- -N; 采用联华 5B-3A 型 COD 快速测定仪测定 COD; 采用重量法测定 MLSS^[23]; SV 是活性污泥在 100 mL 的量筒内静置 30 min 测得; SVI 值根据 SV 和 MLSS 进行计算所得^[24].

2 结果与讨论

2.1 不同污泥源短程反硝化启动过程碳、氮去除特性

1 号 SBR 运行过程中, 根据系统脱氮除碳性能和 NO_2^- -N 的积累情况, 将整个过程分为 3 个阶段. 其中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况见图 1(a). 从中可知, 1 号 SBR 进水后初始 NO_3^- -N 浓度平均为 $18.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 初始 COD 浓度平均为 $81.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在阶段 1 (1 ~ 9 d), 系统出水 NO_3^- -N 和 COD 浓度平均为 $3.63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $36.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 NO_2^- -N 积累量和 NAR 分别平均仅为 $2.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 18.88%. 可见, 系统反硝化性能良好, 但短程反硝化性能较差. 分析其原因可能在于碳源较为充足 (COD/ NO_3^- -N 为 3.00, 大于全程反硝化脱氮过程理论值 2.86), NO_3^- -N 在反硝化菌的作用下被还原成氮气, 不能实现 NO_2^- -N 积累. 在阶段 2 (10 ~ 21 d), 当缺氧时间由阶段 1 的 180 min 缩短至 120 min 后, 系统出水 NO_3^- -N 浓度有所波动, 但

总体呈下降趋势; NO_2^- -N 的积累量和 NAR 分别由第 9 d 的 $2.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 24.34% 逐渐升高到第 21 d 的 $11.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 67.80%, 与阶段 1 相比系统亚硝积累性能得到显著提高. 在阶段 3 (22 ~ 31 d), 当缺氧时间保持在 120 min 时, 系统 COD 和 NO_3^- -N 去除特性得以稳定维持. 在该阶段, 出水 NO_3^- -N 浓度平均为 $2.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 且系统 NO_2^- -N 积累量和 NAR 均维持在较高水平, 其最高值分别是 $12.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 79.76%; 出水 COD 浓度平均为 $36.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 去除率维持在 55.74% ~ 65.49%. 说明 1 号 SBR 已具备短程反硝化性能, 能同时实现 NO_2^- -N 积累和 COD 去除.

2 号 SBR 运行过程中, 根据系统脱氮除碳性能和 NO_2^- -N 的积累情况, 也可将整个过程分为 3 个阶段, 其中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况见图 1(b). 由此可知, 2 号 SBR 进水后初始 NO_3^- -N 浓度平均为 $18.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 初始 COD 浓度平均为 $82.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在阶段 1 (1 ~ 9 d) 的 1 ~ 4 d 系统出水 NO_3^- -N 浓度由 $9.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 $1.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并在此后的 5 ~ 9 d 里基本稳定, 平均为 $2.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 COD 浓度平均为 $32.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 在此期间 NO_2^- -N 积累量和 NAR 分别平均为 $3.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 23.93%. 可见 2 号 SBR 在此阶段短程反硝化性能也较差. 在阶段 2 (10 ~ 20 d), 当缺氧时间由阶段 1 的 180 min 缩短至 120 min 后, 短程反硝化性能增强, 系统出水 NO_3^- -N 浓度有小幅度的升高, 出水 COD 浓度波动不大, NO_2^- -N 的积累量和 NAR 分别由第 10 d 的 $3.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 29.89% 逐渐升高到第 20 d 的 $13.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 81.12%. 在阶段 3 (21 ~ 31 d), 当缺氧时间保持在 120 min 时, 系统 COD 和 NO_3^- -N 去除特性得以稳定维持, 短程反硝化性能趋于稳定. 在该阶段, 出水 NO_3^- -N 浓度有所下降, 平均为 $2.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 系统 NO_2^- -N 积累

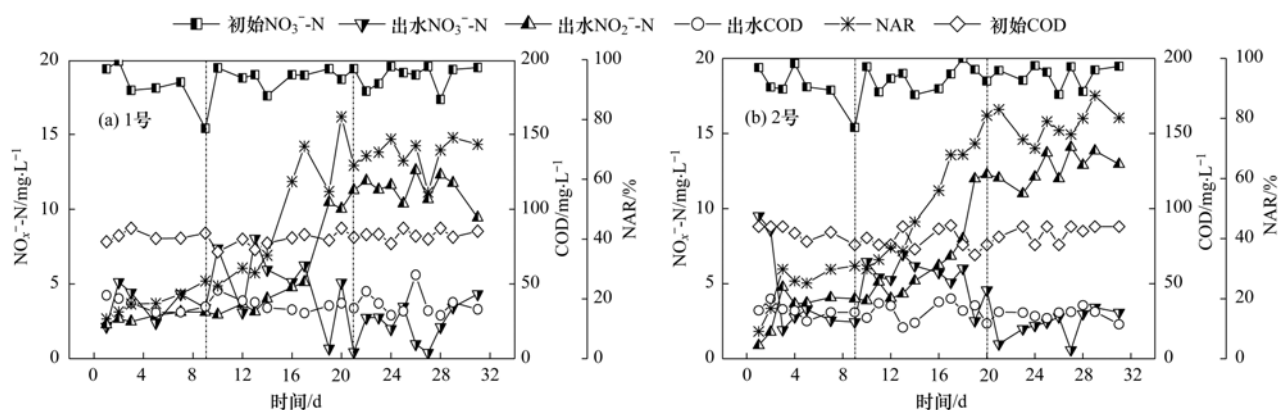


图1 1号SBR、2号SBR运行过程中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD浓度和NAR变化情况

Fig. 1 Changes in NO_3^- -N, NO_2^- -N, COD concentrations and NAR during the operational period of No. 1 SBR and No. 2 SBR

量和 NAR 均维持在较高水平, 其最高值分别是 $13.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 87.60% . 说明在该阶段 2 号 SBR 也实现了短程反硝化的成功启动.

2.2 不同初始 COD 浓度对 2 号 SBR 短程反硝化过程 NO_2^- -N 积累特性

图 2 是 2 号 SBR 在初始 COD 浓度分别为 60、80、100、120 和 140 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下运行过程中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况. 从中可知, 当初始 COD 浓度为 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 在 0 ~ 40 min, 系统 COD 和 NO_3^- -N 浓度分别迅速下降至 $8.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $39.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_2^- -N 浓度在约 40 min 时升高至 $6.64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 该时间段内系统中 NO_3^- -N 和 COD 比较充足, NO_3^- -N 迅速可转化为 NO_2^- -N^[25,26], 表现为 NO_2^- -N 浓度的快速上升. 在随后的 40 ~ 180 min 内, NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度的变化较为平缓, NO_2^- -N 在 160 min 浓度达到最大值 ($9.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). 此外, 在 40 ~ 140 min 时, 系统 NAR 稳定保持在 70% 以上, 并在约 100 min 时达到最大值 (75.78%).

当初始 COD 浓度为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, COD 浓度在 0 ~ 60 min 由 $98.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 迅速下降至 $46.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 并在随后的 60 ~ 120 min 缓慢下降至 $33.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 期间伴随着系统 NO_3^- -N 浓度的降低、 NO_2^- -N 浓度和 NAR 的升高. NAR 在 120 min 时达最大值, 为 83.06% . 说明提高初始 COD 浓度可提高 NO_3^- -N 比反硝化速率, 有助于实现短程反硝化.

此外, 当初始 COD 浓度为 100、120 和 $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况基本相似. 不同的是, 不同初始 COD 浓度条件下, 系统分别在 10、8 和 6 min 时实现了最大 NO_2^- -N 积累 (15.97 、 15.69 和 $13.90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), NAR 分别为 92.17% 、 93.07% 和 87.98% . 另外, 值得注意的是各反应末期 COD 浓度均出现小幅升高的现象, 这可能是由于反硝化菌自身细胞的分解所致^[27]. 因此, 合理控制缺氧反应时间和初始 COD 浓度对短程反硝化的实现是尤为重要的.

2.3 不同初始 NO_3^- -N 浓度对 2 号 SBR 短程反硝化 NO_2^- -N 积累特性

图 3 是 2 号 SBR 在初始 NO_3^- -N 浓度分别为 20、25、30、35 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下运行过程中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况. 从中可知, 当初始 NO_3^- -N 浓度为 20、25 和 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 COD 浓度和 NAR 变化情况基本相似, 表现为 COD 和 NO_3^- -N 浓度逐渐降低, 但

NO_2^- -N 浓度和 NAR 先升高后逐渐降低. 当初始

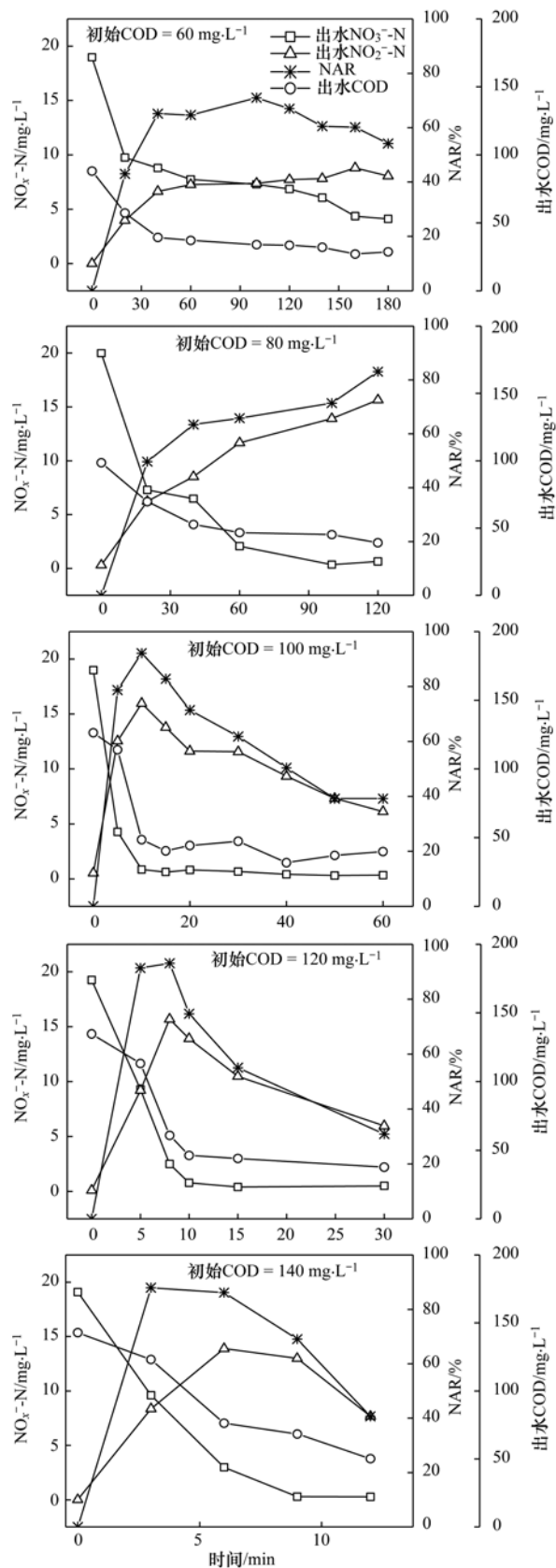


图 2 不同初始 COD 浓度条件下 2 号 SBR 运行过程中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况

Fig. 2 Changes in NO_3^- -N, NO_2^- -N, COD concentrations and NAR during the operational period of No. 2 SBR under different initial COD concentrations conditions

NO_3^- -N浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 在 $0 \sim 10 \text{ min}$, 系统 COD 和 NO_3^- -N 浓度分别下降至 $44.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_2^- -N 浓度升高至 $15.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NAR 升高至最大值 92.17%。说明短程反硝化 NO_2^- -N 积累过程基本完成。

当初始 NO_3^- -N 浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_2^- -N 积累过程分别在 $0 \sim 15 \text{ min}$ 和 $0 \sim 40 \text{ min}$ 完成。不同的是当初始 NO_3^- -N 浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NAR 在 10 min 时达最大值, 为 99.99%; 而当初始 NO_3^- -N 浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NAR 在 $0 \sim 40 \text{ min}$ 内均稳定维持在 90% 以上。当初始 NO_3^- -N 浓度为 $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 2 号 SBR 内 COD 和 NO_3^- -N 浓度逐渐降低, 但 NO_2^- -N 浓度和 NAR 先升高后趋于稳定。分析其原因可能在于反应前期 ($25 \sim 30 \text{ min}$), 硝酸盐还原菌可利用的底物和碳源充足, 使得 NO_2^- -N 浓度分别迅速增加至 $21.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (初始 NO_3^- -N 浓度为 $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 $21.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (初始 NO_3^- -N 浓度为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 而在反应后期 ($25 \sim 150 \text{ min}$ 和 $30 \sim 180 \text{ min}$), 由于碳源不足, 使得 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度均稳定维持^[28]。

此外, 需要注意的是当初始 NO_3^- -N 浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 与其为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时相比, 可快速实现 NO_2^- -N 积累。这可能是由于硝酸盐底物浓度升高, 硝酸盐还原酶 (NaR) 能结合的电子受体增加, 能被基质分子占用的活性位置增加^[29], 使得 NO_3^- -N 比反硝化速率升高。

2.4 两种污泥源 1 号 SBR、2 号 SBR 短程反硝化过程碳、氮去除特性对比研究

2.4.1 1 号 SBR、2 号 SBR 运行过程中短程反硝化特性参数对比研究

1 号和 2 号 SBR 在初始 NO_3^- -N 浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 不同初始 COD 浓度条件下短程反硝化过程中的比 NO_3^- -N 的还原速率、比 NO_2^- -N 的积累速率 (以 VSS 计, 下同) 见图 4(a)。由此可知, 当初始 COD 浓度由 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 2 组 SBR 比 NO_2^- -N 积累速率均逐渐增加, 并在初始 COD 浓度为 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时分别达到其最大值, 分别为 $100.40 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $117.68 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 。不同的是, 随着初始 COD 浓度的升高, 1 号 SBR 比 NO_3^- -N 还原速率先升高后降低, 其在初始 COD 浓度为 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达最大 [$125.55 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$]; 而 2 号 SBR 比 NO_3^- -N 还原速率则逐渐增加, 由 $6.29 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 升高至 $132.38 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 。此外, 不同初始 COD 浓度条件下, 2 号 SBR 比 NO_3^- -N 还原速率和比 NO_2^- -N 积累速率均高于 1 号 SBR, 即接种

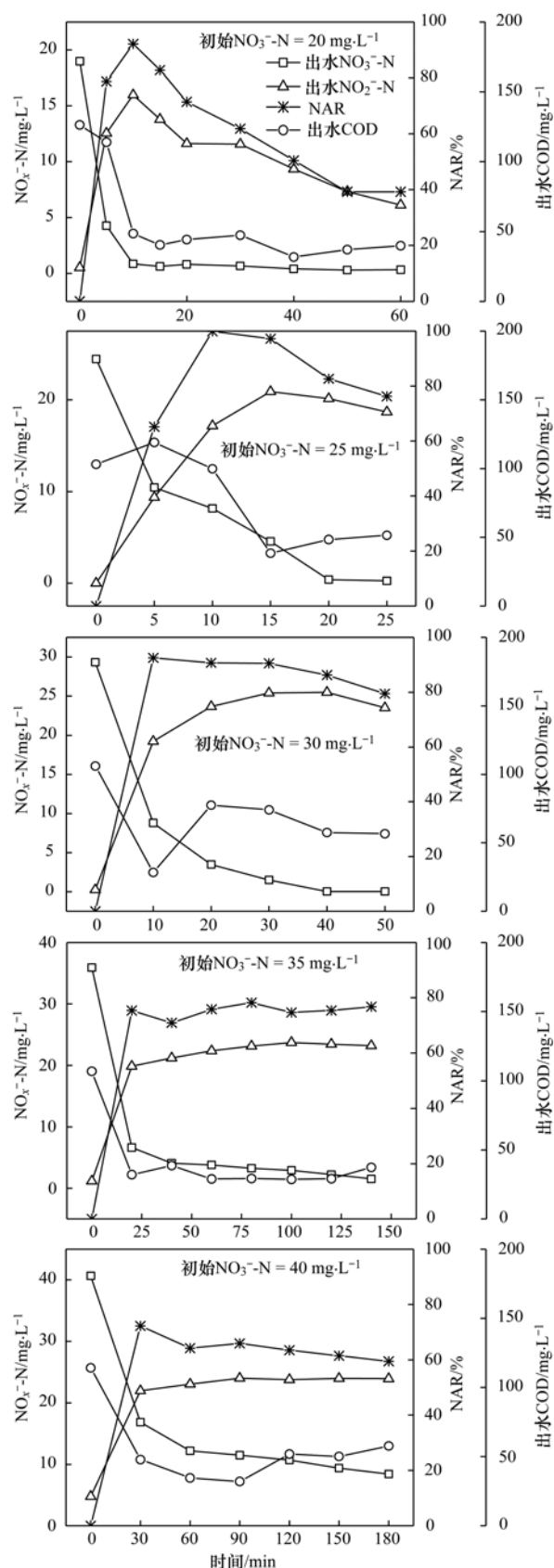


图3 不同初始 NO_3^- -N 浓度条件下 2 号 SBR 运行过程中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 NAR 变化情况

Fig. 3 Changes in NO_3^- -N, NO_2^- -N, COD concentrations and NAR during the operational period of No. 2 SBR under different initial NO_3^- -N concentration conditions

同步硝化反硝化除磷系统剩余污泥较污水处理厂剩余污泥更有利于快速实现短程反硝化过程。

1 号和 2 号 SBR 在 COD 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 不同初始 NO_3^- -N 浓度条件下短程反硝化过程中的比 NO_3^- -N 的还原速率、比 NO_2^- -N 的积累速率见图 4 (b). 由此可知, 当初始 NO_3^- -N 浓度由 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 2 组 SBR 比 NO_3^- -N 还原速率和比 NO_2^- -N 积累速率均呈现逐渐降低的趋势. 1 号

SBR 的比 NO_3^- -N 还原速率、比 NO_2^- -N 积累速率分别由 $77.32 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $59.88 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 下降至 $13.65 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $9.5 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 2 号 SBR 的比 NO_3^- -N 还原速率、比 NO_2^- -N 积累速率分别由 $108.84 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $100.32 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 下降至 $12.50 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $9.59 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$. 因此, 在实际运行过程中, 需合理调控短程反硝化系统的初始 COD 和 NO_3^- -N 浓度以实现 NO_2^- -N 的有效累积。

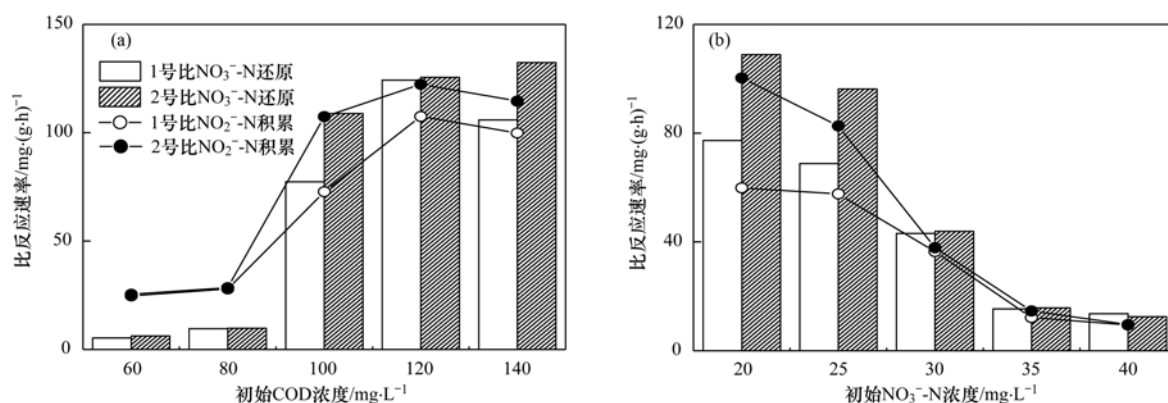


图 4 1 号和 2 号 SBR 运行过程中短程反硝化特性参数

Fig. 4 Parameters of partial denitrification during the operational period of No. 1 SBR and No. 2 SBR

2.4.2 1 号 SBR、2 号 SBR 短程反硝化过程碳、氮去除特性对比研究

1 号和 2 号 SBR 在不同初始 COD 浓度条件下短程反硝化过程中碳、氮去除特性和 $\text{NAR}_{\max}$ 变化情况见图 5 (a). 从中可知, 当初始 COD 浓度由 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 2 组 SBR 的 COD 去除率均逐渐降低, NO_3^- -N 去除率均呈现先升高后降低的趋势. 当初始 COD 浓度为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 2 组 SBR 氮去除率分别达最高, 为 94.02% 和 96.75%; 之后, 随初始 COD 浓度的升高, 2 组 SBR 的氮去除率分别下降至 79.31% 和 84.40%. 此外, 随着初始 COD 浓度的升高, 2 组 SBR 的 $\text{NAR}_{\max}$ 都呈现出先升高后降低的特点, 具体分别表现为由初始 COD 浓度为 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 65.21% 和 63.61% 先升高至

初始 COD 浓度为 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 90.97% 和 96.09%, 后在初始 COD 浓度为 $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时分别降低至 88.58% 和 84.17%. 此外, 由分析可知, 2 号较 1 号 SBR 具有更好的脱氮除碳和亚硝积累特性.

1 号和 2 号 SBR 在不同初始 NO_3^- -N 浓度条件下短程反硝化过程中碳、氮去除特性和 $\text{NAR}_{\max}$ 变化情况见图 5 (b). 从中可知, 初始 NO_3^- -N 浓度由 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 2 组 SBR 的 $\text{NAR}_{\max}$ 均呈现先升高后降低的趋势, 并均在初始 NO_3^- -N 浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达到最大值, 为 84.27% 和 100.00%. 对于 1 号 SBR, 随初始 NO_3^- -N 浓度的升高, 氮去除率先升高至其浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的

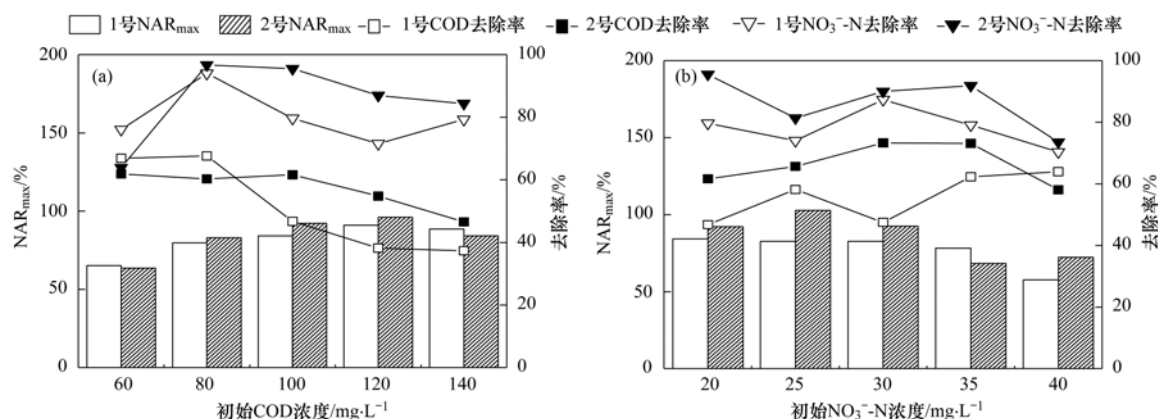


图 5 1 号 SBR 和 2 号 SBR 短程反硝化过程中碳、氮去除特性和 NAR 变化情况

Fig. 5 Characteristics of carbon and nitrogen removal and NAR changes during partial denitrification of No. 1 SBR and No. 2 SBR

87.33%, 随后降低至其浓度为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 70.32%; 同时, COD 去除率先由初始 NO_3^- -N 浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 46.75% 升高至 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 58.14%, 后降低至 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 47.48%, 最后升高至 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的 63.95%。对于 2 号 SBR, 随着初始 NO_3^- -N 浓度的升高, 氮、碳去除率均表现出先升高后降低的趋势, 并均在初始 NO_3^- -N 浓度为 $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达到最高值, 分别为 73.13% 和 91.86%。综上可知, 不同初始 NO_3^- -N 浓度条件下, 2 号较 1 号 SBR 亦具有更好的脱氮除碳和亚硝积累特性。

3 结论

(1) 以乙酸钠为碳源, 1 号 SBR、2 号 SBR 短程反硝化污泥分别可在 21 d 和 20 d 实现成功启动, 且其 NO_2^- -N 积累量和 NAR 均维持在较高水平, 分别为 $12.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、79.76% 和 $13.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、87.60%。

(2) 当 2 号 SBR 初始 NO_3^- -N 浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 初始 COD 浓度由 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统实现最高 NO_2^- -N 积累的时间由 160 min 逐渐缩短至 6 min, 同时 NO_3^- -N 的比反硝化速率 (以 VSS 计) 由 $3.84 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 增加至 $7.35 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 初始 COD 浓度的提高有利于实现短程反硝化过程 NO_2^- -N 积累。

(3) 当 2 号 SBR 初始 COD 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 初始 NO_3^- -N 浓度由 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加至 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统 NAR 均维持在 90% 以上, 最高可达 100% (NO_3^- -N 初始浓度为 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。当初始 NO_3^- -N 浓度 $\geq 35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统 COD 不足导致 NO_3^- -N 不能被完全还原为 NO_2^- -N。

(4) 污泥源取自反硝化除磷系统 (DPR-SNED) 的 2 号 SBR, 在不同初始 COD 浓度 (80 、 100 、 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和不同初始 NO_3^- -N 浓度 (20 、 25 、 30 、 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 条件下, 其脱氮除碳和短程反硝化性能均优于污泥源取自污水厂的 1 号 SBR, 表现为 2 号 SBR 的平均 $\text{NAR}_{\max}$ 和碳、氮去除率 (86.24% 和 67.77%、89.73%) 均高于 1 号 SBR 的平均 $\text{NAR}_{\max}$ 和碳、氮去除率 (83.08% 和 59.01%、80.61%)。

参考文献:

[1] 葛士建, 王淑莹, 杨岸明, 等. 反硝化过程中亚硝酸盐积累特性分析[J]. 土木建筑与环境工程, 2011, **33**(1): 140-146.
Ge S J, Wang S Y, Yang A M, et al. Analysis of nitrite accumulation during denitrification [J]. Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering, 2011, **33**(1): 140-146.
[2] Du R, Peng Y Z, Cao S B, et al. Mechanisms and microbial

structure of partial denitrification with high nitrite accumulation [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, **100**(4): 2011-2021.
[3] 盛韩微, 曹相生. 反硝化生物滤池亚硝酸盐积累特性的研究[J]. 工业安全与环保, 2015, **41**(12): 56-58.
Sheng H W, Cao X S. Research on nitrite accumulation in denitrification biofilter [J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2015, **41**(12): 56-58.
[4] Waki M, Yasuda T, Fukumoto Y, et al. Effect of electron donors on anammox coupling with nitrate reduction for removing nitrogen from nitrate and ammonium [J]. Bioresource Technology, 2013, **130**: 592-598.
[5] Gong L X, Huo M X, Yang Q, et al. Performance of heterotrophic partial denitrification under feast-famine condition of electron donor: a case study using acetate as external carbon source [J]. Bioresource Technology, 2012, **133**: 263-269.
[6] Kalyuzhnyi S, Gladchenko M, Mulder A, et al. DEAMOX—new biological nitrogen removal process based on anaerobic ammonia oxidation coupled to sulphide-driven conversion of nitrate into nitrite [J]. Water Research, 2006, **40**(19): 3637-3645.
[7] Cao S B, Peng Y Z, Du R, et al. Feasibility of enhancing the denitrifying ammonium oxidation (DEAMOX) process for nitrogen removal by seeding partial denitrification sludge [J]. Chemosphere, 2016, **148**: 403-407.
[8] 牛萌, 王淑莹, 杜睿, 等. 甲醇为碳源短程反硝化亚硝酸盐积累特性[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(9): 3301-3308.
Niu M, Wang S Y, Du R, et al. Nitrite accumulation properties of partial denitrification with methanol as carbon source [J]. China Environmental Science, 2017, **37**(9): 3301-3308.
[9] Cao S B, Li B K, Du R, et al. Nitrite production in a partial denitrifying upflow sludge bed (USB) reactor equipped with gas automatic circulation (GAC) [J]. Water Research, 2015, **90**: 309-316.
[10] Du R, Cao S B, Li B K, et al. Simultaneous domestic wastewater and nitrate sewage treatment by denitrifying ammonium oxidation (DEAMOX) in sequencing batch reactor [J]. Chemosphere, 2017, **174**: 399-407.
[11] Du R, Cao S B, Wang S Y, et al. Performance of partial denitrification (PD)-ANAMMOX process in simultaneously treating nitrate and low C/N domestic wastewater at low temperature [J]. Bioresource Technology, 2016, **219**: 420-429.
[12] Cao S B, Du R, Niu M, et al. Integrated anaerobic ammonium oxidization with partial denitrification process for advanced nitrogen removal from high-strength wastewater [J]. Bioresource Technology, 2016, **221**: 37-46.
[13] Ge S J, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/ NO_3^- -N [J]. Bioresource Technology, 2012, **114**: 137-143.
[14] Krishna Mohan T V, Nanchaiah Y V, Venugopalan V P, et al. Effect of C/N ratio on denitrification of high-strength nitrate wastewater in anoxic granular sludge sequencing batch reactors [J]. Ecological Engineering, 2016, **91**: 441-448.
[15] Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. Environmental Science & Technology, 2007, **41**(23): 8159-8164.
[16] 鲍方博. 反硝化耦合厌氧氨氧化脱氮研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2016.
[17] 马勇, 彭永臻, 王淑莹. 不同外碳源对污泥反硝化特性的影

- 响[J]. 北京工业大学学报, 2009, **35**(6): 820-824.
- Ma Y, Peng Y Z, Wang S Y. Sludge denitrification characteristics with different external carbon source[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2009, **35**(6): 820-824.
- [18] Cao S B, Du R, Li B K, *et al.* Nitrite production from partial-denitrification process fed with low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater: performance, kinetics and microbial community [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, **326**: 1186-1196.
- [19] Du R, Peng Y Z, Cao S B, *et al.* Advanced nitrogen removal from wastewater by combining anammox with partial denitrification [J]. Bioresource Technology, 2015, **179**: 497-504.
- [20] 巩有奎, 王淑莹, 王莎莎, 等. 碳氮比对短程反硝化过程中 N_2O 产生的影响[J]. 化工学报, 2011, **62**(7): 2049-2054.
- Gong Y K, Wang S Y, Wang S S, *et al.* Effect of C/N ratio on N_2O accumulation and reduction during nitrite denitrification process[J]. CIESC Journal, 2011, **62**(7): 2049-2054.
- [21] 汪传新, 马斌, 委燕, 等. 内源反硝化过程中 N_2O 的产生特征[J]. 北京工业大学学报, 2015, **41**(8): 1253-1258.
- Wang C X, Ma B, Wei Y, *et al.* Nitrous oxide production characteristic during endogenous denitrification [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2015, **41**(8): 1253-1258.
- [22] 王淑莹, 操沈彬, 杜睿, 等. 污泥发酵液为碳源的反硝化过程亚硝酸盐积累[J]. 北京工业大学学报, 2014, **40**(5): 743-750.
- Wang S Y, Cao S B, Du R, *et al.* Nitrite accumulation during the denitrification process with sludge fermentation liquid as carbon source[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2014, **40**(5): 743-750.
- [23] 许松瑜. 双泥折流板反硝化除磷工艺硝化菌的 FISH 检测研究[D]. 苏州: 苏州科技学院, 2011.
- Xu S Y. Investigation on the FISH detection of the nitrifying bacteria in two-sludge baffled reactor [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2011.
- [24] 方茜, 张朝升, 张立秋, 等. 同时硝化/反硝化除磷工艺稳定性控制研究[J]. 给水排水, 2014, **40**(11): 132-135.
- [25] Du R, Peng Y Z, Cao S B, *et al.* Characteristic of nitrous oxide production in partial denitrification process with high nitrite accumulation [J]. Bioresource Technology, 2016, **203**: 341-347.
- [26] Wang S Y, Gao D W, Peng Y Z, *et al.* Nitrification-denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on-line fuzzy control [J]. Water Science & Technology, 2004, **49**(5-6): 121-127.
- [27] Zhang Y M, Wang X C, Cheng Z, *et al.* Effect of fermentation liquid from food waste as a carbon source for enhancing denitrification in wastewater treatment [J]. Chemosphere, 2016, **144**: 689-696.
- [28] 袁怡, 黄勇, 邓慧萍, 等. C/N 比对反硝化过程中亚硝酸盐积累的影响分析[J]. 环境科学, 2013, **34**(4): 1416-1420.
- Yuan Y, Huang Y, Deng H P, *et al.* Effect of C/N ratio on nitrite accumulation during denitrification process [J]. Environmental Science, 2013, **34**(4): 1416-1420.
- [29] Hamlin H J, Michaels J T, Beaulaton C M, *et al.* Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture [J]. Aquacultural Engineering, 2008, **38**(2): 79-92.

CONTENTS

Influence of Mountain Valley Breeze and Sea Land Breeze in Winter on Distribution of Air Pollutants in Beijing-Tianjin-Hebei Region	LI Qing-chun, LI Ju, ZHENG Zuo-fang, <i>et al.</i> (513)
A Method of Aerosol Particle Number Size Distribution Inversed by PM _{2.5} Mass Concentration in PRD	LI Fei, TAN Hao-bo, DENG Xue-jiao, <i>et al.</i> (525)
Light Absorption and Fluorescence Characteristics of Atmospheric Water-soluble Organic Compounds and Humic-like Substances During the Winter Season in Guangzhou	FAN Xing-jun, YU Xu-fang, CAO Tao, <i>et al.</i> (532)
Source Apportionment and Health Risk Quantification of Heavy Metals in PM _{2.5} in Yangzhou, China	DONG Shi-hao, XIE Yang, HUANGFU Yan-qi, <i>et al.</i> (540)
Pollution Characteristics and Source Analysis of <i>n</i> -alkanes and Saccharides in PM _{2.5} During the Winter in Liaohe City	LIU Xiao-di, MENG Jing-jing, HOU Zhan-fang, <i>et al.</i> (548)
Pollution Characteristics, Dry Deposition Fluxes, and Sources for Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Bosten Lake Watershed	SONG Shi-jie, HUANG Tao, ZHAO Liu-yuan, <i>et al.</i> (558)
Distribution Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in PM _{2.5} of a Concentrated Broiler Feeding Operation	LIU Fei, XU Xia, TU Bo-wen, <i>et al.</i> (567)
Effects of Water Vapor Source and Local Evaporation on the Stable Hydrogen and Oxygen Isotopic Compositions of Precipitation	HU Yong-bo, XIAO Wei, QIAN Yu-fei, <i>et al.</i> (573)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Formation in Atmospheric Deposition in Dianchi Lake and Their Contributions to Lake Loading	REN Jia-guo, JIA Hai-bin, JIAO Li-xin, <i>et al.</i> (582)
Temporal-spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus Nutrients in Lake Taihu Based on Geostatistical Analysis	LÜ Wei-wei, YAO Xin, ZHANG Bao-hua, <i>et al.</i> (590)
Effects of Cyanobacterial Blooms in Eutrophic Lakes on Water Quality of Connected Rivers	YU Mao-lei, HONG Guo-xi, XU Hai, <i>et al.</i> (603)
Contamination and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of Yilong Lake, Southwest China	LI Xiao-lin, LIU En-feng, YU Zhen-zhen, <i>et al.</i> (614)
Temporal and Spatial Characteristics of Heavy Metals in Suspended Particulate Matter in Pearl River Estuary and Its Influencing Factors	DU Jia, WANG Yong-hong, HUANG Qing-hui, <i>et al.</i> (625)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Microorganism Pollutions in the Beiyun River	CHEN Lei, LI Lei-fang, ZHI Xiao-sha, <i>et al.</i> (633)
Speciation and Transformation of Phosphorus in Sediments During the Redox Cycle	HAO Wen-chao, WANG Cong-feng, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (640)
Effect of Magnetic Zirconium/Iron-Modified Bentonite Addition on Phosphorus Mobilization and Species Transformation in River Sediments	WANG Yan, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (649)
Influence of Calcium Ion Pre-treatment on Phosphate Adsorption onto Magnetic Zirconium/Iron-modified Bentonite	ZHAO Yu-ying, LIN Jian-wei, ZHANG Hong-hua, <i>et al.</i> (658)
Effect of Nitrogen on Magnesium Modified Biochar Adsorption to Phosphorus	ZHI Meng-meng, WANG Peng-fei, HOU Ze-ying, <i>et al.</i> (669)
Removal Performance and Mechanism for Treating Phosphorus in Agricultural Wastewater by Three Adsorbents	WU Lu, LIU Feng, LONG Rui, <i>et al.</i> (677)
Photolysis Mechanism of <i>p</i> -Nitrophenol by Nitrocellulose Membrane in Aqueous Solution	DAI Zhi-feng, ZHAO Tong-qian, YIN Yong-guang, <i>et al.</i> (685)
Preparation of ZnTiO ₃ /TiO ₂ Photocatalyst and Its Mechanism on Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants	ZHANG Wen-hai, JI Qing-hua, LAN Hua-chun, <i>et al.</i> (693)
Adsorption and Photocatalytic Removal of Chromium on High-index TiO ₂ Facet	ZHONG De-jian, ZHANG Jian-feng, LI Yao, <i>et al.</i> (701)
Reduction Cooperated Fenton Oxidation of Zero-valent Iron (ZVI) Immobilized in Alginate Microsphere for Degradation of Acid Red B	ZHANG Huan, LI Shuang-shuang, WEI Jun-fu, <i>et al.</i> (708)
Mechanism of Removing Iron and Manganese from Drinking Water Using Manganese Ore Sand and Quartz Sand as Filtering Material	CAI Yan-an, BI Xue-jun, ZHANG Jia-ning, <i>et al.</i> (717)
Preparation of Sulfonated Graphene Oxide Modified Composite Nanofiltration Membrane and Application in Salts Separation	ZHANG Yan-jun, ZHANG Shao-feng, ZHAO Chang-wei, <i>et al.</i> (724)
Purification Efficiency and Mechanism of Integrated Al Salt Flocculation-ultrafiltration Membrane Process	XUE Wen-jing, LI Wen-jiang, LIU Juan, <i>et al.</i> (730)
Threshold Flux and Membrane Fouling Analysis of the Hybrid Pre-ozonation and CNTs Membrane Modification Process	WANG Kai-lun, LIU Fang, GUAN Yu-qi, <i>et al.</i> (738)
Distribution and Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Derivatives in SBR/MBBR Process	LIU Shu-hui, TIAN Wei-jun, ZHOU Jian-ren, <i>et al.</i> (747)
Biological Nitrogen Removal Process in a Microbubble-aerated Biofilm Reactor Treating Low C/N Wastewater	LIU Chun, WANG Cong-cong, CHEN Xiao-xuan, <i>et al.</i> (754)
Treatment of Simulated Saline Wastewater from the Coal Chemical Industry Using Ecological Floating Beds Enhanced with Arbuscular Mycorrhiza	DOU Wen-qing, HE Hao, SONG Wen-ping, <i>et al.</i> (761)
Nitrification and Bioaugmentation of Biological Treatment System of Sewage Treatment Plant at High Temperature in Summer	SONG Tian-wei, SHENG Xiao-lin, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (768)
Characteristics of Ammonia Adsorption and Kinetics by Nitrifying Sludge Immobilized Pellets	YU De-shuang, LÜ Ting-ting, CHEN Guang-hui, <i>et al.</i> (774)
Nitrite Accumulation Characteristics of Partial Denitrification in Different Sludge Sources Using Sodium Acetate as Carbon Source	BI Chun-xue, YU De-shuang, DU Shi-ming, <i>et al.</i> (783)
Operating Characteristics of a DPR-SNED System Treating Low C/N Municipal Wastewater and Nitrate-containing Sewage	DU Shi-ming, YU De-shuang, BI Chun-xue, <i>et al.</i> (791)
Simultaneous Nitrification and Denitrifying Phosphorus Removal in Continuous Flow Reactor with Intermittent Aeration	ZHAO Zhi-chao, HUANG Jian-ming, LI Jian, <i>et al.</i> (799)
Start-up and Stable Operation of ABR-MBR Denitrifying Phosphorus Removal Process	WEI Jia-min, JIANG Zhi-yun, CHENG Cheng, <i>et al.</i> (808)
Effect of Influent C/N Ratio on the Nutrient Removal Characteristics of SNEDPR Systems	DU Ye-qi, YU De-shuang, ZHEN Jian-yuan, <i>et al.</i> (816)
Carbon and Nitrogen Removal Characteristics of ABR Decarbonization-CANON Coupling Process	LI Tian, YIN Wen, WANG Xin-zhu, <i>et al.</i> (823)
Effect of Aeration Density on Start-up of CANON Process	LI Dong, GAO Xue-jian, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (829)
Adjusting Temperature and Settling Time to Achieve ANAMMOX Particles Rapid Start-up and Stable Operation	LI Hai-ling, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (837)
Effect of C/N and Sludge Concentration on the pH-Regulated Nitrification System	ZHANG Min, WEI Jia-min, HUANG Hui-min, <i>et al.</i> (845)
Growth Features of Water Supply Pipeline Biofilms Based on Active Microorganisms	WANG Yang, ZHU Bin, TONG Jun, <i>et al.</i> (853)
Elevational Distribution Characteristics of Soil Bacterial Community and Enzyme Activities in Mount Huangshan	YAO Lan, HU Li-huang, ZHANG Huan-chao, <i>et al.</i> (859)
Microbial Community Structure Shift during Bioremediation of Petroleum Contaminated Soil Using High Throughput Sequencing	QI Yan-yun, WU Man-li, ZHU Chang-cheng, <i>et al.</i> (869)
Effect of Nitrification on N ₂ O Emissions and Their Environmental Factors in Saline-alkali Wetlands	YANG Qu, GAO Wei-feng, LIU Feng-qin, <i>et al.</i> (876)
Effect of Long-term Dairy Manure Amendment on N ₂ O and NO Emissions from Summer Maize-Winter Wheat Cropping Systems	NIE Huang-hua, ZHANG Jia-sheng, HE Zhou-ming, <i>et al.</i> (885)
Effects of Plastic Film Mulching and Nitrogen Fertilizer Application on N ₂ O Emissions from a Vegetable Field	NI Xue, HAO Qing-ju, CHEN Shi-jie, <i>et al.</i> (893)
Differences and Relationship Between Rhizosphere Characteristics and Methane Emissions of Double-cropping Rice Variety	XIAO Zhi-xiang, FU Zhi-qiang, XU Hua-qin, <i>et al.</i> (904)
Effect of Long-Term Biochar Application on Soil Respiration in Flue-Cured Tobacco Planting Fields in Henan Province	LI Ya-sen, DING Song-shuang, YIN Quan-yu, <i>et al.</i> (915)
Spatial Variability in Soil Respiration Under Different Land Use Patterns in Maocun Village, Guilin	DING Meng-kai, HU Xiao-nong, CAO Jian-hua, <i>et al.</i> (924)
Spatiotemporal Variability and Source Apportionment of Soil Heavy Metals in a Industrially Developed City	LI Feng, LIU Si-yuan, LI Yan, <i>et al.</i> (934)
Effects of Bentonite on Chemical Forms and Bioavailability of Heavy Metals in Different Types of Farmland Soils	LIN Hai, JIN Xiao-na, DONG Ying-bo, <i>et al.</i> (945)
Characteristics of Soil Organic Carbon and Mineralization with Different Stands in Jinyun Mountain	CHEN Shi-qi, LÜ Sheng, GAO Ming, <i>et al.</i> (953)
Contribution of Root Biomass to Soil Organic Carbon Under Complex Landforms Conditions	ZHANG Yan-jun, GUO Sheng-li, <i>et al.</i> (961)
Transformation and Distribution of Soil Organic Carbon and the Microbial Characteristics in Response to Different Exogenous Carbon Input Levels in Paddy Soil	WANG Ji-fei, TONG Yao-yao, ZHU Zhen-ke, <i>et al.</i> (970)
Analysis of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment on Vegetation Leaves in Baoji City	ZHANG Jun-hui, LIN Qing, JIANG Shan, <i>et al.</i> (978)
Effect of Biochar on Available Heavy Metals During Sewage Sludge Composting and Land Application of Compost	ZHOU Ji, YU Ya-wei, JIANG Yue, <i>et al.</i> (987)
Influence of Sludge Retention Time on the Performance and Stability of Mesophilic Anaerobic Co-digestion of Food Waste with Waste Activated Sludge	YUAN Hong-lin, MA Jing, XING Bao-shan, <i>et al.</i> (994)
Performance of Treating Straw and Animal Manure Mixture by an Integrated Process of Thermo-alkali-bi-enzyme Hydrolysis-anaerobic Digestion and Conditions of High Methane Yield	BIAN Ai-qin, YUAN Ye, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (1003)