

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.4

第40卷 第4期

目次

南京江北新区大气单颗粒来源解析及混合状态	于兴娜, 时政, 马佳, 李梅, 龚克坚	(1521)
西安市 PM _{2.5} 中碳质气溶胶污染特征	牟臻, 陈庆彩, 王羽琴, 沈振兴, 华晓羽, 张梓萌, 孙浩堯, 王玛敏, 张立欣	(1529)
太原市冬季 PM _{2.5} 化学组分特征与来源解析	刘素, 马彤, 杨艳, 高健, 彭林, 曹力媛, 逢妮妮, 张浩杰	(1537)
郑州市大气细颗粒物中水溶性离子季节性变化特征及其源解析	闫广轩, 张靖雯, 雷豪杰, 黄海燕, 唐明双, 曹治国, 李云蓓, 樊静, 王跃思, 李怀刚	(1545)
珠海市郊区大气 PM _{2.5} 中元素特征及重金属健康风险评价	杨毅红, 贾燕, 卞国建, 于晓巍, 钟昌琴, 全鼎余	(1553)
一次沙尘事件对沿海及海洋大气气溶胶中金属粒径分布的影响	金同俊, 祁建华, 郝梓延, 林学辉	(1562)
基于 SOA 转化机制的沧州市重点企业秋冬季大气污染模拟	高爽, 伯鑫, 马岩, 雷团团, 王刚, 李时蓓, 陆朝阳, 毛娜, 郝明亮, 黄向峰	(1575)
京津冀大气污染变化规律及其与植被指数相关性分析	孙爽, 李令军, 赵文吉, 齐梦溪, 田欣, 李珊珊	(1585)
2015~2017年北京及近周边平房燃煤散烧及其污染排放遥感测算	赵文慧, 李令军, 鹿海峰, 姜磊, 张立坤, 王新辉, 邱昀	(1594)
基于地基遥感的杭州地区气溶胶光学特性	齐冰, 车慧正, 徐婷婷, 杜荣光, 胡德云, 梁卓然, 马千里, 姚杰	(1604)
四川省人为源挥发性有机物组分清单及其臭氧生成潜势	周子航, 邓也, 谭钦文, 吴柯颖, 宋丹林, 黄凤霞, 周小玲	(1613)
餐饮源挥发性有机物组成及排放特征	高雅琴, 王红丽, 许睿哲, 景盛翱, 刘跃辉, 彭亚荣	(1627)
广州番禺大气成分站一次典型光化学污染过程 PAN 和 O ₃ 分析	邹宇, 邓雪娇, 李菲, 殷长泰	(1634)
北京市典型道路扬尘化学组分特征及年际变化	胡月琪, 李萌, 颜旭, 张超	(1645)
南昌市场尘 PM _{2.5} 中多环芳烃的来源解析及健康风险评价	于瑞莲, 郑权, 刘贤荣, 王珊珊, 赵莉斯, 胡恭任	(1656)
道路扬尘排放因子建立方法与应用	樊守彬, 杨涛, 王凯, 李雪峰	(1664)
现实工况下挖掘机电尾气排放特征分析	马帅, 张凯山, 王帆, 庞凯莉, 朱怡静, 李臻, 毛红梅, 胡宝梅, 杨锦锦, 王斌	(1670)
雾-霾天人体平均呼吸高度处不同粒径气溶胶的微生物特性	杨唐, 韩云平, 李琳, 刘俊新	(1680)
霾天能见度参数化方案改进及预报效果评估	赵秀娟, 李梓铭, 徐敬	(1688)
支持向量机回归在臭氧预报中的应用	苏筱倩, 安俊琳, 张玉欣, 梁静舒, 刘静达, 王鑫	(1697)
基于中国电网结构及一线典型城市车辆出行特征的 PHEV 二氧化碳排放分析	郝旭, 王贺武, 李伟峰, 欧阳明高	(1705)
岩溶槽谷区地下河硝酸盐来源及其环境效应: 以重庆龙凤槽谷地下河系统为例	段世辉, 蒋勇军, 张远瞩, 曾泽, 王正雄, 吴韦, 彭学义, 刘九缠	(1715)
胶州湾表层水体中邻苯二甲酸酯的污染特征和生态风险	刘成, 孙翠竹, 张智, 唐燎, 邹亚丹, 徐擎擎, 李锋民	(1726)
湛江湾沉积物中六六六(HCHs)、滴滴涕(DDTs)有机氯农药的分布特征与风险评估	彭诗云, 彭平安, 孔德明, 陈法锦, 于赤灵, 李嘉诚, 梁宇钊, 宋建中	(1734)
生态净化系统中 DOM 光学特性及影响因素分析: 以盐龙湖春季为例	马睿, 李璇, 王莲, 王家新, 马卫星, 丁成, 吴向阳	(1742)
溶解性有机物(DOM)与区域土地利用的关系: 基于三维荧光-平行因子分析(EEM-PARAFAC)	李昀, 魏鸿杰, 王侃, 张招招, 于旭彪	(1751)
汉丰湖流域农业面源污染氮磷排放特征分析	谢经朝, 赵秀兰, 何丙辉, 李章安	(1760)
基于 RZWQM 模型模拟太行山低山丘陵区农田土壤硝态氮迁移及淋溶规律	郑文波, 王仕琴, 刘丙霞, 雷玉平, 曹建生	(1770)
澜沧江流域梯级水库建设下水体营养盐和叶绿素 a 的空间分布特征	程豹, 望雪, 马金川, 杨正健, 刘德富, 马骏	(1779)
福州地区海湾和河口潮汐沼泽湿地秋季上覆水营养盐分布特征	何露露, 杨平, 谭立山, 仝川, 黄佳芳	(1788)
尾水受纳河流中 PhACs 在传统水相中的分布及环境风险	王硕, 刘建超, 郑超亚, 张吉琛, 许嘉诚, 徐莹莹, 陆光华	(1797)
绿色屋顶雨洪调控能力与效益评价	李俊生, 尹海伟, 孔繁花, 陈佳宇, 邓金玲	(1803)
超声活化过硫酸盐降解水中典型臭味	孙昕, 孙杰, 李鹏飞, 汤加刚, 杨晴, 唐晓	(1811)
金属有机框架 MIL-53(Fe) 可见光催化还原水中 U(VI)	闫增元, 习海玲, 袁立永	(1819)
覆盖材料对洱海不同湖区沉积物溶解态有机磷和无机磷释放影响及差异	龚佳健, 倪兆奎, 肖尚斌, 赵海超, 席银, 王圣瑞	(1826)
氢氧化铜改性介孔稻壳生物炭除磷性能	许润, 石程好, 唐倩, 石稳民, 康建雄, 任拥政	(1834)
改性污泥基生物炭的性质与重金属吸附效果	陈坦, 周泽宇, 孟瑞红, 王洪廷, 陆文静, 金军, 刘颖	(1842)
纳米磁性磷酸二氢钙对 Cd 的吸附、回收与再生	李玉娇, 杨志敏, 陈玉成, 黄磊, 唐海燕	(1849)
赤铁矿抑制硫酸盐废水厌氧消化产甲烷过程中硫化氢形成与机制	黄绍福, 叶捷, 周顺桂	(1857)
微藻膜反应器处理海水养殖废水性能及膜污染特性	马航, 李之鹏, 柳峰, 徐仲, 尤宏, 王芳, 陈其伟	(1865)
生活污水预沉淀-SNAD 颗粒污泥工艺小试	李冬, 崔雅倩, 赵世勋, 刘志诚, 张杰	(1871)
生活污水与人工配水对好氧颗粒污泥系统的影响	李冬, 王樱桥, 李帅, 张杰, 王玉刚	(1878)
硫磺/硫铁矿自养反硝化系统脱氮性能	周娅, 买文宁, 梁家伟, 代吉华, 牛颖, 李伟利, 唐启	(1885)
异养硝化细菌 <i>Pseudomonas putida</i> YH 的脱氮特性及降解动力学	汪旭晖, 杨垒, 任勇翔, 陈宁, 肖倩, 崔坤, 鄯丹	(1892)
污泥龄及 pH 值对反硝化除磷工艺效能的影响	韦佳敏, 黄慧敏, 程诚, 蒋志云, 刘文如, 沈耀良	(1900)
盐度条件下 ANAMMOX-EGSB 反应器颗粒污泥微生物群落	王晗, 李瀚翔, 陈猷鹏, 郭劲松, 晏鹏, 方芳	(1906)
内源碳 PHA 的贮存对混合菌耐低温特性的影响	杨建鹏, 张健, 田晴, 朱艳彬, 李方, Wolfgang Sand	(1914)
中国市政污泥中磷的含量与形态分布	王超, 刘清伟, 耿音, 程柳, 王宁, 李彩丹, 毛宇翔	(1922)
广州市售水产品中全氟烷基化合物的污染特征和安全风险评价	王旭峰, 王强, 黎智广, 黄珂, 李刘冬, 赵东豪	(1931)
长江上游典型农业源溪流溶存氧化亚氮(N ₂ O)浓度特征及影响因素	田琳琳, 王正, 胡磊, 任光前, 朱波	(1939)
内蒙古河套灌区不同盐碱程度土壤 CH ₄ 吸收规律	杨文柱, 焦燕, 杨铭德, 温慧洋	(1950)
水稻光合碳在植株-土壤系统中分配与稳定对施磷的响应	王莹莹, 肖谋良, 张昀, 袁红朝, 祝贞科, 葛体达, 吴金水, 张广才, 高晓丹	(1957)
土壤水分和温度对西南喀斯特棕色石灰土无机碳释放的影响	徐学池, 黄媛, 何寻阳, 王桂红, 苏以荣	(1965)
黄土丘陵区侵蚀坡面土壤微生物量碳时空动态及影响因素	覃乾, 朱世硕, 夏彬, 赵允格, 许明祥	(1973)
农用地土壤抗生素组成特征与积累规律	孔晨晨, 张世文, 聂超甲, 胡青青	(1981)
生物发酵制药 VOCs 与臭味治理技术研究与进展	王东升, 朱新梦, 杨晓芳, 焦茹媛, 赵珊, 宋荣娜, 吕明哈, 杨敏	(1990)
《环境科学》征订启事(1612)	《环境科学》征稿简则(1787)	信息(1663, 1796, 1833)

生活污水预沉淀-SNAD 颗粒污泥工艺小试

李冬¹, 崔雅倩¹, 赵世勋¹, 刘志诚¹, 张杰^{1,2}

(1. 北京工业大学建筑工程学院, 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学环境学院, 城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 采用人工配水, 在 SBR 反应器中启动同步短程硝化、厌氧氨氧化耦合反硝化(SNAD)颗粒污泥工艺, 随后逐渐降低进水氨氮浓度, 低氨氮稳定运行一段时间后通入预沉淀后生活污水, 考察 SNAD 颗粒污泥工艺处理生活污水的脱氮性能及稳定性. 结果表明, SNAD 工艺启动成功后, 氨氮去除率大于 98%, 总氮去除率在 89% 左右, 随着进水氨氮浓度逐渐降低, 亚硝酸盐氧化菌(NOB)活性升高, 总氮去除率逐渐下降至 75% 左右. 通入预沉淀生活污水(NH_4^+-N 52~63 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 99~123 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)后, 平均总氮去除率为 73.2%, 出水 COD 浓度在 35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 最大出水氨氮和总氮浓度为 0.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 12.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 连续 30d 以上出水氨氮和总氮浓度达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 排放标准, 实现了生活污水碳氮同步高效去除的目的.

关键词: SNAD 工艺; 预沉淀; 生活污水; 颗粒污泥; 全程自养脱氮(CANON)工艺

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)04-1871-07 DOI: 10.13227/j.hjks.201807227

Pre-precipitation of Sewage-SNAD Granular Sludge Process Test

LI Dong¹, CUI Ya-qian¹, ZHAO Shi-xun¹, LIU Zhi-cheng¹, ZHANG Jie^{1,2}

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Using artificial water, the simultaneous partial nitrification, ANAMMOX (anaerobic ammonium oxidation), and denitrification (SNAD) granular sludge process was started in a sequencing batch reactor (SBR), and then the ammonia concentration in the influent was reduced gradually. After stable operation for a period of time under the low ammonia concentration, sewage treated by a pre-precipitation process was used as a substrate to investigate the performance and stability of the SNAD granular sludge process. The results show that after the SNAD process was successfully started, the ammonia removal rate was greater than 98%, and total the nitrogen removal rate was about 89%. As the influent ammonia concentration decreased, the nitrite-oxidizing bacteria (NOB) activity was increased and the total nitrogen removal rate gradually decreased to 75%. When the pre-precipitated domestic sewage (NH_4^+-N 52~63 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 99~123 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) was used as the inflow, the average effluent removal rate of the total effluent was 73.2%, the effluent COD concentration was below 35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the maximum effluent ammonia nitrogen and total nitrogen concentration were 0.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and 12.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The ammonia and total nitrogen concentration in the continuous 30 day effluent reached the 1A level of the integrated discharge standard of water pollutants for municipal wastewater treatment, indicating that the removal of organics and nitrogen from domestic sewage was achieved efficiently and synchronously.

Key words: SNAD; pre-precipitation; sewage; granular sludge; CANON

SNAD 工艺是将厌氧氨氧化、亚硝化和反硝化工艺结合起来的新型脱氮工艺, 在一个反应器内实现氮素和有机物的高效去除, 既解决了传统硝化-反硝化脱氮工艺运行费用高、能耗高、污泥产量高的问题, 也解决了全程自养脱氮(CANON)工艺出水总氮浓度高, 有机物耐受能力差的弊端^[1,2]. SNAD 工艺的核心为厌氧氨氧化反应, 厌氧氨氧化菌生长缓慢, 倍增时间长, 导致反应器启动缓慢^[3-5], 而颗粒污泥具有优良的沉降性能, 可以将大部分微生物截留在反应器中, 提高微生物浓度, 并且抗冲击能力强^[6-9]. 因此, 将颗粒污泥工艺与 SNAD 工艺相结合, 可以有效地将厌氧氨氧化菌截留在反应器内, 提高 SNAD 工艺的稳定性.

SNAD 工艺主要适宜处理化肥、焦化废水和垃

圾渗滤液等低 C/N 比废水^[10,11], 而城市生活污水是典型的高 C/N 比水质^[12], SNAD 工艺难以稳定. 何永平等^[13]的研究表明 C/N 比在 1~2 条件下, COD 的增加不会抑制氨氧化细菌(AOB)和厌氧氨氧化菌, 反而通过反硝化作用提高总氮去除率, C/N 比为 3~4 及生活污水运行条件下, 由于大量 COD 的存在使得好氧异养菌不断增殖, 抑制 AOB 和厌氧氨氧化菌的活性, 脱氮效率下降, 影响 SNAD 工艺的稳定性. 生活污水经过预沉淀处理后, COD 浓度下降^[14], C/N 比降低至 2 左右^[15,16], 为后续的 SNAD 工艺提供良好的运行条件. 目前的研

收稿日期: 2018-07-26; 修订日期: 2018-10-08

基金项目: 国家自然科学基金优秀青年科学基金项目(51222807)

作者简介: 李冬(1976~), 女, 博士, 教授, 主要研究方向为污水再生利用, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

究主要集中在将生活污水直接通入 SNAD 工艺中, C/N 比较高导致反应器内好氧异养菌增殖, SNAD 难以稳定运行, 因此需要对生活污水进行预处理, 维持后续 SNAD 工艺的稳定性.

本实验经 CANON 工艺启动 SNAD 工艺, 随后逐步降低进水氨氮浓度, 稳定运行一段时间后, 以预沉淀-SNAD 颗粒污泥工艺处理城市生活污水, 考察 SNAD 颗粒污泥工艺处理实际生活污水的能力, 以期为该工艺应用于工程实践提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 接种污泥

反应器接种厌氧氨氧化污泥和污水处理厂 A²/O 工艺混合污泥. 厌氧氨氧化污泥来自实验室内稳定运行的 SBR 反应器, 污泥浓度为 5 000 ~ 6 000 mg·L⁻¹, 总氮去除率在 80% 左右; A²/O 工艺污泥

来自北京高碑店污水处理厂, 污泥浓度为 3 500 ~ 4 500 mg·L⁻¹.

1.2 实验用水

实验启动阶段采用人工配水, 在进水中添加 NH₄(SO₄)₂ 和 丙酸钠 提供氨氮和 COD, 投加 NaHCO₃ 提供无机碳源及调整碱度, 保持 pH 在 7.0 ~ 8.0. MgSO₄·7H₂O 5 mg·L⁻¹, K₂HPO₄ 2 mg·L⁻¹, CaCl₂·2H₂O 3 mg·L⁻¹, 微量元素浓缩液 I、II 1.0 mL·L⁻¹. 微量元素浓缩液 I 的组成 (g·L⁻¹): EDTA 5, FeSO₄ 5; 微量元素浓缩液 II 的组成 (g·L⁻¹): EDTA 15, H₃BO₄ 0.014, MnCl₂·4H₂O 0.99, CuSO₄·5H₂O 0.25, ZnSO₄·7H₂O 0.43, NaSeO₄·10H₂O 0.21, NaMoO₄·2H₂O 0.22, CoCl₂·6H₂O 0.24, NiCl₂·6H₂O 0.19.

实验稳定运行阶段采用预沉淀后的生活污水, 预沉淀出水水质如表 1 所示.

表 1 预沉淀出水水质
Table 1 Characteristics of the effluent from the pre-precipitation

检测项目	单位	参数	检测项目	单位	参数
NH ₄ ⁺ -N	mg·L ⁻¹	52~63	COD	mg·L ⁻¹	93~141
NO ₂ ⁻ -N	mg·L ⁻¹	<0.5	pH	—	7.3~7.9
NO ₃ ⁻ -N	mg·L ⁻¹	<2.0	TP	mg·L ⁻¹	<3.0
SS	mg·L ⁻¹	55~85	温度	℃	17.2~23.6

1.3 实验装置

本实验采用 SBR 反应器, 反应器由有机玻璃制成, 有效容积为 6.0 L, 反应器壁上的垂直方向每隔 5 cm 设置一个取样口. 采用机械搅拌, 反应器底部设有曝气盘, 通过气体流量计控制曝气量, 实验装置示意如图 1 所示. 反应器的运行通过时控开关进行控制, 容积交换率为 2/3.

(1~44 d) 为 CANON 工艺启动阶段, 对反应器进行曝气启动 CANON 工艺; S2(45~98 d) 为 SNAD 工艺启动阶段, 在进水中添加有机碳源启动 SNAD 颗粒污泥工艺; S3(99~112 d)、S4(113~144 d) 为过渡阶段, 进水氨氮浓度分别为 80 和 40 mg·L⁻¹; S5(145~198 d) 为稳定运行阶段, 以预沉淀后生活污水为基质, 研究其处理效果及运行稳定性. 不同阶段进水水质指标如表 2 所示.

表 2 实验各阶段水质及操作参数

Table 2 Influent substrate and operational conditions at various periods

阶段	NH ₄ ⁺ -N / mg·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N / mg·L ⁻¹	COD / mg·L ⁻¹
S1 (1~44 d)	120	0	0
S2 (45~98 d)	120	0	100
S3 (99~112 d)	80	0	100
S4 (113~144 d)	40	0	100
S5 (145~198 d)	52~63	<0.5	93~141

1.5 水质监测参数及分析方法

本实验中 NH₄⁺-N 采用纳氏试剂光度法测定; NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定; NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法; pH 值、DO 及温度测定采用便携式 WTWpH/Oxi 340i 测定仪测定; COD 采用有机物快速测定仪测定; 粒径采用 Mastersize2000 型激光粒度仪测定; 胞外聚合物

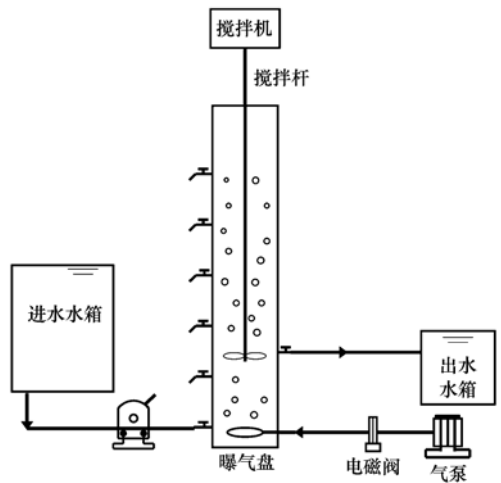


图 1 反应器装置示意
Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment

1.4 运行策略

反应器的运行分为 5 个阶段, 如表 2 所示. S1

(EPS)中多糖(PS)采用苯酚-硫酸比色法测定;蛋白质(PN)采用考马斯亮蓝法测定;混合液悬浮固体含量(MLSS);挥发性悬浮固体含量(MLVSS)采用标准重量法测定;其余水质指标的分析方法均采用国标方法^[17]。

2 结果与讨论

2.1 SNAD 工艺启动及低氨氮稳定运行阶段脱氮性能

在 SBR 反应器内接种厌氧氨氧化污泥与污水处理厂 A²/O 工艺污泥,厌氧氨氧化污泥浓度为 6 237 mg·L⁻¹,接种 600 mL;污水处理厂 A²/O 工艺污泥浓度为 3 862 mg·L⁻¹,接种 1 L,两种污泥量之比约为 1:1。反应器内水温保持在 12.7~18.3℃,启动初期对反应器进行曝气,先启动 CANON 工艺。有研究表明^[18],AOB 对 DO 的亲和力较 NOB 强,AOB 氧饱和常数一般为 0.2~0.4 mg·L⁻¹,NOB 氧饱和常数为 1.2~1.5 mg·L⁻¹,低 DO 浓度可以抑制 NOB 活性,但对 AOB 基本没有影响,因此为维持反应器的正常运行,将反应器内 DO 浓度保持在 0.5 mg·L⁻¹左右,以抑制 NOB 的生长并富集 AOB。

反应器进出水基质浓度变化如图 2 所示,反应器进出水总氮变化及总氮去除率如图 3 所示。反应器启动初期出水水质较差,出水氨氮和 COD 浓度均处于较高水平,可能是由于微生物难以适应新环境,细胞裂解死亡,并且进水温度仅为 13.7℃,微生物活性较差,恢复较慢。随反应器的运行,出水氨氮浓度逐步降低,总氮去除率逐渐升高。第 35 d 时,出水几乎不含氨氮,总氮去除率达到 87.6%,出水总氮浓度为 14.9 mg·L⁻¹,CANON 工艺启动成功。

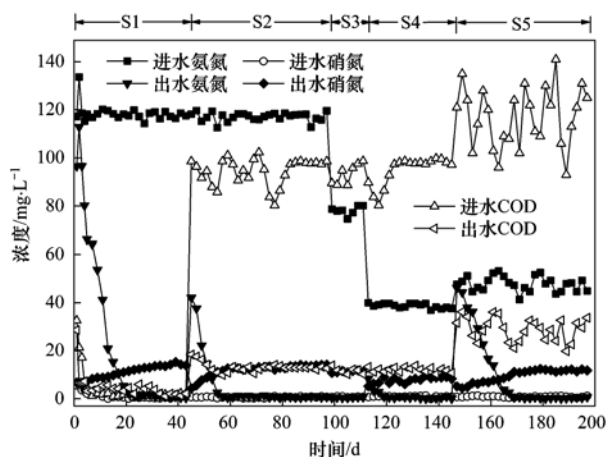


图2 反应器进出水氨素及 COD 变化

Fig. 2 Nitrogen and COD variations of the reactor

根据 CANON 反应方程式(1),若氨氮与亚硝氮全部由厌氧氨氧化途径去除,则硝氮生成量与总

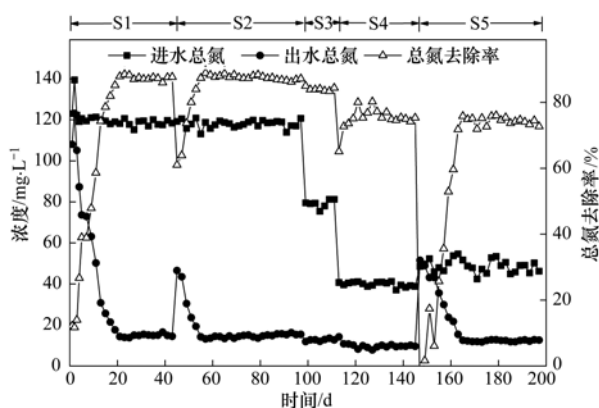


图3 反应器进出水总氮变化及总氮去除率

Fig. 3 Total nitrogen variation and total nitrogen removal rate of the reactor

氮去除量之比为 0.11,因此通常采用出水硝氮增量和总氮去除量之比表示 CANON 工艺运行情况,将该值称为特征值。若特征值小于 0.11,说明出水硝氮减少,反应器内发生反硝化反应,若特征值大于 0.11,说明 NOB 活性增强。图 4 为实验期间反应器特征值变化。

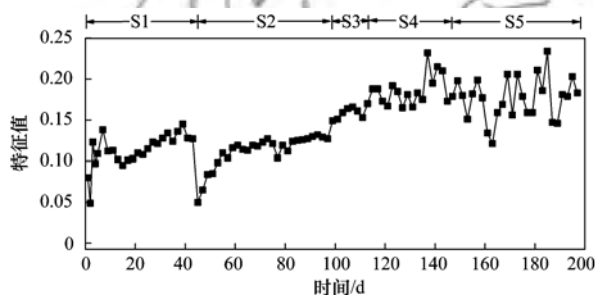
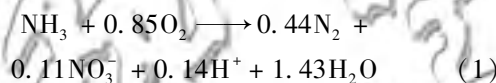


图4 反应器特征值变化

Fig. 4 Characteristic ratio of the reactors

S1 阶段初期,由于细菌死亡,细胞裂解产生 COD,反硝化菌活性较高,特征值为 0.080,随着有机物被消耗殆尽,异养菌活性下降,特征值逐渐增大。在第 23 d 特征值达到 0.115,与理论值相近,说明 CANON 工艺在反应器内占主导地位。随后特征值进一步升高,可能是由于接种污泥存在部分 NOB,并且启动初期进水氨氮浓度和温度低于 NOB 的抑制浓度,虽然反应器内 DO 浓度较低,但依然难以抑制 NOB 活性^[19]。第 35~45 d,出水硝氮浓度较为稳定,出水总氮在 15.4 mg·L⁻¹左右,特征值在 44 d 达到 0.127,NOB 活性进一步升高。

为降低出水硝氮浓度,提高总氮去除率,S2 阶段在反应器进水中添加 100 mg·L⁻¹丙酸钠富集反硝化菌启动 SNAD 工艺。在基质内加入有机碳源后,反应器内反硝化菌活性快速提高,第 47 d 出水

COD 浓度小于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 特征值减小至 0.050. 由于有机物负荷的冲击, 厌氧氨氧化菌活性突然降低, 随后厌氧氨氧化菌活性逐渐恢复, 特征值逐渐升高. 第 59 d 出水氨氮浓度逐步降低至 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, 总氮去除率达到 88.9%, 出水 COD 浓度小于 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 特征值在 0.11 左右, SNAD 工艺启动成功. 随着反应器的运行, 出水硝氮浓度逐渐升高, 反应器内 DO 浓度依然保持在 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总氮去除率逐渐下降至 86.9%. 第 87 d 出水硝氮浓度大于 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 特征值逐渐增大至 0.127, 低温低氨氮条件下, 低 DO 对 NOB 的抑制作用有限, NOB 活性进一步增强.

由于城市污水为低氨氮水质, 而启动阶段氨氮浓度高于生活污水氨氮浓度, 为适应生活污水水质, 使后续阶段正常进行, 逐渐降低进水氨氮浓度, 观察反应器脱氮性能. S3 阶段将反应器进水氨氮浓度降低至 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其他条件不变, 运行初期氨氮基本被去除. 稳定运行阶段平均出水硝氮浓度为 $11.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应器总氮去除率减小至 83.4%, 特征值增加至 0.159, NOB 活性提高. Hellinga 等^[20]发现在温度低于 15°C 时, NOB 的生长速率较高, 有利于它们与厌氧氨氧化菌竞争底物亚硝酸盐, 导致特征值高于理论值. S4 阶段将进水氨氮浓度进一步降低至 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NOB 活性进一步升高.

2.2 处理预沉淀后生活污水阶段工艺脱氮性能

通过烧杯实验确定预沉淀的具体运行参数, 以求在最经济的条件下达到所需的结果, 本实验采用 PAC 药剂, 投加量 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 快速 ($200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$) 搅拌 5 min, 慢速 ($50 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$) 搅拌 10 min, 静置 30 min 后取上清液作为 SNAD 工艺基质^[21].

预沉淀工艺通过在生活污水中添加 PAC 进行混凝作用, 去除生活污水中较大的悬浮物和呈悬浮状态的有机物, 减轻后续处理的负荷, 保证后续处理工艺的正常运行, 预沉淀后的生活污水氨氮浓度没有较大变化, COD 从 $280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右降低至 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, BOD 由 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

BOD_5/COD 是鉴定污水是否适宜采用生化处理的一个衡量指标^[22], 一般认为 $\text{BOD}_5/\text{COD} > 0.30$ 的污水才适于采用生化处理, 该比值越大, 可生化性越好. 经过预沉淀工艺处理后, 生活污水中 BOD_5/COD 由 0.35 提高至 0.60, 污水可生化性提高. 有研究表明^[23~25], C/N 高于 3 并且 COD 浓度大于 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 可能会导致 SNAD 反应器内反硝化菌过量增殖, 影响反应器稳定运行, 并且影响污

泥颗粒化, 较低的有机物浓度可以保持反硝化菌缓慢增长并且有利于污泥颗粒化, 当进水 $\text{COD}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 为 2~3 时, 厌氧氨氧化耦合反硝化反应器中的厌氧氨氧化菌活性良好. 预沉淀工艺出水 C/N 从 5 降低至 2 左右, 出水水质基本满足 SNAD 工艺稳定运行的条件.

通入预沉淀生活污水后, 反应器水温在 $17.2 \sim 23.6^\circ\text{C}$, 由于生活污水中杂质较多, 并且水质波动较大, 微生物难以适应环境, 活性降低. 第 147 d, 出水氨氮去除率减少至 19.8%, 出水总氮浓度达到 $42.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总氮去除率为 11.8%, 特征比为 0.295, 微生物活性处于较低水平, 随后活性慢慢恢复. 第 167 d 时, 氨氮去除率达到 99.0%, 总氮去除率达到 84.3%, 出水总氮为 $9.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 排放标准规定的 $15.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 特征比降低至 0.205, 厌氧氨氧化活性逐渐升高, 与反硝化菌和 AOB 协同作用.

随后反应器进入稳定运行阶段, 之后 30 d 内, 反应器平均氨氮去除率达到 99.2%, 平均出水总氮浓度为 $12.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总氮去除率稳定在 74.2% 左右. 第 197 d, 出水氨氮浓度为 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水总氮浓度为 $12.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总氮去除率达到 73.4%, 出水总氮浓度连续 30 d 达到污水排放标一级 A 规定.

本实验通过对生活污水进行预沉淀, 实现 SNAD 颗粒污泥工艺的稳定运行. 投加 PAC 的成本为 $0.08 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ (PAC 的价格以 $1750 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 计), 而传统全程硝化反硝化工艺的运营成本约为 $1.5 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ ^[26], 与传统工艺相比, SNAD 可以节约 90% 左右的成本^[27], 因此本工艺处理生活污水的运行成本大约为 $0.23 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$, 远低于传统工艺. 采用生活污水预沉淀工艺不仅满足磷回收的要求, 而且过程简单、操作方便、处理成本较低, 与生物法相比, 预沉淀工艺受季节和温度影响较小, 操作简单灵活, 可以将污染负荷有效控制, 并且处理效果更加稳定. 因此本工艺应用于实际工程具有一定的经济价值和环保效益.

2.3 不同阶段 EPS 及颗粒粒径变化

EPS 是微生物在其生长过程中分泌的黏性物质, 对污泥颗粒化与颗粒结构的稳定性有较大影响, 因此本实验研究了 SNAD 工艺启动及稳定运行阶段污泥 EPS 及颗粒粒径的变化规律.

EPS 主要黏附在细胞壁上, 有助于增强微生物对有毒物质的抵抗力, 提高微生物对外界环境变化的适应性^[28~30], 其中 PN、PS 占 EPS 含量的大部

分,但对污泥颗粒化的作用有所不同^[31],PN 有利于增强微生物细胞的疏水性^[32],而 PS 可以提高细胞的吸附作用^[33]. PN/PS 可以反映颗粒污泥的稳定性,有研究表明 PN/PS 越高,颗粒污泥沉降性能和稳定性能越好^[34],厌氧氨氧化菌活性越高.

反应器内 PN 和 PS 含量如图 5 所示,启动初期微生物活性较差,可能是由于水质的突然改变导致微生物难以适应新环境,并且进水水温较低,微生物活性难以恢复,PN 和 PS 含量增长缓慢.随着微生物逐渐适应新环境,EPS 含量逐渐增大,絮状污泥在水力剪切和 EPS 的双重作用下凝聚黏附逐渐形成颗粒.第 41 d,PN 含量增长至 $14.7 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,PS 含量达到 $9.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,PN/PS 增长至 1.65,微生物活性逐渐恢复,分泌较多 EPS. S2 阶段在反应器进水中添加丙酸钠,适量的有机物可以促进微生物分泌胞外聚合物^[35],PN、PS 增长速率逐渐加快. S2 阶段末期 PS 含量增长至 $12.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,PN 含量增长至 $28.0 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,PN/PS 达到 2.55,污泥沉降性能基本稳定.

S3、S4 阶段将进水氨氮浓度分别降至 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,PS 和 PN 的含量进一步提高,但由于低氨氮运行使反应器中 NOB 出现过量增殖的现象,厌氧氨氧化菌与 NOB 竞争中处于劣势,厌氧氨氧化菌活性受到抑制,分泌 PN 量减少,因此污泥 PN/PS 随之降低,反应器 PN/PS 由 2.76 后逐渐下降至 2.44,污泥沉降性能变差.

反应器通入预沉淀生活污水后,水质波动较大,并且进水水质复杂,微生物活性下降,PS 增长速率下降,随后微生物逐渐适应进水水质,PN/PS 升高,与李冬等^[36]的研究相似,以生活污水为基质的颗粒污泥工艺,PN 含量增长较快.第 171 d,PN 含量达到 $59.7 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,PN/PS 为 2.58,反应器内微生物逐渐适应进水水质,颗粒污泥系统逐渐稳定,PN/PS 稳定在 2.63.

反应器颗粒粒径分布如图 6 所示,由于接种污泥部分为污水厂絮状污泥,粒径较小,并且反应器内水温较低,微生物活性较低,粒径平均增长速率总体较慢.启动初期反应器平均粒径为 $152.7 \mu\text{m}$,通过控制沉淀时间排出部分沉淀性能较差的污泥并且经过曝气水流剪切力的作用,在第 41 d 平均粒径增长至 $247.9 \mu\text{m}$,随后在进水中添加有机物,反硝化菌活性逐渐恢复,繁殖速率加快,粒径随之增大,第 91 d 粒径增大至 $403.6 \mu\text{m}$,SNAD 颗粒污泥启动成功. S3、S4 阶段为过渡阶段,进水氨氮浓度下降至 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,反应器内 NOB 活性升高,厌氧氨氧化活性相对下降,反应器稳定性

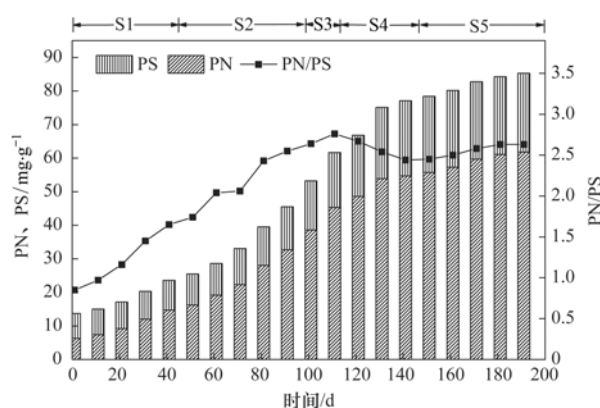


图 5 反应器中 PS 和 PN 含量变化

Fig. 5 Variations in the contents of PS and PN in the reactor

变差,粒径增长速率较慢.通入预沉淀生活污水后,颗粒粒径进一步增长,第 191 d 颗粒粒径达到 $542.3 \mu\text{m}$,较低的 COD 浓度可以使反应器内厌氧氨氧化菌、AOB 和反硝化菌耦合良好,分泌更多的 EPS,促进颗粒形成,并且生活污水促进 PN 的生成,污泥颗粒化迅速.

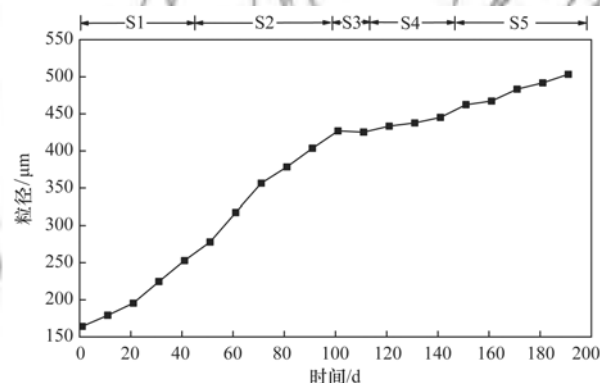


图 6 污泥的平均颗粒粒径

Fig. 6 Mean particle size of the sludge

3 结论

(1) 低温条件下,采用配水启动 SNAD 颗粒污泥工艺,低氨氮稳定运行后,氨氮去除率大于 98%,总氮去除率在 89% 左右,出水总氮浓度小于 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 类排放标准要求.

(2) 通过对生活污水进行预沉淀,可以去除城市生活污水中约 50% 的 COD,使 C/N 比从 6~7 降低至 2~3. 经过 SNAD 颗粒污泥工艺反应后,出水总氮去除率达到 86.5%,出水 COD 浓度在 $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,出水氨氮和总氮浓度在 $0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $8.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,实现将生活污水中碳氮同步高效去除的目的.

(3) 以预沉淀后生活污水为基质,可以促进微生物分泌较多 PN,增加细胞表面疏水性,促进污泥颗粒化,反应器 PN/PS 最终稳定在 2.63 左右,颗

粒粒径达到 542.3 μm , 颗粒污泥系统运行良好。

参考文献:

- [1] Jetten M S M, Horn S J, van Loosdrecht M C M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system [J]. *Water Science and Technology*, 1997, **35**(9): 171-180.
- [2] Third K A, Sliekers A O, Kuenen J G, *et al.* The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2001, **24**(4): 588-596.
- [3] 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.
- [4] Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, *et al.* The anaerobic oxidation of ammonium [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 1998, **22**(5): 421-437.
- [5] 唐崇俭, 郑平, 陈建伟. 流加菌种对厌氧氨氧化工艺的影响 [J]. *生物工程学报*, 2011, **27**(1): 1-8.
- Tang C J, Zheng P, Chen J W. Effect of sequential biocatalyst addition on Anammox process [J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2011, **27**(1): 1-8.
- [6] Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al.* Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge [J]. *Water Research*, 2011, **45**(1): 135-144.
- [7] Thiele J H, Wu W M, Jain M K, *et al.* Ecoengineering high rate anaerobic digestion systems: analysis of improved syntrophic biomethanation catalysts [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1990, **35**(10): 990-999.
- [8] Franco A, Roca E, Lema J M. Granulation in high-load denitrifying upflow sludge bed (USB) pulsed reactors [J]. *Water Research*, 2006, **40**(5): 871-880.
- [9] Zheng P, Lin F M, Hu B L, *et al.* Performance of Anammox granular sludge bed reactor started up with nitrifying granular sludge [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, **16**(2): 339-342.
- [10] Keluskar R, Nerurkar A, Desai A. Development of a simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation and denitrification (SNAD) bench scale process for removal of ammonia from effluent of a fertilizer industry [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **130**: 390-397.
- [11] Daverey A, Hung N T, Dutta K, *et al.* Ambient temperature SNAD process treating anaerobic digester liquor of swine wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **141**: 191-198.
- [12] Niu S B, Chen M Q, Li Y, *et al.* Combustion characteristics of municipal sewage sludge with different initial moisture contents [J]. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2017, **129**(2): 1189-1199.
- [13] 李冬, 何永平, 张肖静, 等. 有机碳源对 SNAD 工艺脱氮性能及微生物种群结构的影响 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2016, **48**(2): 68-75.
- Li D, He Y P, Zhang X J, *et al.* Effect of organic carbon on nitrogen removal and the microbial communities in SNAD process [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2016, **48**(2): 68-75.
- [14] Matilainen A, Vepsäläinen M, Sillanpää M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2010, **159**(2): 189-197.
- [15] Sparczyńska E, Dąbrowska L, Wiśniowska E. Removal of turbidity, colour and organic matter from surface water by coagulation with polyaluminium chlorides and with activated carbon as coagulant aid [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2016, **57**(3): 1139-1144.
- [16] Dąbrowska L, Rosinska A. Removal of PCBs and heavy metal ions from surface water by coagulation [J]. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 2013, **15**(1): 1228-1242.
- [17] 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.
- [18] 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.
- [19] 刘涛, 李冬, 曾辉平, 等. 氨氮浓度对 CANON 工艺功能微生物丰度和群落结构的影响 [J]. *环境科学*, 2013, **34**(2): 773-780.
- Liu T, Li D, Zeng H P, *et al.* Assessment of the effect of influent NH_4^+ -N concentration on the abundance and community structure of functional bacteria in CANON process [J]. *Environmental Science*, 2013, **34**(2): 773-780.
- [20] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, *et al.* The sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. *Water Science and Technology*, 1998, **37**(9): 135-142.
- [21] 梁建海. 大庆生活污水处理厂脱氮除磷技术改造研究 [D]. 长春: 吉林大学, 2013.
- [22] Chamchoi N, Nitisornvut S, Schmidt J E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(9): 3331-3336.
- [23] 傅金祥, 童颖, 于鹏飞, 等. 有机物对厌氧氨氧化的双向影响及抑制解除 [J]. *工业水处理*, 2014, **34**(7): 19-22.
- Fu J X, Tong Y, Yu P F, *et al.* Two-way effect and disinhibition effect of organic matter on Anammox [J]. *Industrial Water Treatment*, 2014, **34**(7): 19-22.
- [24] 谭发, 王敦球, 金樾, 等. 有机碳源对一体化厌氧氨氧化反应器脱氮性能的影响 [J]. *安全与环境工程*, 2016, **23**(4): 44-50.
- Tan F, Wang D Q, Jin Y, *et al.* Effect of organic carbon source on nitrogen removal performance of one-stage anammox reactor [J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2016, **23**(4): 44-50.
- [25] 管勇杰, 于德爽, 李津, 等. 有机碳源作用下厌氧氨氧化系统的脱氮效能 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(2): 654-664.
- Guan Y J, Yu D S, Li J, *et al.* Nitrogen removal performance of ANAMMOX with different organic carbon sources [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(2): 654-664.
- [26] 谭雪, 石磊, 马中, 等. 基于污水处理厂运营成本的污水处理费制度分析——基于全国 227 个污水处理厂样本估算 [J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(12): 3833-3840.
- Tan X, Shi L, Ma Z, *et al.* Institutional analysis of sewage treatment charge based on operating cost of sewage treatment plant—an empirical research of 227 samples in China [J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(12): 3833-3840.
- [27] Mulder A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies [J]. *Water Science and Technology*, 2003, **48**(1): 67-75.
- [28] Liu Y, Fang H H P. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2003, **33**(3): 237-273.

- [29] Zhang Z Q, Xia S Q, Wang X J, *et al.* A novel biosorbent for dye removal: extracellular polymeric substance (EPS) of *Proteus mirabilis* TJ-1 [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **163** (1): 279-284.
- [30] Liu Y, Lam M C, Fang H H. Adsorption of heavy metals by EPS of activated sludge [J]. *Water Science & Technology*, 2001, **43** (6): 59-66.
- [31] 曹剑锋, 张鹏英, 陈靠山. 稀土钆元素的生物学效应及机制研究进展 [J]. *植物生理学通讯*, 2010, **46** (4): 325-328.
Cao J F, Zhang P Y, Chen K S, Research advance of rare earth neodymium biological effects and mechanism [J]. *Plant Physiology Communications*, 2010, **46** (4): 325-328.
- [32] McSwain B S, Irvine R L, Hausner M, *et al.* Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, **71** (2): 1051-1057.
- [33] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2001, **33** (3): 222-226.
- [34] Sanin S L, Sanin F D, Bryers J D. Effect of starvation on the adhesive properties of xenobiotic degrading bacteria [J]. *Process Biochemistry*, 2003, **38** (6): 909-914.
- [35] Hou X L, Liu S T, Zhang Z T. Role of extracellular polymeric substance in determining the high aggregation ability of anammox sludge [J]. *Water Research*, 2015, **75**: 51-62.
- [36] 李冬, 吴青, 梁瑜海, 等. 不同基质条件对亚硝化污泥胞外聚合物的影响 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2015, **47** (4): 81-86.
Li D, Wu Q, Liang Y H, *et al.* Effect of substrate concentration and type on the content of extracellular polymeric substances in the nitrification sludge [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2015, **47** (4): 81-86.



CONTENTS

Source Apportionment and Mixing State of Single Particles in the Nanjing Jiangbei New Area	YU Xing-na, SHI Zheng, MA Jia, <i>et al.</i> (1521)
Characteristics of Carbonaceous Aerosol Pollution in PM _{2.5} in Xi'an	MU Zhen, CHEN Qing-cai, WANG Yu-qin, <i>et al.</i> (1529)
Chemical Composition Characteristics and Source Apportionment of PM _{2.5} During Winter in Taiyuan	LIU Su, MA Tong, YANG Yan, <i>et al.</i> (1537)
Seasonal Variation and Source Analysis of Water-soluble Inorganic Ions in Fine Particulate Matter in Zhengzhou	YAN Guang-xuan, ZHANG Jing-wen, LEI Hao-jie, <i>et al.</i> (1545)
Elemental Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Atmospheric PM _{2.5} in a Suburb of Zhuhai City	YANG Yi-hong, JIA Yan, BIAN Guo-jian, <i>et al.</i> (1553)
Impact of a Dust Event on the Size Distribution of Metal Elements in Atmospheric Aerosols at a Coastal Region and over the Ocean	JIN Tong-jun, QI Jian-hua, XI Zi-yan, <i>et al.</i> (1562)
CALPUFF Modeling of the Influence of Typical Industrial Emissions on PM _{2.5} in an Urban Area Considering the SOA Transformation Mechanism	GAO Shuang, BO Xin, MA Yan, <i>et al.</i> (1575)
Variation in Pollutant Concentrations and Correlation Analysis with the Vegetation Index in Beijing-Tianjin-Hebei	SUN Shuang, LI Ling-jun, ZHAO Wen-ji, <i>et al.</i> (1585)
Estimation of Coal Consumption and the Emission of Related Contaminants in the Plain Area Around Beijing During 2015-2017	ZHAO Wen-hui, LI Ling-jun, LU Hai-feng, <i>et al.</i> (1594)
Column-integrated Aerosol Optical Properties Determined Using Ground-based Sun Photometry Measurements in the Hangzhou Region	QI Bing, CHE Hui-zheng, XU Ting-ting, <i>et al.</i> (1604)
Speciated VOCs Emission Inventory and Ozone Formation Potential in Sichuan Province	ZHOU Zi-hang, DENG Ye, TAN Qin-wen, <i>et al.</i> (1613)
Characterization of Volatile Organic Compounds from Cooking Emissions	GAO Ya-qin, WANG Hong-li, XU Rui-zhe, <i>et al.</i> (1627)
Analysis of Peroxyacetyl Nitrate and Ozone During a Typical Photochemical Pollution Process at the Panyu Atmospheric Composition Station	ZOU Yu, DENG Xue-jiao, LI Fei, <i>et al.</i> (1634)
Characteristics and Interannual Variation of Chemical Components in Typical Road Dust in Beijing	HU Yue-qi, LI Meng, YAN Xu, <i>et al.</i> (1645)
Sources Analysis and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the PM _{2.5} Fraction of Fugitive Dust in Nanchang City	YU Rui-lian, ZHENG Quan, LIU Xian-rong, <i>et al.</i> (1656)
Methods and Application of Road Fugitive Dust Emission Factor Localization	FAN Shou-bin, YANG Tao, WANG Kai, <i>et al.</i> (1664)
Characterization of Tailpipe Emissions from in-use Excavators	MA Shuai, ZHANG Kai-shan, WANG Fan, <i>et al.</i> (1670)
Microbial Properties of Different Size Aerosols at Human Average Respiratory Height During Fog-haze Days	YANG Tang, HAN Yun-ping, LI Lin, <i>et al.</i> (1680)
Modification and Performance Tests of Visibility Parameterizations for Haze Days	ZHAO Xiu-juan, LI Zi-ming, XU Jing (1688)
Application of Support Vector Machine Regression in Ozone Forecasting	SU Xiao-qian, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1697)
Analysis of PHEV CO ₂ Emission Based on China's Grid Structure and Travelling Patterns in Mega Cities	HAO Xu, WANG He-wu, LI Wei-feng, <i>et al.</i> (1705)
Sources of Nitrate in Groundwater and Its Environmental Effects in Karst Trough Valleys: A Case Study of an Underground River System in the Longfeng Trough Valley, Chongqing	DUAN Shi-hui, JIANG Yong-jun, ZHANG Yuan-zhu, <i>et al.</i> (1715)
Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Phthalate Esters (PAEs) in the Surface Water of Jiaozhou Bay	LIU Cheng, SUN Cui-zhu, ZHANG Ge, <i>et al.</i> (1726)
Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Sediments of Zhanjiang Bay	PENG Shi-yun, PENG Ping-an, KONG De-ming, <i>et al.</i> (1734)
Analysis of the Optical Properties and Factors Influencing DOM in an Ecological Purification System: A Case Study of Yanlong Lake in Spring	MA Rui, LI Xuan, WANG Lian, <i>et al.</i> (1742)
Analysis of the Relationship Between Dissolved Organic Matter (DOM) and Watershed Land-use Based on Three-dimensional Fluorescence-Parallel Factor (EEM-PARAFAC) Analysis	LI Yun, WEI Hong-jie, WANG Kan, <i>et al.</i> (1751)
Analysis of the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Emissions from Agricultural Non-point Sources on Hanfeng Lake Basin	XIE Jing-chao, ZHAO Xiu-lan, HE Bing-hui, <i>et al.</i> (1760)
Simulation of the Migration and Leaching of Nitrate Nitrogen in the Farmland Soil Profile in a Hilly Area of Taihang Mountain with the RZWQM Model	ZHENG Wen-bo, WANG Shi-qin, LIU Bing-xia, <i>et al.</i> (1770)
Spatial Distribution Characteristics of Nutrients and Chlorophyll A in the Lancang River Basin Under Cascade Reservoirs	CHENG Bao, WANG Xue, MA Jin-chuan, <i>et al.</i> (1779)
Nutrient Distribution of Overlying Water in Tidal Marshes in Five Estuaries and Bays of the Fuzhou Region in Autumn	HE Lu-lu, YANG Ping, TAN Li-shan, <i>et al.</i> (1788)
Distribution and Environmental Risk of Pharmaceutically Active Compounds in the Traditionally Aqueous Phase of Effluent-receiving Rivers	WANG Shuo, LIU Jian-chao, ZHENG Chao-ya, <i>et al.</i> (1797)
Effects of a Green Roof on Stormwater Regulation and Cost-benefit Analysis	LI Jun-sheng, YIN Hai-wei, KONG Fan-hua, <i>et al.</i> (1803)
Ultrasonically Activated Persulfate Degrades Typical Odors in Water	SUN Xin, SUN Jie, LI Peng-fei, <i>et al.</i> (1811)
Metal Organic Framework MIL-53(Fe) as a Photocatalyst for Visible-light Catalytic Reduction of U(VI) in Aqueous Solution	YAN Zeng-yuan, XI Hai-ling, YUAN Li-yong (1819)
Effects and Differences of the Release of Dissolved Organic and Inorganic Phosphorus in Different Sediments Covered by Different Materials of Erhai Lake	GONG Jia-jian, NI Zhao-kui, XIAO Shang-bin, <i>et al.</i> (1826)
Phosphate Removal Using Rice Husk Biochars Modified with Lanthanum Hydroxide	XU Run, SHI Cheng-hao, TANG Qian, <i>et al.</i> (1834)
Characteristics and Heavy Metal Adsorption Performance of Sewage Sludge-derived Biochar from Co-pyrolysis with Transition Metals	CHEN Tan, ZHOU Ze-yu, MENG Rui-hong, <i>et al.</i> (1842)
Adsorption, Reclaim, and Regeneration of Cd by Magnetic Calcium Dihydrogen Phosphate Nanoparticles	LI Yu-jiao, YANG Zhi-min, CHEN Yu-cheng, <i>et al.</i> (1849)
Effect of Hematite on the Inhibition of Hydrogen Sulfide Formation and Its Mechanism During Anaerobic Digestion and Methanogenesis of Sulfate Wastewater	HUANG Shao-fu, YE Jie, ZHOU Shun-gui (1857)
Pollutant Removal Performance and Membrane Fouling Characteristics in Marine Aquaculture Wastewater Treatment by a Microalgae Membrane Reactor	MA Hang, LI Zhi-peng, LIU Feng, <i>et al.</i> (1865)
Pre-precipitation of Sewage-SNAD Granular Sludge Process Test	LI Dong, CUI Ya-qian, ZHAO Shi-xun, <i>et al.</i> (1871)
Impact of Actual Domestic Sewage and Simulated Wastewater on an Aerobic Granular Sludge System	LI Dong, WANG Ying-qiao, LI Shuai, <i>et al.</i> (1878)
Nitrogen Removal Performance of a Sulfur/Pyrite Autotrophic Denitrification System	ZHOU Ya, MAI Wen-ning, LIANG Jia-wei, <i>et al.</i> (1885)
Nitrogen Removal by Heterotrophic Nitrifying Bacterium <i>Pseudomonas putida</i> YH and Its Kinetic Characteristics	WANG Xu-hui, YANG Lei, REN Yong-xiang, <i>et al.</i> (1892)
Effect of Sludge Retention Time and pH on the Denitrifying Phosphorus Removal Process	WEI Jia-min, HUANG Hui-min, CHENG Cheng, <i>et al.</i> (1900)
Microbial Community of Granular Sludge in an ANAMMOX-EGSB Reactor Under Saline Conditions	WANG Han, LI Han-xiang, CHEN You-peng, <i>et al.</i> (1906)
Effect of Intracellular Carbon Source (PHA) Storage on the Mixed Growth Microbial Community Resistance to Low Temperature	YANG Jian-peng, ZHANG Jian, TIAN Qing, <i>et al.</i> (1914)
Contents and Forms of Phosphorus in the Municipal Sewage Sludge of China	WANG Chao, LIU Qing-wei, ZHI Yin, <i>et al.</i> (1922)
Contamination Characteristics and Safety Risk Assessment of Perfluorinated Alkylated Substances in Aquatic Products from Guangzhou	WANG Xu-feng, WANG Qiang, LI Zhi-guang, <i>et al.</i> (1931)
Characteristics of the Dissolved Nitrous Oxide (N ₂ O) Concentrations and Influencing Factors in a Representative Agricultural Headwater Stream in the Upper Reach of the Yangtze River	TIAN Lin-lin, WANG Zheng, HU Lei, <i>et al.</i> (1939)
CH ₄ Uptake in Different Saline-alkaline Soils in Hetao Irrigation District, Inner Mongolia	YANG Wen-zhu, JIAO Yan, YANG Ming-de, <i>et al.</i> (1950)
Allocation and Stabilization Responses of Rice Photosynthetic Carbon in the Plant-Soil System to Phosphorus Application	WANG Ying-ying, XIAO Mou-liang, ZHANG Yun, <i>et al.</i> (1957)
Effect of Soil Moisture and Temperature on the Soil Inorganic Carbon Release of Brown Limestone Soil in the Karst Region of Southwestern China	XU Xue-chi, HUANG Yuan, HE Xun-yang, <i>et al.</i> (1965)
Temporal and Spatial Dynamics of Soil Microbial Biomass Carbon and Its Influencing Factors on an Eroded Slope in the Hilly Loess Plateau Region	QIN Qian, ZHU Shi-shuo, XIA Bin, <i>et al.</i> (1973)
Composition, Characteristics, and Accumulation of Antibiotics in the Soil in Agricultural Land	KONG Chen-chen, ZHANG Shi-wen, NIE Chao-jia, <i>et al.</i> (1981)
VOCs and Odors Control and Development in Pharmaceutical Fermentation Industry	WANG Dong-sheng, ZHU Xin-meng, YANG Xiao-fang, <i>et al.</i> (1990)