

方知库  
Eco-Environmental  
Knowledge Web

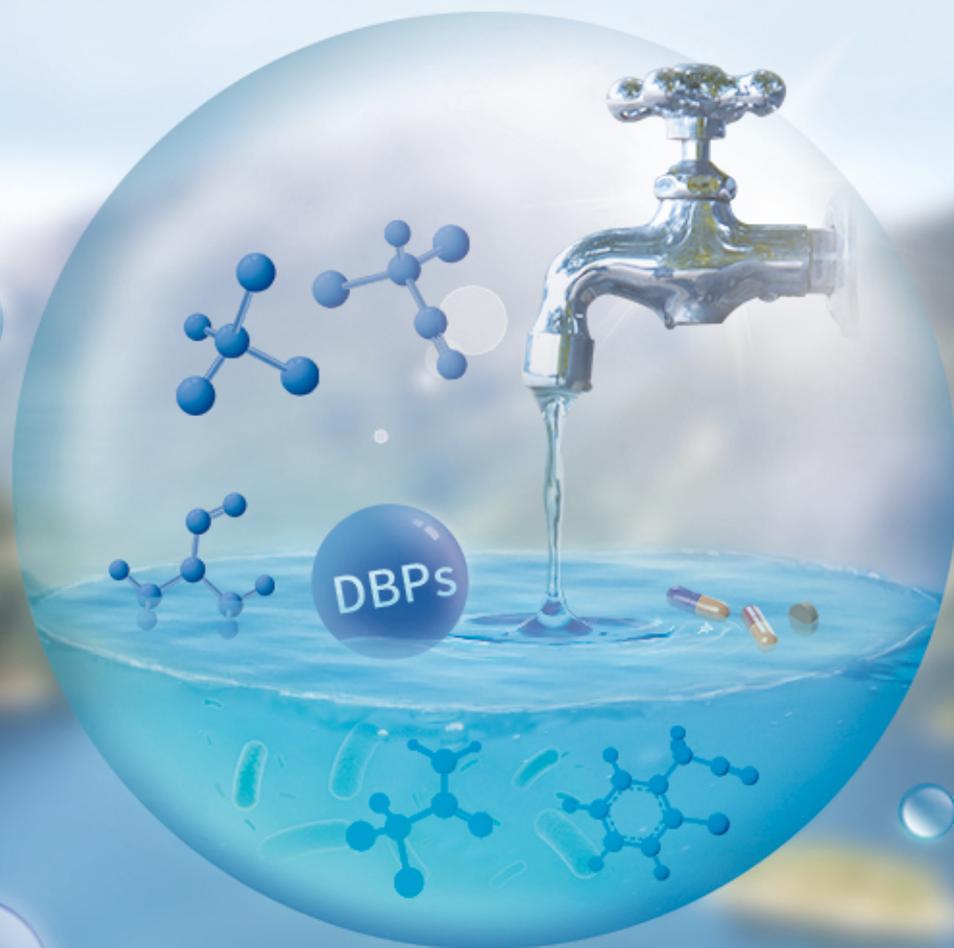
# 环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV  
HUANJING KEXUE

饮用水中的消毒副产物及其控制策略

楚文海, 肖融, 丁顺克, 张瑞华



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年11月

第42卷 第11期  
Vol.42 No.11

目次

综述与专论

饮用水中的消毒副产物及其控制策略 ..... 楚文海, 肖融, 丁顺克, 张瑞华(5059)  
生物炭吸附硫化氢机制与影响因素研究进展 ..... 徐期勇, 梁铭坤, 许文君, 黄丹丹(5086)

研究报告

1998~2016 中国八大经济区植被覆盖对 PM<sub>2.5</sub> 浓度时空分布的影响 ..... 杨玉莲, 杨昆, 罗毅, 喻臻钰, 孟超, 李岑(5100)  
COVID-19 疫情期间北京市两次重霾污染过程大气污染物演变特征及潜在源区分析 ..... 赵德龙, 田平, 周崑, 肖伟, 盛久江, 王飞, 杜远谋, 黄梦宇, 何晖, 丁德平(5109)

汾渭平原临汾市 2019 年春节期间大气污染特征与来源解析 ..... 刘威杰, 胡天鹏, 毛瑶, 许安, 苏业旺, 李星谕, 程铨, 石明明, 梁莉莉, 邢新丽, 张家泉, 祁士华(5122)

石家庄市大气污染物的季节性时空特征及潜在源区 ..... 聂赛赛, 王帅, 崔建升, 刘大喜, 陈静, 田亮, 贺博文, 沈梦宇(5131)

天津市冬季空气湿度对 PM<sub>2.5</sub> 和能见度的影响 ..... 丁净, 唐颖潇, 郝天依, 姚青, 蔡子颖, 张裕芬, 韩素芹(5143)

承德市 PM<sub>2.5</sub> 中碳质组分的季节分布特征及来源解析 ..... 贺博文, 聂赛赛, 王帅, 冯亚平, 姚波, 崔建升(5152)

中国生活源挥发性有机物排放清单 ..... 梁小明, 陈来国, 沈国锋, 卢清, 刘明, 陆海涛, 任璐, 孙西勃, 林奎, 梁明易, 叶代启, 陶澍(5162)

2011~2019 年中国工业源挥发性有机物排放特征 ..... 刘锐源, 钟美芳, 赵晓雅, 卢诗文, 田俊泰, 李银松, 侯墨, 梁小明, 黄皓旻, 范丽雅, 叶代启(5169)

基于 LHS-MC 青岛市工业源 VOCs 排放清单及不确定性 ..... 徐琬莹, 付飞, 吕建华, 李瑞凡, 邵蕊, 和慧, 李淑芬, 左华(5180)

典型橡胶制品业 VOCs 排放特征及对周边环境的影响 ..... 王海林, 辛国兴, 朱立敏, 薛松, 聂磊, 郝润(5193)

沈阳市不同功能区挥发性有机物分布特征及臭氧生成潜势 ..... 库盈盈, 任万辉, 苏枫棋, 于兴娜(5201)

天津城区夏冬季典型污染过程中 BTEX 变化特征及其健康风险评估 ..... 韩婷婷, 李颖若, 蒲维维, 姚青, 刘敬乐, 吴进, 张楠楠, 李梓铭, 马志强(5210)

郑州市大气氨排放清单及驱动力分析 ..... 计尧, 王琛, 卢轩, 张欢, 尹沙沙(5220)

基于 GAMs 模型分析成都市气象因子交互作用对 O<sub>3</sub> 浓度变化的影响 ..... 张莹, 倪长健, 冯鑫媛, 王式功, 张小玲, 张家熙, 李运超(5228)

长江干流表层水体悬浮物的空间变化特征及遥感反演 ..... 李建鸿, 黄昌春, 查勇, 王川, 尚娜娜, 郝维月(5239)

河北省夏季降雨溶解性有机物光谱特征的空间分布、来源解析及氮素响应 ..... 张紫薇, 周石磊, 陈召莹, 张甜娜, 董宛佳, 甄瑞晗, 张馨童, 姚波, 崔建升(5250)

城镇与城郊污染河道中 DOM 成分分布与影响因素 ..... 朱奔, 陈浩, 丁国平, 孙晓楠, 刘辉, 叶建锋(5264)

北京城市河流水和沉积物中微塑料的组成与分布 ..... 胡嘉敏, 左剑恶, 李頔, 谢珍雯, 陈磊(5275)

太湖西岸地表水中中性有机污染物非靶向筛查与生态风险评估 ..... 卢昕妍, 王菲, 张丽敏, 任晓鸣, 于南洋, 韦斯(5284)

河水-地下水交互带沉积物中抗生素和代谢产物提取方法优化及其分布特征 ..... 李玉琼, 童蕾, 严涵, 尤悦, 卢钰茜, 刘慧(5294)

白洋淀清淤示范区沉积物中抗生素和多环芳烃的分布特征与风险评估 ..... 王同飞, 张伟军, 李立青, 张美一, 廖桂英, 王东升(5303)

雄安新区唐河污水库残留污染物对地下水水化学动态的作用机制 ..... 张志雄, 王仕琴, 张依章, 冯文钊(5312)

基于时间序列模型的饮用水源地重金属健康风险分析与预测 ..... 姬超, 侯大伟, 谢丽, 孙华, 李发志, 周宇, 邓爱萍, 沈红军, 包广静, 王逸南(5322)

千河下游水体-沉积物重金属空间分布、风险及影响因素 ..... 高煜, 王国兰, 金梓函, 张军, 耿雅妮(5333)

巢湖流域丰水期可溶态重金属空间分布及污染评价 ..... 何苗, 刘桂建, 吴蕾, 齐翠翠(5346)

洪泽湖围网养殖对表层沉积物重金属含量影响与生态风险评估 ..... 瞿鑫源, 张鸣, 谷孝鸿, 阚可聪, 毛志刚, 陈辉辉, 曾庆飞(5355)

成都市地表水天然水化学变化特征及影响因素 ..... 许秋瑾, 赖承钺, 丁瑶, 王照丽, 程中华, 于涛(5364)

雷州半岛地下水化学特征及控制因素分析 ..... 彭红霞, 侯清芹, 曾敏, 黄长生, 师环环, 皮鹏程, 潘羽杰(5375)

粤港澳大湾区陆源氮污染源结构与空间分布 ..... 董斯齐, 黄翀(5384)

红壤丘陵区小流域典型土地利用的面源氮磷输出特征 ..... 房志达, 苏静君, 赵洪涛, 胡炼, 李叙勇(5394)

减氮条件下不同施肥模式对稻田氮素淋溶流失的影响 ..... 姜海斌, 张克强, 邹洪涛, 马璞骏, 渠清博, 谷艳茹, 沈仕洲(5405)

互花米草入侵对胶州湾湿地土壤磷赋存形态的影响 ..... 沙梦乔, 柴娜, 赵洪涛, 刘春井, 丁文超, 谢文霞(5414)

基于 16S rRNA 高通量测序的北运河水体及沉积物微生物群落组成对比分析 ..... 彭柯, 董志, 邸琰蓉, 郭道宇(5424)

硅改性花生壳生物炭对水中磷的吸附特性 ..... 赵敏, 张小平, 王梁嵘(5433)

高锰酸钾改性柞木生物炭对 Pb(II) 的吸附特性 ..... 莫贞林, 曾鸿鹤, 林华, Asfandiyar Shahab, 石清亮, 张华(5440)

混合金属氧化物/碳复合材料的制备及其对 Pb(II) 的吸附性能 ..... 卢予沈, 宗莉, 于惠, 牟斌, 王爱勤(5450)

负载型钛凝胶的制备及其吸附去除三价砷的性能 ..... 孙晔洋, 周畅, 甘永海, 吴兵党, 张淑娟(5460)

一体式短程硝化-厌氧氨氧化工艺启动过程的亚硝酸盐调控 ..... 左富民, 郑蕊, 隋倩雯, 钟慧, 陈彦霖, 魏源送(5472)

生物炭和秸秆还田对紫色土旱坡地土壤团聚体与有机碳的影响 ..... 邓华, 高明, 龙翼, 赖佳鑫, 王莹燕, 王子芳(5481)

紫色土旱坡地不同坡位土壤有机碳组含量对施肥管理的响应 ..... 徐曼, 余添, 王富华, 王丹, 王莹燕, 杨文娜, 高明, 王子芳(5491)

南阳盆地东部山区土壤重金属分布特征及生态风险评估 ..... 赖书雅, 董秋瑾, 宋超, 杨振京(5500)

城郊农田土壤多环芳烃污染特征及风险评估 ..... 张秀秀, 卢晓丽, 魏宇宸, 朱昌达, 潘剑君(5510)

我国东部沿海地区蔬菜中重金属累积分布特征及居民膳食暴露评估 ..... 孙帅, 耿柠波, 郭崔崔, 张保琴, 卢宪波, 张海军, 陈吉平(5519)

典型矿区周边农业用地农产品安全风险及影响因素 ..... 霍彦慧, 王美娥, 谢天, 姜蓉, 陈卫平(5526)

稻田土壤 Cd 污染与安全种植分区, 以重庆市某区为例 ..... 曹淑珍, 母悦, 崔敬鑫, 刘安迪, 程先, 符远航, 魏世强, 张进忠(5535)

镉污染大田条件下不同品种水稻镉积累的特征及影响因素 ..... 王宇豪, 杨力, 康愉晨, 陈小红, 耿杰, 李佳欣, 陈文清(5545)

纳米膜覆盖对畜禽粪便好氧堆肥进程及恶臭气体排放的影响 ..... 李永双, 孙波, 陈菊红, 彭霞薇, 白志辉, 庄绪亮(5554)

《环境科学》征订启事(5108) 《环境科学》征稿简则(5151) 信息(5249, 5263, 5283)

# 一体式短程硝化-厌氧氨氧化工艺启动过程的亚硝酸盐调控

左富民<sup>1,2,3</sup>, 郑蕊<sup>4</sup>, 隋倩雯<sup>1,2</sup>, 钟慧<sup>1,2</sup>, 陈彦霖<sup>1,2,3</sup>, 魏源送<sup>1,2,3,5\*</sup>

(1. 中国科学院生态环境研究中心环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院生态环境研究中心水污染控制实验室, 北京 100085; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 安平县弘嘉环保技术有限公司, 衡水 053600; 5. 江西省科学院能源研究所, 南昌 330096)

**摘要:** 以两类中试反应器(SBR, 116.6 m<sup>3</sup>, 活性污泥法和SBBR, 64.8 m<sup>3</sup>, 泥膜法)为对象, 接种猪场废水处理厂的活性污泥, 通过控制DO、曝气方式为主和外加NaNO<sub>2</sub>为辅的亚硝酸盐调控策略, 考察不同反应器在启动一体式短程硝化-厌氧氨氧化(combined partial nitrification and ANAMMOX, CPNA)工艺过程中NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N浓度对ANAMMOX菌的影响。结果表明, 在相同运行条件下, 泥膜共生的SBBR更适于短程硝化的快速启动。尽管受到NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N抑制(100~129 mg·L<sup>-1</sup>, 共计7 d), 但SBR在第39 d成功启动了ANAMMOX工艺, 其TNRR和TNRE分别为0.069 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和23.3%, 而长达17 d的NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N抑制(129~286 mg·L<sup>-1</sup>)则对SBBR中ANAMMOX菌活性造成了难以恢复的影响。外加NaNO<sub>2</sub>后, SBR在第77 d成功启动了CPNA工艺, TNRR和TNRE分别从第51 d的0.070 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和16.0%迅速提高至第77 d的0.336 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和52.2%, ANAMMOX菌的活性也由最初的0.012 kg·(kg·d)<sup>-1</sup>快速升高至第77 d的0.307 kg·(kg·d)<sup>-1</sup>; SBR中AOB和ANAMMOX菌的基因拷贝数浓度由最初的8.06 × 10<sup>6</sup> copies·mL<sup>-1</sup>和4.42 × 10<sup>4</sup> copies·mL<sup>-1</sup>分别增长至第77 d的1.02 × 10<sup>9</sup> copies·mL<sup>-1</sup>和1.77 × 10<sup>7</sup> copies·mL<sup>-1</sup>, 表明以调控DO和曝气方式为主, 辅以外加NaNO<sub>2</sub>的亚硝酸盐调控策略可有效实现反应器中AOB和ANAMMOX菌的快速增长。合理的NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N调控是CPNA工艺快速启动的关键因素。

**关键词:** 一体式短程硝化-厌氧氨氧化(CPNA); 原位启动; 工程规模; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N调控; qPCR分析

中图分类号: X703.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)11-5472-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.202103229

## Nitrite Regulation During Start-up of Combined Partial Nitrification and ANAMMOX Process

ZUO Fu-min<sup>1,2,3</sup>, ZHENG Rui<sup>4</sup>, SUI Qian-wen<sup>1,2</sup>, ZHONG Hui<sup>1,2</sup>, CHEN Yan-lin<sup>1,2,3</sup>, WEI Yuan-song<sup>1,2,3,5\*</sup>

(1. State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Laboratory of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Anping Hongjia Environmental Protection Technology Co., Ltd., Hengshui 053600, China; 5. Institute of Energy, Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 330096, China)

**Abstract:** Two types of full-scale reactors (SBR, 116.6 m<sup>3</sup>, activated sludge process; SBBR, 64.8 m<sup>3</sup>, activated sludge and biofilm process) were inoculated with activated sludge from a swine wastewater treatment plant. The effect of NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N concentration on ANAMMOX was investigated in the reactors during the start-up of the combined partial nitrification and ANAMMOX (CPNA) process by controlling the dissolved oxygen (DO), aeration mode, and NaNO<sub>2</sub> dosing. The results showed that the SBBR was more suitable for rapid start-up of partial nitrification under the same operation conditions. Despite NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N inhibition (100-129 mg·L<sup>-1</sup>, 7 days), the ANAMMOX process was successfully started by the SBR on day 39, and the total nitrogen removal rate and efficiency (TNRR and TNRE) were 0.069 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> and 23.3%, respectively. However, 17 days of NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N inhibition (129-286 mg·L<sup>-1</sup>) had an unrecoverable effect on ANAMMOX activity in the SBBR. By adding NaNO<sub>2</sub>, the SBR successfully started the CPNA process on day 77. The TNRR, TNRE, and activity of ANAMMOX from day 51 to 77 increased rapidly from 0.070 to 0.336 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>, 16.0% to 52.2%, and 0.012 to 0.307 kg·(kg·d)<sup>-1</sup>, respectively. The gene copy concentration of AOB and ANAMMOX bacteria in the SBR increased from the original 8.06 × 10<sup>6</sup> and 4.42 × 10<sup>4</sup> copies·mL<sup>-1</sup> to 1.02 × 10<sup>9</sup> and 1.77 × 10<sup>7</sup> copies·mL<sup>-1</sup>, respectively, which indicated that the rapid enrichment of AOB and ANAMMOX bacteria in the SBR was achieved mainly by controlling DO, aeration mode, and NaNO<sub>2</sub> dosing. Reasonable nitrite regulation is the key for the start of the CPNA process.

**Key words:** combined partial nitrification and ANAMMOX (CPNA); *in situ* start-up; full-scale; nitrite regulation; qPCR analysis

厌氧氨氧化(anaerobic ammonia oxidation, ANAMMOX)是当前最为高效低耗的生物脱氮途径之一,相较于传统硝化-反硝化的生物脱氮工艺,具有曝气能耗低、无需外加有机碳源、污泥产量低和脱氮负荷高等诸多优势<sup>[1,2]</sup>,在全球污水处理行业的影响日益显著<sup>[3]</sup>。ANAMMOX工艺的应用通常与短程硝化相结合,由氨氧化菌(ammonium oxidizing

bacteria, AOB)将氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)氧化成亚硝酸盐(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N),为ANAMMOX菌提供反应底物。

收稿日期: 2021-03-26; 修订日期: 2021-04-22

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0501405); 江西省重点研发计划项目(20171ACG70018)

作者简介: 左富民(1992~),男,博士研究生,主要研究方向为水污染控制工程, E-mail: fzmiao\_st@cees.ac.cn

\* 通信作者, E-mail: yswei@cees.ac.cn

ANAMMOX 工艺目前已成功应用于多种高氨氮废水的处理<sup>[4,5]</sup>,但 $\text{NO}_2^-$ -N的稳定获取仍是限制该技术推广应用的瓶颈问题<sup>[6,7]</sup>,因此,合理调控 $\text{NO}_2^-$ -N是实现 ANAMMOX 组合工艺高效稳定运行的关键因素.

短程硝化的调控原理是根据 AOB 和亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)的不同生理特性,通过控制一种或多种运行参数以实现两目标菌种生长速率差异的最大化.实现短程硝化的调控策略主要包括控制溶解氧(DO)、曝气方式、温度、污泥龄和底物浓度等<sup>[8-10]</sup>,ANAMMOX 菌易受到一些抑制性化合物的影响,即使是自身所需的反应底物 $\text{NO}_2^-$ -N也会抑制其活性<sup>[11]</sup>.不同研究所得出的 ANAMMOX 菌受 $\text{NO}_2^-$ -N抑制的阈值差异较大,Strous 等<sup>[7]</sup>的研究认为当 $\text{NO}_2^-$ -N浓度超过  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,ANAMMOX 菌会完全失活;而 Kimura 等<sup>[12]</sup>的研究则认为当 $\text{NO}_2^-$ -N浓度为  $750 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,ANAMMOX 菌活性受到抑制;当 $\text{NO}_2^-$ -N浓度降低至  $274 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,其活性得以恢复.因此,ANAMMOX 菌对 $\text{NO}_2^-$ -N的耐受程度受到污泥特性、生长环境、菌属种类和暴露时长的影响<sup>[13,14]</sup>.

在一体式短程硝化-厌氧氨氧化(combined partial nitrification and ANAMMOX, CPNA)工艺的启动过程,通常需要将 DO 控制在非常低的浓度以实现由短程硝化向 ANAMMOX 反应的转化,DO 降低将严重限制 $\text{NO}_2^-$ -N的积累,进而影响 ANAMMOX 菌生长;而多数研究通过提高 DO 浓度以实现 $\text{NO}_2^-$ -N的稳定供给,但高 DO 环境又易导致短程硝化的失衡,并抑制 ANAMMOX 菌活性,进而限制 ANAMMOX 菌生长<sup>[15,16]</sup>.这就对 DO 和 $\text{NO}_2^-$ -N的调控提出了新挑战,既要避免 DO 对 ANAMMOX 菌的抑制,又要保证 ANAMMOX 菌有稳定的 $\text{NO}_2^-$ -N供给.先前的研究在不同反应器、温度条件下实现了 CPNA 工艺的快速原位启动<sup>[15,17]</sup>,但其先启动短程硝化、再降低 DO 来启动 ANAMMOX 的运行策略仅局限于小试研究,这就需要进一步考察该启动策略应用于工程规模条件下 CPNA 工艺处理实际废水的可行性,探究环境因素对不同形式和规模 CPNA 反应器原位启动的影响.因此,本研究以猪场废水为处理对象,接种猪场污水处理厂的活性污泥,分别采用序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)和序批式生物膜反应器(sequencing biofilm batch reactor, SBBR)同步启动 CPNA 工艺,通过考察反应器的脱氮性能及相关氮转化功能菌的变化,探究 $\text{NO}_2^-$ -N调控对工程规模 CPNA 反应器原位启动的影响,优化

可实现 CPNA 工艺原位启动的方法,以期促进 ANAMMOX 技术的应用推广.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置与运行

本研究将猪场污水处理厂一座水解酸化池的部分单元格分别改造为 SBR ( $5.4 \text{ m}\times 5.4 \text{ m}\times 4.0 \text{ m}$ ,  $116.6 \text{ m}^3$ )和 SBBR ( $5.4 \text{ m}\times 3.0 \text{ m}\times 4.0 \text{ m}$ ,  $64.8 \text{ m}^3$ )两个反应器(图 1),SBBR 与 SBR 结构类似,SBBR 内上部填充有 22%的塑料环状纤维组合填料( $\Phi 15 \text{ cm}\times 200 \text{ cm}$ ),下部填充有 10%的海绵填料( $4 \text{ cm}\times 4 \text{ cm}\times 4 \text{ cm}$ , 10 ppi);两反应器系统包括进水、出水和曝气装置,基于可编程逻辑控制器(programmable logic controller, PLC)的自控装置以及加药装置,其中曝气装置配有两组不同孔径( $4 \text{ mm}$ ,  $2 \text{ mm}$ )的曝气管路,通过微孔、穿孔协调曝气调控反应器内 DO 浓度.整个运行周期内,PLC (SIEMENS-S7 200 SMART, GER)通过电磁继电器控制各个反应器设备的启动和停止,以实现反应器的自动化运行.

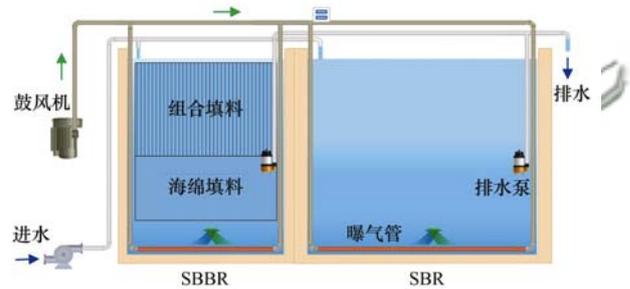


图 1 SBR 和 SBBR 的结构示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR and SBBR structure

两反应器保持同步运行,每个反应周期为 24 h,包括进水 1 h,间歇曝气运行 21 h,沉淀 1 h 后排水 1 h,换水比为 50%.通过调节曝气量控制 DO 浓度,由 PLC 控制曝/停时长.整个 CPNA 工艺启动过程分为:短程硝化阶段(阶段 I,第 1~17 d)、短程硝化向 ANAMMOX 转化阶段(阶段 II,第 18~39 d)和外加  $\text{NaNO}_2$  强化 ANAMMOX 阶段(阶段 III,第 40~77 d),两反应器各阶段的运行条件见表 1.

### 1.2 进水水质和接种污泥

经过中温厌氧消化处理的生猪养殖废水进入水解酸化池,进一步降低其 C/N 后的出水作为两反应器的进水.受非洲猪瘟疫情的影响,进水中  $\text{NH}_4^+$ -N 和 TN 浓度下降至  $136 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $214 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右,通过外部添加  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ 、 $\text{NaHCO}_3$  提高进水的氮负荷(nitrogen loading rate, NLR)和 pH.进水 COD 为  $(131 \pm 40) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,平均 74.6% 的 COD 为

表 1 CPNA 反应器各阶段的运行条件

Table 1 Operating conditions at each stage of CPNA reactor

阶段	时间/d	间歇曝气模式	DO/mg·L <sup>-1</sup>	水温/℃	NLR(以 N 计) /kg·(m <sup>3</sup> ·d) <sup>-1</sup>
I	1~10	$t_{on}=2\text{ h}; t_{off}=1\text{ h}$	0.60 ± 0.20	29.7 ± 0.4	0.31 ± 0.17
	11~17	$t_{on}=2\text{ h}; t_{off}=2\text{ h}$	0.35 ± 0.05	30.2 ± 0.4	0.44 ± 0.05
II	18~26	$t_{on}=1\text{ h}; t_{off}=2\text{ h}$	0.35 ± 0.05	29.3 ± 0.5	0.36 ± 0.07
	27~39	$t_{on}=21\text{ h}; t_{off}=0\text{ h}$	0.20 ± 0.05	28.9 ± 0.5	0.36 ± 0.06
III	40~46	$t_{on}=6\text{ h}; t_{off}=1\text{ h}$	0.25 ± 0.05	28.1 ± 0.5	0.38 ± 0.05
	47~77	$t_{on}=2\text{ h}; t_{off}=2\text{ h}$	0.25 ± 0.05	28.2 ± 2.7	0.50 ± 0.14

难生物降解有机污染物. 由于两反应器的出水又排放至水解酸化池, 导致其进水中的 $\text{NO}_2^-$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N随着短程硝化的建立而快速增大. 整个试验过程中反应器内的水温保持在 $(28.3 \pm 2.7)^\circ\text{C}$ , pH 值控制在 7.7~8.1 之间.

接种污泥取自河北衡水京安猪场废水处理厂的活性污泥. 接种污泥的最大 ANAMMOX 活性(以 N/MLVSS 计, 下同)为  $0.012\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ , 接种后 SBR 和 SBBR 中的混合液悬浮固体(mixed liquor suspended solids, MLSS)浓度分别为  $3.9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $3.6\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ .

### 1.3 取样和分析方法

每个周期对反应池的进水和出水进行采样. 当反应器进水完成后, 通过投加  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$  和  $\text{NaHCO}_3$  对池内 NLR 和 pH 进行调节, 曝气混合 30 min, 取沉淀 10 min 后的上清液作为进水水样. 分别在第 1、51 和 77 d 对两反应器进行污泥样品采集.

废水样品经过  $0.45\text{ }\mu\text{m}$  滤膜进行过滤后, 采用国家规定标准方法分析水样的  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N<sup>[18]</sup>; TN 以  $\text{TN} = \text{NH}_4^+$ -N +  $\text{NO}_2^-$ -N +  $\text{NO}_3^-$ -N 计; MLSS 及 MLVSS 采用过滤烘干称重的方法测定; DO 和 pH 值及温度采用便携式多参数水质测试仪(HACH-HQ40d, USA)进行测定. 在  $30^\circ\text{C}$  下测量 SBR 中污泥的最大 ANAMMOX 活性, 分别在第 1、51 和 77 d 采集 SBR 沉淀期间的污泥, 然后注入 1 L 的烧杯, 同时向烧杯中加入 0.25 g 的  $\text{NaNO}_2$ , 将烧杯用塑料膜密封, 通过加热磁力搅拌器控制反应温度, 并搅拌污泥以进行混合. 定期取样检测, 以  $\text{NO}_2^-$ -N 大于  $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  为有效阈值, 对 TN 变化曲线进行线性拟合, 得出污泥中 ANAMMOX 菌的最大活性. 由于在第 1 d 的 ANAMMOX 活性试验中出现了明显的反硝化现象, 为准确地计算接种污泥的 ANAMMOX 活性, 基于活性试验是处于密封厌氧条件下进行, ANAMMOX 菌活性可根据式(1)计算<sup>[19]</sup>:

$$V_A = 2.04 \times K_N \times 24 \times 60 / (1000 \times \text{MLVSS}) \quad (1)$$

式中,  $V_A$  为 ANAMMOX 菌的活性 [ $\text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ ],  $K_N$  为  $\text{NH}_4^+$ -N 拟合去除速率 [ $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ ],

MLVSS 为接种污泥的混合液挥发性悬浮固体(mixed liquid volatile suspended solids)浓度 ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

### 1.4 DNA 提取和实时定量 qPCR

取 2~3 mL 不同试验阶段的活性污泥样品, 经转速为  $13\,200\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$  离心 10 min 后, 使用 Fast DNA SPIN for Soil 试剂盒提取. 提取的 DNA 分别用 NanoDrop 2000(Thermo Scientific, USA)和 1% 琼脂糖凝胶电泳检测浓度和质量, 提取的污泥 DNA 样品存储在  $-70^\circ\text{C}$  直到使用.

对包括亚硝化(*amoA*)、硝化(*nxB*)、反硝化(*narG*)和厌氧氨氧化(*hzsA*)的氮素转化功能基因进行定量研究. 将克隆质粒稀释 10 倍梯度, 选择 5~7 点预实验制备标准曲线. qPCR 扩增的热循环步骤如下: ①  $50^\circ\text{C}$ , 2 min, ②  $95^\circ\text{C}$ , 5 min, ③  $95^\circ\text{C}$ , 20 s, ④各功能基因退火温度分别为: 60、55、50 和  $55^\circ\text{C}$ , 30 s, ⑤  $72^\circ\text{C}$ , 31 s, ⑥终点读板, 重复至步骤 ③~⑤, 重复次数在 39 次以上, ⑦熔体曲线分析:  $60\sim 95^\circ\text{C}$ , 读取间隔  $0.2^\circ\text{C}$ . 反应使用 ABI Real-time PCR system 7500(ABI, USA)进行, 熔解曲线和凝胶电泳验证了特异性, 用标准曲线和阴性对照一式三份定量每个基因.

### 1.5 功能微生物倍增时间和生长率

反应器内 ANAMMOX 菌的倍增时间和生长率依据式(2)和式(3)进行计算<sup>[20]</sup>:

$$t_d = \ln(2) \times (t - t_0) / \ln(c/c_0) \quad (2)$$

$$\ln c = \ln c_0 + \mu(t - t_0) \quad (3)$$

式中,  $t_d$  为倍增时间(d),  $t - t_0$  为时间段(d),  $c$  为 ANAMMOX 菌的目标基因拷贝数浓度( $\text{copies}\cdot\text{mL}^{-1}$ ),  $c_0$  为 ANAMMOX 菌的目标基因初始拷贝数浓度( $\text{copies}\cdot\text{mL}^{-1}$ ),  $\mu$  为生长率( $\text{d}^{-1}$ ).

## 2 结果与讨论

### 2.1 短程硝化阶段(I)

有研究表明, 游离氨(FA)对 NOB 的抑制作用强于 AOB<sup>[21,22]</sup>. 相较于 NOB, AOB 在缺氧向好氧环境转化过程中能够快速恢复活性<sup>[23]</sup>, AOB 和

NOB 的氧饱和常数分别为  $0.2 \sim 0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $1.2 \sim 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 控制 DO 浓度在两者氧饱和常数之间时, 可有效实现 AOB 与 NOB 生长速率的差异最大化<sup>[24]</sup>. 因此, 在短程硝化阶段, pH 控制在  $7.7 \sim 8.1$  以提高 FA 浓度, 采用曝停时间比 (曝停比) 为 2 h: 1 h 的间歇曝气模式, 控制两反应器中 DO 浓度在  $(0.60 \pm 0.20) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 且两反应器保持相同的运行模式. 经过 10 d 的调试运行, 两反应器中成功实现了较高浓度的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累, 运行期间的曝气时长、

DO 及  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累情况如图 2 所示. 相较于 SBR, SBRR 在第 5 d 率先出现  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的积累, 由于两反应器的出水排至作为进水源的水解酸化池, 导致进水  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度随之增大, SBRR 中的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度在一周时间内迅速累积至  $199 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  去除率和亚硝酸盐积累率 (NAR) 分别为 73.6% 和 41.2%; 而 SBR 运行至第 8 d 开始出现明显的亚氮积累,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  去除率和 NAR 在第 10 d 增长至 48.0% 和 33.5%,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累浓度为  $99 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

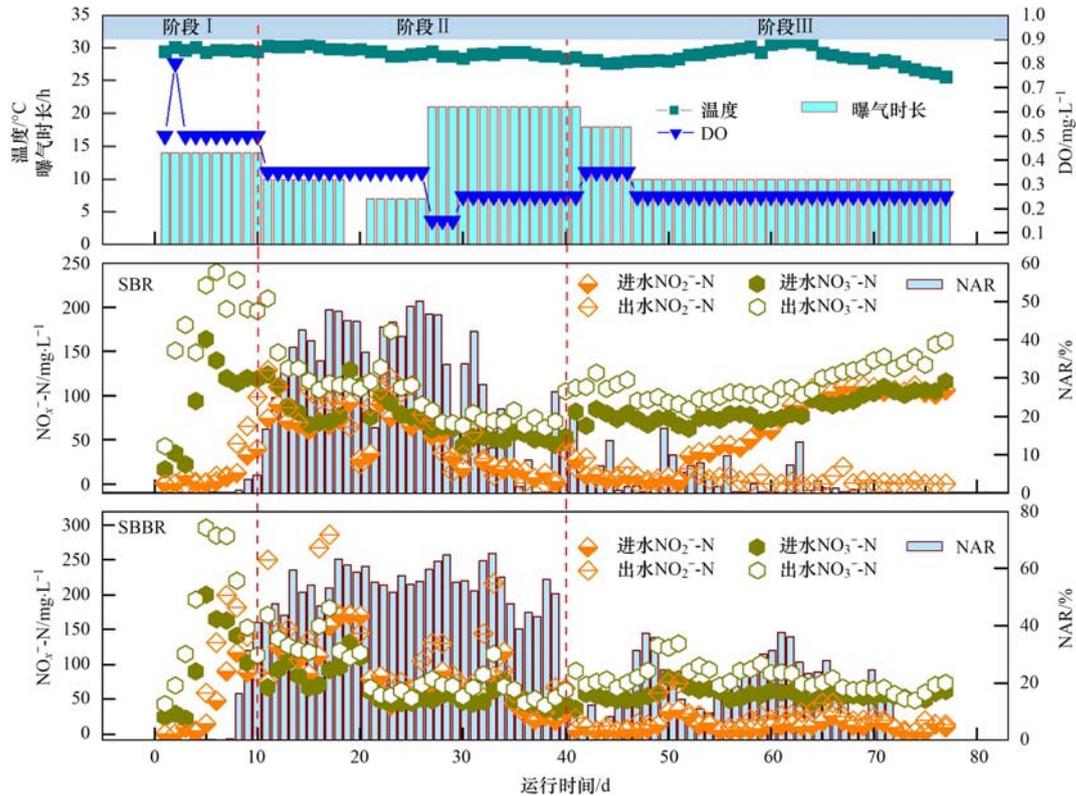


图 2 两个 CPNA 反应器启动过程中的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  和  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的浓度变化

Fig. 2 Changes of  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  and  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  during the start-up of CPNA reactors

两反应器中  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累效果表明, SBRR 在启动时间和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累速率均明显优于 SBR, 这说明在相同条件下, SBRR 的泥膜共生形式更适于短程硝化的快速启动. 相较于活性污泥, 可能是泥膜共生的污泥形态可以更多地保留污泥中的新生菌群吸附于填料上, 再结合前期排水过程中存在明显的污泥流失, 从而实现对目标菌种的快速筛选, 促进目标菌种得以快速富集<sup>[16, 25]</sup>.

## 2.2 短程硝化向 ANAMMOX 转化阶段 (II)

在短程硝化向 ANAMMOX 转化过程中, 如何平衡 DO 输入和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累是启动 CPNA 工艺的一个难题, 既需要供氧以实现稳定的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  供给, 又需要限氧防止过量 DO 对 ANAMMOX 菌活性的抑制. 本研究通过调控 DO 和间歇曝气方式促进 ANAMMOX 菌活性的显现, 运行调控策略及相应的脱氮性能变

化如图 3 所示. 在第 11 ~ 26 d, 两反应器的 DO 和曝停比分别由前一阶段的  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和 2 h: 1 h 逐步调整至  $0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和 1 h: 2 h, 此时出水  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度并没有随之降低, 而呈现继续增大然后逐步降低的趋势, 这是由于 AOB 活性逐渐增大、进水中残留有出水中的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ , 使得  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  积累浓度的调控具有滞后性. 在第 27 ~ 29 d 两反应器的 DO 进一步降低至  $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 并采用连续曝气方式提高传质效果, 随后 SBR 中出现了连续稳定的 TN 去除, 总氮去除率 (TNRE) 和总氮去除负荷 (TNRR, 以 N 计, 下同) 分别稳定在 13.2% 和  $0.050 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ . 随着 SBR 中 ANAMMOX 菌活性的持续增大, 反应器中的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度逐步降低, 较低的 DO 环境使得反应器中积累的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  不能满足 ANAMMOX 菌的底物需求. 第 30 d 仅将 SBR 中 DO 浓度提高至 0.25

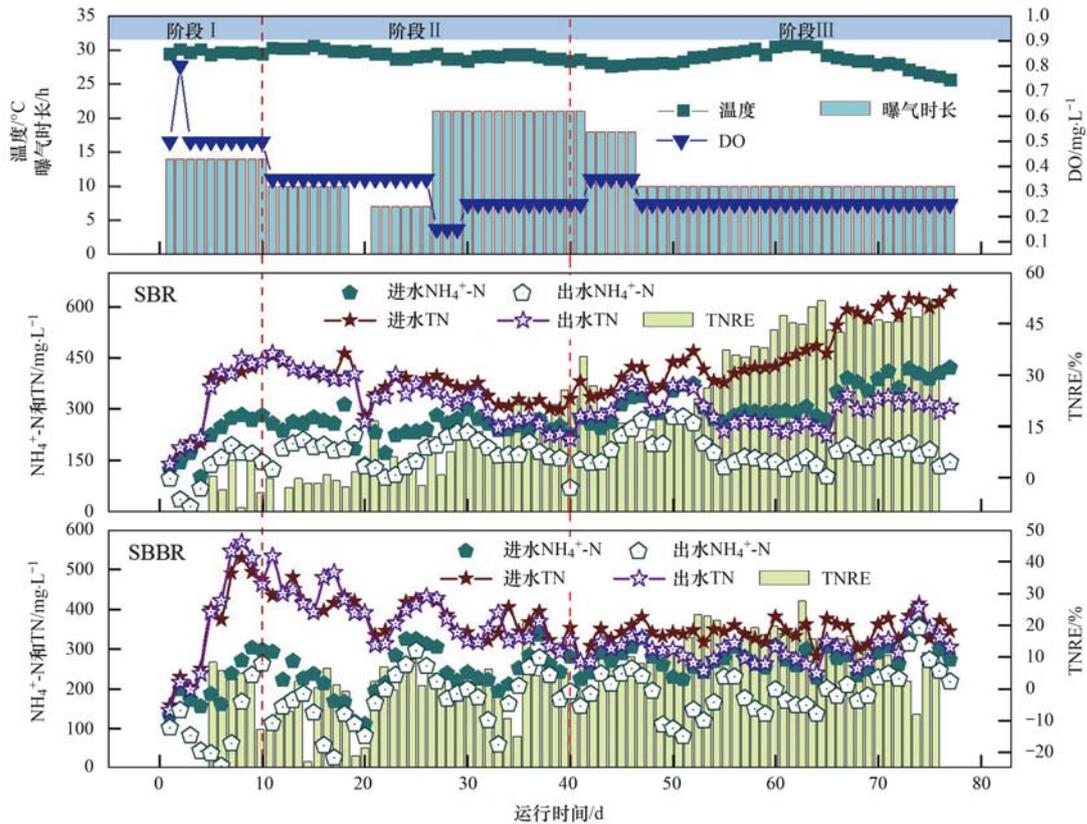


图3 两个 CPNA 反应器启动过程中的脱氮性能

Fig. 3 Nitrogen removal performance during start-up of CPNA reactors

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,以促进 $\text{NO}_2^-$ -N的积累;稳定运行至第39 d, SBR的脱氮效能经过快速增长后逐步保持稳定, TNRE和 TNRR分别稳定在23.3%和 $0.069\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ;

在此期间, SBBR一直未出现连续稳定的TN去除,这可能是由于ANAMMOX菌受到长时间高浓度的 $\text{NO}_2^-$ -N抑制所致<sup>[26]</sup>.尽管SBBR的接种污泥具有一定的ANAMMOX活性,但经过39 d的调试运行后却一直未出现连续稳定的TN去除现象,这与先前Kimura等<sup>[12]</sup>的研究所得出的当水中 $\text{NO}_2^-$ -N浓度低于 $274\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, ANAMMOX活性可在3 d内完全恢复的结论不符.  $\text{NO}_2^-$ -N对ANAMMOX菌的抑制程度不仅取决于 $\text{NO}_2^-$ -N浓度,暴露时间同样是非常重要的因素,长时间、高浓度的 $\text{NO}_2^-$ -N抑制作用会对ANAMMOX菌活性造成难以恢复的影响.鉴于SBBR中长时间未有ANAMMOX活性显现的迹象,在第40 d尝试将池中约30%的絮状污泥进行重新接种,经过短期适应后出现了稳定的TN去除,反应器的TNRE和TNRR逐渐增大并稳定在22.6%和 $0.076\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ .而在第55~77 d期间, SBBR的TNRE和TNRR随着水温从 $30.9^\circ\text{C}$ 逐步降低至 $25.6^\circ\text{C}$ 而分别下降至11.5%和 $0.041\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ,这表明较高的水温仍是保持

ANAMMOX工艺稳定运行的重要控制参数.

通过对比分析, SBR和SBBR中的ANAMMOX菌分别受到了7 d介于 $100\sim 129\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和17 d介于 $129\sim 286\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{NO}_2^-$ -N抑制影响,经过39 d的调试运行, SBR顺利完成由短程硝化向ANAMMOX工艺的转化,而SBBR始终未能实现稳定的TN去除,没有完成短程硝化向ANAMMOX工艺的转化.这表明长时间高浓度 $\text{NO}_2^-$ -N抑制环境对ANAMMOX菌活性造成了难以恢复的影响,在CPNA工艺启动过程中,合理的 $\text{NO}_2^-$ -N浓度控制是CPNA工艺成功启动的关键因素.

### 2.3 外加 $\text{NaNO}_2$ 强化ANAMMOX阶段(III)

在第33~39 d运行期间, SBR的TNRR并未随着运行时间而继续增大,而是稳定在 $0.072\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ .而第38、39 d连续低于 $0.23\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的出水 $\text{NO}_2^-$ -N浓度则表明(图2),此时SBR内有限的 $\text{NO}_2^-$ -N供给限制了ANAMMOX菌的脱氮速率.为了进一步提高SBR中的 $\text{NO}_2^-$ -N供给,保证ANAMMOX菌在充足底物条件下快速增殖,本研究尝试通过外投 $\text{NaNO}_2$ 和提高DO这两种方法强化反应器中 $\text{NO}_2^-$ -N的供给.第40 d开始向SBR中投加 $28.7\text{ kg}$ 的 $\text{NaNO}_2$ ,将进水 $\text{NO}_2^-$ -N浓度增至 $49\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , SBR的TNRR和TNRE分别跃升至0.117

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  和 35.4%；然后在第 42 ~ 46 d 将 DO 升至  $0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，调整先前的连续曝气为间歇曝气 ( $t_{\text{on}}: t_{\text{off}} = 6 \text{ h}: 1 \text{ h}$ )，通过提高供氧强化反应器内  $\text{NO}_2^-$ -N 的积累，该期间 SBR 平均出水  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度为  $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，然而其 TNRR 和 TNRE 却迅速回落至  $0.052 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  和 14.3% 左右。这可能是由于反应器中 ANAMMOX 菌活性受到了 DO 的抑制<sup>[27,28]</sup>，并且 DO 升高导致短程硝化的失稳， $\text{NO}_3^-$ -N 积累增大。因此，在第 47 ~ 51 d 将 DO 恢复至  $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，曝停比为 1 h: 1 h，以缓解 SBR 中  $\text{NO}_3^-$ -N 的过量积累。通过对比上述两种提高亚硝酸盐供给的调控策略，阶段性外加  $\text{NaNO}_2$  更加简单、有效。

在第 52 ~ 77 d 向 SBR 中分批添加  $\text{NaNO}_2$ ，期间反应器脱氮效能变化如图 4 所示，随着  $\text{NaNO}_2$  添加量从  $17.2 \text{ kg} (\text{NO}_2^- \text{-N} = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})$  逐渐增加到  $63.2 \text{ kg} (\text{NO}_2^- \text{-N} = 110 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})$ ，SBR 的 TNRR 和 TNRE 分别从第 51 d 的  $0.070 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  和 16.0% 迅速提高至第 77 d 的  $0.336 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  和 52.2%。尽管反应温度已降至  $25.6^\circ\text{C}$ ，但反应器脱氮负荷得到了快速增强，同时  $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N} / \Delta\text{TN}$  稳定在 0.14 左右，接近于理论值，这表明反应器内已实现稳定的短程硝化，且 ANAMMOX 反应是最为主要的脱氮途径，CPNA 工艺在 77 d 内得到了快速启动。在反应器由短程硝化向 ANAMMOX 工艺转化过程中，需要将 DO 降至非常低的浓度 ( $< 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )，这将严重限制  $\text{NO}_2^-$ -N 累积，而  $\text{NO}_2^-$ -N 短缺又会进一步限制 ANAMMOX 菌生长，从而导致启动时间延长，甚至是

系统崩溃。通过阶段性外加亚硝酸盐维持稳定的  $\text{NO}_2^-$ -N 供给，优先保证 ANAMMOX 菌活性得到最大限度的增长，可有效促进 CPNA 工艺的快速启动。

#### 2.4 氮转化功能菌群变化趋势

SBR 在经过 77 d 的调试运行成功启动了 CPNA 工艺，反应器中第 1、51 和 77 d 污泥的 ANAMMOX 活性及氮转化功能菌基因拷贝浓度的变化趋势如图 5 所示。在第 1 ~ 51 d 期间，通过控制间歇曝气方式、进水  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度和 DO 实现了短程硝化向 ANAMMOX 反应的转化，反应器中 ANAMMOX 菌的活性和基因拷贝数浓度分别从最初的  $0.012 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $4.42 \times 10^4 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$  升高至  $0.084 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $1.66 \times 10^6 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$ ；同时，AOB 的基因拷贝数浓度从  $8.06 \times 10^6 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$  增加到  $1.37 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$ ，而 NOB 的基因拷贝数浓度则略有下降，这表明该阶段的 DO 控制策略有效促进了 SBR 中短程硝化的建立以及 ANAMMOX 菌活性的增长。通过式(2)和式(3)计算得 CPNA 工艺启动阶段 ANAMMOX 菌的生长率和倍增时间分别为  $0.071 \text{ d}^{-1}$  和 9.74 d。经过 26 d 的外加亚硝酸盐强化运行后，ANAMMOX 菌的活性和基因拷贝数浓度则继续增大至  $0.307 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $1.77 \times 10^7 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$ ，且该阶段 ANAMMOX 菌的生长率和倍增时间分别为  $0.046 \text{ d}^{-1}$  和 7.62 d，优于 Strous 等<sup>[29]</sup>的研究用 SBR 富集 ANAMMOX 菌试验中所得出  $0.065 \text{ d}^{-1}$  的生长率和 11 d 的倍增时间。这表明在短程硝化向 CPNA 工艺转化的过程中，阶段性外加亚硝酸盐的运行策略可有效解决因低 DO 所导致

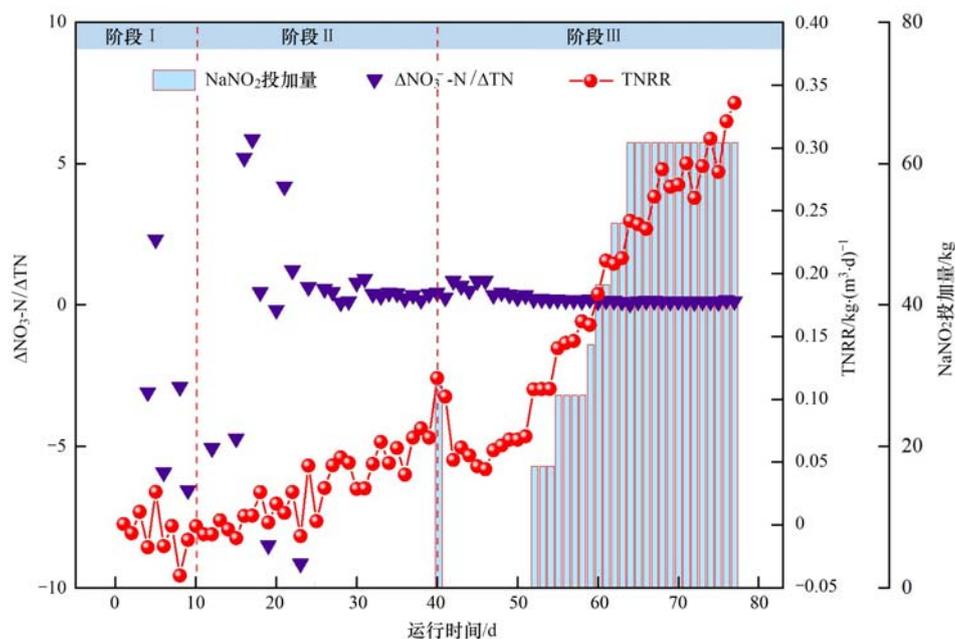


图 4 SBR 在外加  $\text{NaNO}_2$  强化阶段的脱氮效能

Fig. 4 Nitrogen removal performance of SBR at the biofortification stage by  $\text{NaNO}_2$  addition

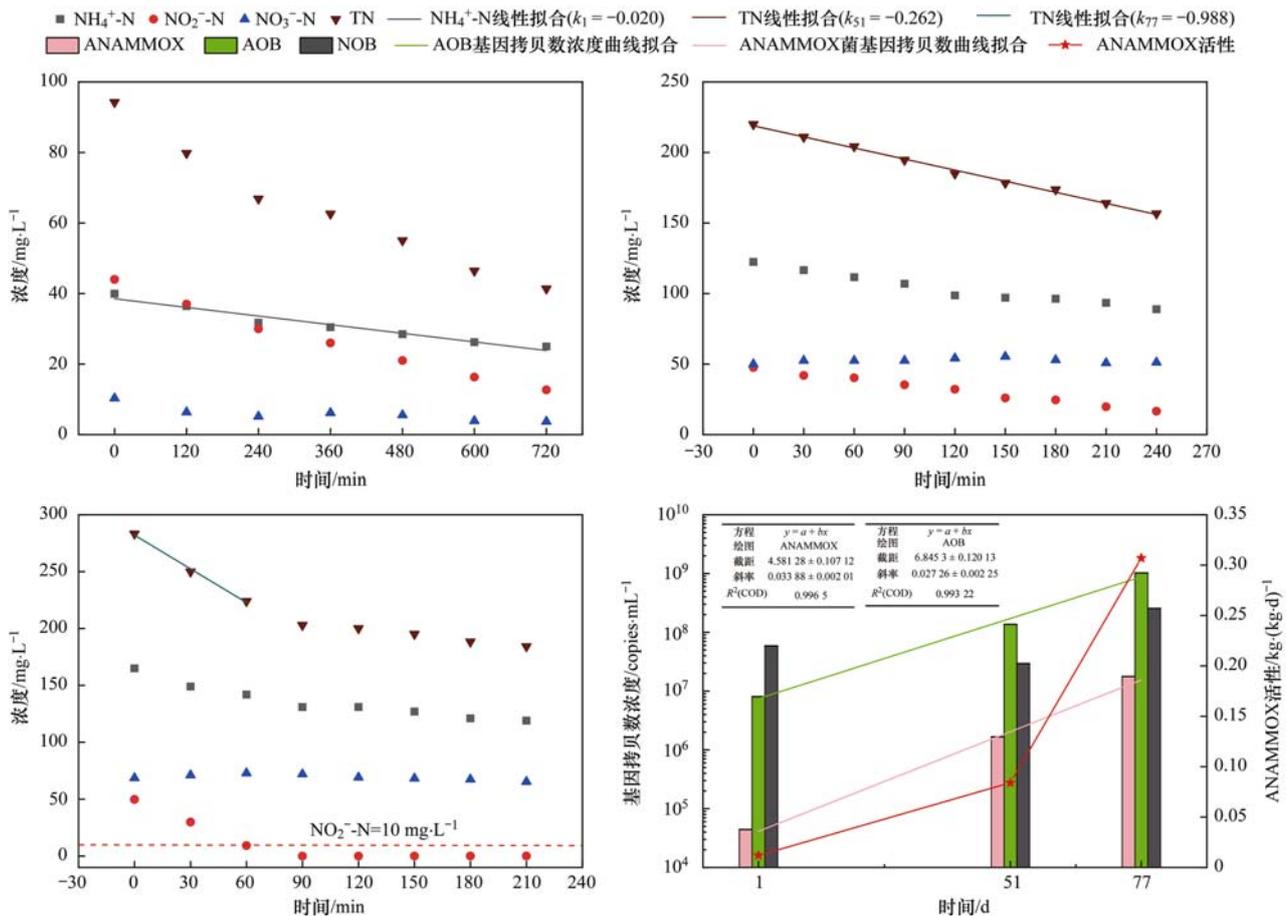


图5 SBR中ANAMMOX菌活性及氮转化功能菌基因拷贝数浓度的变化

Fig. 5 Variations of the ANAMMOX activities and gene copy concentration of nitrogen-transforming bacteria in the SBR

的 $\text{NO}_2^-$ -N积累不足的问题,避免ANAMMOX菌生长受到反应底物不足的限制.通过将不同阶段SBR污泥中AOB、ANAMMOX菌的基因拷贝数浓度曲线进行线性拟合发现,SBR中AOB和ANAMMOX菌的数量浓度均呈几何级数增长趋势,AOB和ANAMMOX菌的基因拷贝数浓度( $\text{copies} \cdot \text{mL}^{-1}$ )可分别以下列拟合方程式计算:

$$c_{\text{AOB}} = 10^{(0.02726t + 6.8453)}$$

$$c_{\text{ANAMMOX}} = 10^{(0.03388t + 4.5813)}$$

这表明在整个CPNA工艺启动过程中,通过调控DO和曝气方式为主,辅以外加 $\text{NaNO}_2$ 的亚硝酸盐调控策略可有效保障反应器中AOB和ANAMMOX菌的快速增长,进而实现CPNA工艺的快速启动.

SBBR经过二次接种后实现了较为稳定的CPNA反应.经过77d的调试运行,反应器内AOB、NOB和ANAMMOX菌的基因拷贝数浓度(以MLVSS计)由接种污泥的 $2.93 \times 10^9$ 、 $2.13 \times 10^{10}$ 和 $1.60 \times 10^7 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ,分别逐步演变为组合填料上所形成生物膜中的 $6.98 \times 10^9$ 、 $4.94 \times 10^9$ 和 $6.53 \times 10^7 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ .AOB基因拷贝数浓度的少量增大

和NOB基因拷贝数浓度的明显降低验证了SBBR内存在稳定的短程硝化,而AOB基因拷贝数浓度只有小幅的增大可能是由于AOB更喜欢在絮状污泥里富集生长<sup>[30]</sup>.而反应器内ANAMMOX菌在遭受到严重的 $\text{NO}_2^-$ -N抑制后进行二次接种,稳定运行37d后所形成生物膜中ANAMMOX菌基因拷贝数浓度有所增长,这同SBBR在进行二次接种后出现连续稳定的TN去除现象相符.

### 3 结论

(1)在短程硝化启动过程的相同条件下,通过调控DO、pH及曝气模式,SBBR的启动时间和 $\text{NO}_2^-$ -N积累速率均明显优于SBR,泥膜共生形式更适于短程硝化的快速启动.

(2)在成功启动短程硝化的基础上,可逐步降低DO来启动ANAMMOX.SBBR经过39d调试运行成功实现了连续稳定的TN去除,TNRR和TNRE分别稳定在 $0.069 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和23.3%;而经过相同调试运行的SBBR未能实现稳定的TN去除,这可能是由于长时间、高浓度的 $\text{NO}_2^-$ -N抑制(129~286 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,共计17d)对ANAMMOX菌活性造成了难

以恢复的影响。

(3)合理的 $\text{NO}_2^-$ -N调控是 CPNA 工艺快速启动的关键因素. 以调控 DO、曝气方式为主和辅以外加  $\text{NaNO}_2$  的亚硝酸盐调控策略可有效实现反应器中 AOB 和 ANAMMOX 菌的快速增长. 经过阶段性外加  $\text{NaNO}_2$  后, SBR 在第 77 d 成功启动了 CPNA 工艺, TNRR 和 TNRE 分别从第 51 d 的  $0.070 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、16.0% 迅速提高至第 77 d 的  $0.336 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、52.2%, ANAMMOX 菌的活性和基因拷贝数浓度从最初的  $0.012 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $4.42 \times 10^4 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$  跃升至  $0.307 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $1.77 \times 10^7 \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$ .

#### 参考文献:

- [ 1 ] Ma B, Wang S Y, Cao S B, *et al.* Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **200**: 981-990.
- [ 2 ] Mulder A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies[J]. *Water Science & Technology*, 2003, **48**(1): 67-75.
- [ 3 ] Jetten MSM, Cirpus I, Kartal B, *et al.* 1994-2004: 10 years of research on the anaerobic oxidation of ammonium [J]. *Biochemical Society Transactions*, 2005, **33**(1): 119-123.
- [ 4 ] Zhang F Z, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Efficient step-feed partial nitrification, simultaneous Anammox and denitrification (SPNAD) equipped with real-time control parameters treating raw mature landfill leachate [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, **364**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.09.066.
- [ 5 ] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, *et al.* Full-scale partial nitrification anammox experiences-an application survey [J]. *Water Research*, 2014, **55**: 292-303.
- [ 6 ] Deng S Y, Peng Y Z, Zhang L, *et al.* Advanced nitrogen removal from municipal wastewater via two-stage partial nitrification-simultaneous anammox and denitrification (PN-SAD) process [J]. *Bioresource Technology*, 2020, **304**, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122955.
- [ 7 ] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [ 8 ] Peng Y Z, Guo J H, Horn H, *et al.* Achieving nitrite accumulation in a continuous system treating low-strength domestic wastewater: switchover from batch start-up to continuous operation with process control [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, **94**(2): 517-526.
- [ 9 ] 王元月, 魏源送. 新型控制模式下短程硝化/厌氧氨氧化法处理污泥水[J]. *中国给水排水*, 2013, **29**(17): 24-27.  
Wang Y Y, Wei Y S. Combined partial nitrification and ANAMMOX process for treating sludge water under new control pattern[J]. *China Water & Wastewater*, 2013, **29**(17): 24-27.
- [ 10 ] Miao Y Y, Zhang J H, Peng Y Z, *et al.* An improved start-up strategy for mainstream anammox process through inoculating ordinary nitrification sludge and a small amount of anammox sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, **384**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121325.
- [ 11 ] 王元月, 魏源送, 张树军. 厌氧氨氧化技术处理高浓度氨氮工业废水的可行性分析[J]. *环境科学学报*, 2013, **33**(9): 2359-2368.  
Wang Y Y, Wei Y S, Zhang S J. Feasibility analysis of anammox for treating high strength ammonia industrial wastewater[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(9): 2359-2368.
- [ 12 ] Kimura Y, Isaka K, Kazama F, *et al.* Effects of nitrite inhibition on anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, **86**(1): 359-365.
- [ 13 ] 朱强, 王凡, 刘娜, 等. 亚硝酸盐形态对 ANAMMOX 菌活性的影响及抑制规律[J]. *中国给水排水*, 2019, **35**(15): 122-127.  
Zhu Q, Wang F, Liu N, *et al.* Effect of nitrite form on ANAMMOX bacteria activity and its inhibiting rule[J]. *China Water & Wastewater*, 2019, **35**(15): 122-127.
- [ 14 ] 付昆明. 全程自养脱氮(CANON)反应器的启动及其脱氮性能[D]. 北京: 北京工业大学, 2010.  
Fu K M. Start-up and performance of nitrogen removal of CANON reactor[D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2010.
- [ 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 ] 李思敏, 左富民, 吴坤茹. 石英砂-海绵填料 CANON 反应器的快速启动研究[J]. *中国给水排水*, 2018, **34**(3): 100-104.  
Li S M, Zuo F M, Wu K R. Rapid start-up of CANON reactor filled with quartz sand/sponge carrier [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, **34**(3): 100-104.
- [ 17 ] 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.
- [ 18 ] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [ 19 ] Kuenen J G. Anammox bacteria: from discovery to application [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, **6**(4): 320-326.
- [ 20 ] Park H, Rosenthal A, Jezek R, *et al.* Impact of inocula and growth mode on the molecular microbial ecology of anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) bioreactor communities [J]. *Water Research*, 2010, **44**(17): 5005-5013.
- [ 21 ] Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, *et al.* The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(14): 4442-4448.
- [ 22 ] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*[J]. *Water Science & Technology*, 2007, **56**(7): 89-97.
- [ 23 ] 李亚峰, 秦亚敏, 谢新立, 等. 间歇曝气条件下短程硝化的实现及影响因素研究[J]. *环境工程学报*, 2011, **5**(7): 1518-1521.  
Li Y F, Qin Y M, Xie L X, *et al.* Study on achievement and influencing factors of shortcut nitrification in intermittent aeration [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2011, **5**(7): 1518-1521.
- [ 24 ] Laanbroek H J, Gerards S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures[J]. *Archives of Microbiology*, 1993, **159**(5): 453-459.
- [ 25 ] 周家中, 吴迪, 韩文杰, 等. 基于 MBBR 的 CANON 工艺处理

- 消化液中试启动[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(6): 2378-2386.
- Zhou J Z, Wu D, Han W J, *et al.* Pilot scale start-up of CANON disposal sludge-digestion wastewater treatment based on MBBR [J]. China Environmental Science, 2019, **39**(6): 2378-2386.
- [26] Dosta J, Fernández I, Vázquez-Padín J R, *et al.* Short-and long-term effects of temperature on the Anammox process[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **154**(1-3): 688-693.
- [27] Egli K, Fanger U, Alvarez P J J, *et al.* Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate [J]. Archives of Microbiology, 2001, **175**(3): 198-207.
- [28] 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.
- [29] 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.
- [30] Tan H, Wang Y Y, Tang X, *et al.* Quantitative determination of cavitation formation and sludge flotation in Anammox granules by using a new diffusion-reaction integrated mathematical model[J]. Water Research, 2020, **174**, doi: 10.1016/j.watres.2020.115632.



## CONTENTS

Disinfection By-products in Drinking Water and Their Control Strategies; A Review .....	CHU Wen-hai, XIAO Rong, DING Shun-ke, <i>et al.</i>	(5059)
Advances in Mechanism and Influencing Factors Affecting Hydrogen Sulfide Adsorption by Biochar .....	XU Qi-yong, LIANG Ming-shen, XU Wen-jun, <i>et al.</i>	(5086)
Effect of Vegetation Coverage on the Temporal and Spatial Distribution of PM <sub>2.5</sub> Concentration in China's Eight Major Economic Regions from 1998 to 2016 .....	YANG Yu-lian, YANG Kun, LUO Yi, <i>et al.</i>	(5100)
Evolution and Potential Source Apportionment of Atmospheric Pollutants of Two Heavy Haze Episodes During the COVID-19 Lockdown in Beijing, China .....	ZHAO De-long, TIAN Ping, ZHOU Wei, <i>et al.</i>	(5109)
Characteristics and Origin Analysis of Air Pollution During the Spring Festival in Linfen, Fenwei Plain .....	LIU Wei-jie, HU Tian-peng, MAO Yao, <i>et al.</i>	(5122)
Spatio-Temporal Characteristics and Potential Source Areas of Seasonal Atmospheric Pollution in Shijiazhuang .....	NIE Sai-sai, WANG Shuai, CUI Jian-sheng, <i>et al.</i>	(5131)
Impact of Air Humidity on PM <sub>2.5</sub> Mass Concentration and Visibility During Winter in Tianjin .....	DING Jing, TANG Ying-xiao, HAO Tian-yi, <i>et al.</i>	(5143)
Seasonal Variation and Source Apportionment of Carbonaceous Species in PM <sub>2.5</sub> in Chengde .....	HE Bo-wen, NIE Sai-sai, WANG Shuai, <i>et al.</i>	(5152)
Volatile Organic Compounds (VOCs) Emission Inventory from Domestic Sources in China .....	LIANG Xiao-ming, CHEN Lai-guo, SHEN Guo-feng, <i>et al.</i>	(5162)
Characteristics of Industrial Volatile Organic Compounds (VOCs) Emission in China from 2011 to 2019 .....	LIU Rui-yuan, ZHONG Mei-fang, ZHAO Xiao-ya, <i>et al.</i>	(5169)
VOCs Emission Inventory and Uncertainty Analysis of Industry in Qingdao Based on Latin Hypercube Sampling and Monte Carlo Method .....	XU Wan-ying, FU Fei, LÜ Jian-hua, <i>et al.</i>	(5180)
Emission Characteristics and Environment Impacts of VOCs from Typical Rubber Manufacture .....	WANG Hai-lin, XIN Guo-xing, ZHU Li-min, <i>et al.</i>	(5193)
Pollution Characteristics and Ozone Formation Potential of Ambient VOCs in Different Functional Zones of Shenyang, China .....	KU Ying-ying, REN Wan-hui, SU Cong-cong, <i>et al.</i>	(5201)
Characteristics of BTEX and Health Risk Assessment During Typical Pollution Episodes in Summer and Winter in Tianjin Urban Area .....	HAN Ting-ting, LI Ying-ruo, PU Wei-wei, <i>et al.</i>	(5210)
Atmospheric NH <sub>3</sub> Emission Inventory and Analysis of the Driving Force in Zhengzhou City .....	JI Yao, WANG Chen, LU Xuan, <i>et al.</i>	(5220)
Interactive Effects of the Influencing Factors on the Changes of O <sub>3</sub> Concentrations Based on GAMs Model in Chengdu .....	ZHANG Ying, NI Chang-jian, FENG Xin-yuan, <i>et al.</i>	(5228)
Spatial Variation Characteristics and Remote Sensing Retrieval of Total Suspended Matter in Surface Water of the Yangtze River .....	LI Jian-hong, HUANG Chang-chun, ZHA Yong, <i>et al.</i>	(5239)
Spatial Distribution Characteristics of the Spectrum, Source Analysis, and Nitrogen Response of Dissolved Organic Matter in Summer Rainfall in the Hebei Province .....	ZHANG Zi-wei, ZHOU Shi-lei, CHEN Zhao-ying, <i>et al.</i>	(5250)
Distribution and Influencing Factors of DOM Components in Urban and Suburban Polluted Rivers .....	ZHU Yi, CHEN Hao, DING Guo-ping, <i>et al.</i>	(5264)
Composition and Distribution of Microplastics in the Water and Sediments of Urban Rivers in Beijing .....	HU Jia-min, ZUO Jian-e, LI Di, <i>et al.</i>	(5275)
Nontarget Screening and Ecological Risk Assessment of Polar Organic Pollutants in Surface Water on the West Bank of Taihu Lake .....	LU Xin-yan, WANG Fei, ZHANG Li-min, <i>et al.</i>	(5284)
Optimization of Extraction Methods and Distribution Characteristics of Antibiotics and Metabolites in Sediments of a River Water-Groundwater Interaction Zone .....	LI Yu-qiong, TONG Lei, YAN Han, <i>et al.</i>	(5294)
Distribution Characteristics and Risk Assessment of Antibiotics and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Sediments of Desilting Demonstration Area in Baiyangdian Lake .....	WANG Tong-fei, ZHANG Wei-jun, LI Li-qing, <i>et al.</i>	(5303)
Dynamic Mechanisms of Groundwater Quality by Residual Contaminants of the Tanghe Wastewater Reservoir in Xiong'an New Area .....	ZHANG Zhi-xiong, WANG Shi-qin, ZHANG Yi-zhang, <i>et al.</i>	(5312)
Analysis and Prediction of Health Risk from Heavy Metals in Drinking Water Sources Based on Time Series Model .....	JI Chao, HOU Da-wei, XIE Li, <i>et al.</i>	(5322)
Spatial Distribution, Risk, and Influencing Factors of River Water-Sediment Heavy Metals in the Lower Reaches of the Qianhe River .....	GAO Yu, WANG Guo-lan, JIN Zi-han, <i>et al.</i>	(5333)
Spatial Distribution and Pollution Assessment of Dissolved Heavy Metals in Chaohu Lake Basin During the Wet Season .....	HE Miao, LIU Gui-jian, WU Lei, <i>et al.</i>	(5346)
Impact of Enclosure Culture on Heavy Metal Content in Surface Sediments of Hongze Lake and Ecological Risk Assessment .....	ZI Xin-yuan, ZHANG Ming, GU Xiao-hong, <i>et al.</i>	(5355)
Natural Water Chemistry Change in the Surface Water of Chengdu and Impact Factors .....	XU Qiu-jin, LAI Cheng-yue, DING Yao, <i>et al.</i>	(5364)
Hydrochemical Characteristics and Controlling Factors of Groundwater in the Leizhou Peninsula .....	PENG Hong-xia, HOU Qing-qin, ZENG Min, <i>et al.</i>	(5375)
Land-based Nitrogen Pollution Source Structure and Spatial Distribution in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area .....	DONG Si-qi, HUANG Chong, <i>et al.</i>	(5384)
Output Characteristics of Nitrogen and Phosphorus from Non-Point Source Pollution of Typical Land Use in a Micro-Watershed in Hilly Red Soil Region .....	FANG Zhi-da, SU Jing-jun, ZHAO Hong-tao, <i>et al.</i>	(5394)
Effects of Different Fertilization Patterns on Nitrogen Leaching Loss from Paddy Fields Under Reduced Nitrogen .....	JIANG Hai-bin, ZHANG Ke-qiang, ZOU Hong-tao, <i>et al.</i>	(5405)
Effects of <i>Spartina alterniflora</i> Invasion on Soil Phosphorus Forms in the Jiaozhou Bay Wetland .....	SHA Meng-qiao, CHAI Na, ZHAO Hong-tao, <i>et al.</i>	(5414)
Contrasting Analysis of Microbial Community Composition in the Water and Sediments of the North Canal Based on 16S rRNA High-Throughput Sequencing .....	PENG Ke, DONG Zhi, DI Yan-ming, <i>et al.</i>	(5424)
Characteristics of Phosphorus Adsorption in Aqueous Solution by Si-modified Peanut Shell Biochar .....	ZHAO Min, ZHANG Xiao-ping, WANG Liang-rong, <i>et al.</i>	(5433)
Adsorption Characteristics of Pb(II) on Eucalyptus Biochar Modified by Potassium Permanganate .....	MO Zhen-lin, ZENG Hong-hu, LIN Hua, <i>et al.</i>	(5440)
Preparation of Mixed Metal Oxide/Carbon Composites and Its Adsorption Performance for Pb(II) .....	LU Yu-shen, ZONG Li, YU Hui, <i>et al.</i>	(5450)
Fabrication of Supported Titanium Xerogel Adsorbent and Performance Evaluation for Arsenite Removal .....	SUN Ye-yang, ZHOU Chang, GAN Yong-hai, <i>et al.</i>	(5460)
Nitrite Regulation During Start-up of Combined Partial Nitrification and ANAMMOX Process .....	ZUO Fu-min, ZHENG Rui, SUI Qian-wen, <i>et al.</i>	(5472)
Effects of Biochar and Straw Return on Soil Aggregate and Organic Carbon on Purple Soil Dry Slope Land .....	DENG Hua, GAO Ming, LONG Yi, <i>et al.</i>	(5481)
Response of Soil Organic Carbon Content in Different Slope Positions to Fertilization Management in Purple Soil Sloping Fields .....	XU Man, YU Luo, WANG Fu-hua, <i>et al.</i>	(5491)
Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in the Eastern Mountainous Area of the Nanyang Basin .....	LAI Shu-ya, DONG Qiu-yao, SONG Chao, <i>et al.</i>	(5500)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Suburban Farmland Soil .....	ZHANG Xiu-xiu, LU Xiao-li, WEI Yu-chen, <i>et al.</i>	(5510)
Accumulation Characteristics and Dietary Exposure Estimation of Heavy Metals in Vegetables from the Eastern Coastal Region of China .....	SUN Shuai, GENG Ning-bo, GUO Cui-cui, <i>et al.</i>	(5519)
Security Risk and Influencing Factors of Agro-Products in Farmland Soil Around a Typical Mining Smelter .....	HUO Yan-hui, WANG Mei-e, XIE Tian, <i>et al.</i>	(5526)
Cd Pollution and Safe Planting Zoning in Paddy Soils: A Case Study in a District of Chongqing .....	CAO Shu-zhen, MU Yue, CUI Jing-xin, <i>et al.</i>	(5535)
Characteristics and Influencing Factors of Cadmium Accumulation in Different Rice Varieties Under Cadmium Contaminated Field Conditions .....	WANG Yu-hao, YANG Li, KANG Yu-chen, <i>et al.</i>	(5545)
Effects of Nano-membrane on Aerobic Composting Process and Odor Emission of Livestock Manure .....	LI Yong-shuang, SUN Bo, CHEN Ju-hong, <i>et al.</i>	(5554)