

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)
南昌市扬尘 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, 刁海玲, 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)	

生活污水与人工配水对好氧颗粒污泥系统的影响

李冬¹, 王樱桥¹, 李帅², 张杰^{1,2}, 王玉颖¹

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

摘要: 在 R1、R2 两组序批式活性污泥反应器(SBR)中接种污水处理厂回流污泥, 分别以人工配水和实际生活污水为进水, 研究常温下(20~30℃)进水水质对好氧颗粒污泥工艺的启动以及温度变化对系统稳定运行的影响. 结果表明, R1、R2 分别历时 25 d、42 d 启动成功, 颗粒污泥稳定后, 其平均粒径分别达到 1 200 μm 、750 μm , R1、R2 内出水 COD、TP、TN 的平均浓度分别为 22.53、0.48、7.70 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 49.73、0.49、14.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率分别为 90.60%、90.34%、87.85% 和 79.74%、88.59%、79.25%. 当温度降低至 5~16℃ 时, R1 内颗粒污泥出现解体现象, COD 及 TP 去除能力基本不变, 出水 TN 平均浓度升高为 29.03 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率降低至 48.81%, 脱氮性能受到抑制; R2 内颗粒污泥运行稳定, 出水 COD、TP 和 TN 平均浓度分别为 14.31、0.50 和 12.24 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率分别为 92.42%、93.37%、86.28%, 出水满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准. 采用人工配水和生活污水均能成功培养出好氧颗粒污泥, 生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥结构更密实, 当温度降低至 5~16℃ 时, 能够有效抑制丝状菌的膨胀, 抗冲击负荷能力强.

关键词: 生活污水; 人工配水; 好氧颗粒污泥; 序批式活性污泥反应器(SBR); 脱氮除磷

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)04-1878-07 DOI: 10.13227/j.hjks.201808111

Impact of Actual Domestic Sewage and Simulated Wastewater on an Aerobic Granular Sludge System

LI Dong¹, WANG Ying-qiao¹, LI Shuai², ZHANG Jie^{1,2}, WANG Yu-ying¹

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

Abstract: Sludge returned from the secondary sedimentation tank of a sewage treatment plant is inoculated into two sequencing batch reactors (SBR): R1 and R2. Simulated wastewater and actual domestic sewage are used as the influents of R1 and R2, respectively, in order to study the impact of the influent water quality on the formation at normal temperature (20–30℃) and the stable operation of the system when the temperature changes. The results show that both R1 and R2 start successfully with 25 d and 42 d, respectively. The average size of the aerobic granular sludge in R1 and R2 is 1200 μm and 750 μm when the sludge granules stabilize. The average concentrations of COD, TP, and TN in the R1 and R2 effluent are 22.53, 0.48, and 7.70 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and 49.73, 0.49, and 14.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively, with average removal rates of 90.60%, 90.34%, and 87.85% and 79.74%, 88.59%, and 79.25%. When the temperature drops to 5–16℃, the granular sludge in R1 disintegrates, the removal rates of COD and TP are basically unchanged, the average concentration of TN in the effluent increases to 29.03 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the average removal rate decreases to 48.81%, and the denitrification performance is suppressed. The granular sludge in R2 remains stable; the average concentrations of COD, TP, and TN in the effluent are 14.31, 0.50, and 12.24 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the average removal rates are 92.42%, 93.37%, and 86.28% respectively. The effluent reaches the IA standard of the “Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant”. Both the simulated wastewater and actual domestic sewage can cultivate aerobic granular sludge successfully, but the aerobic granular sludge in the domestic sewage is more compact in structure, effectively suppresses the expansion of filamentous bacteria when the temperature drops to 5–16℃, and is more resistant to changes.

Key words: actual domestic sewage; simulated wastewater; aerobic granular sludge; sequencing batch reactor (SBR); nitrogen and phosphorus removal

好氧颗粒污泥内部具有适合厌氧微生物生存的缺/厌氧区, 能够实现硝化反硝化, 同时具有良好的沉降性能、密实的结构、较高浓度的生物量、较强的耐冲击负荷和抵抗有毒有害物质的能力^[1], 近年来成为污水处理领域的研究热点之一.

国内关于好氧颗粒污泥的研究大多是在较高有机负荷的人工配水下进行^[2,3]. 然而, 用高 COD 浓度的人工配水培养成熟的好氧颗粒污泥在应用到我国实际生活污水时, 由于进水有机负荷的降

低, 会抑制 EPS 分泌, 导致颗粒污泥稳定性降低. 而后, 有研究者用较低 COD 浓度的人工配水模拟我国实际生活污水培养好氧颗粒污泥^[4], 由于人工配水系统与实际生活污水系统存在着很大的差异, 故其处理实际生活污水时会出现丝状菌膨胀、

收稿日期: 2018-08-13; 修订日期: 2018-11-05

基金项目: 北京市青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

作者简介: 李冬(1976~), 女, 博士, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

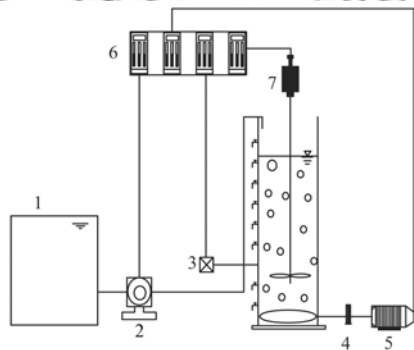
颗粒污泥解体的情况. 近年来, 有研究者采用实际生活污水启动好氧颗粒污泥工艺^[5,6], 但研究只针对好氧颗粒污泥的启动, 并没有对其运行稳定性进行探究.

基于此, 本实验采用两组 SBR 反应器 (R1、R2), 通过控制相同的曝气量、运行时间等因素, 在 R1、R2 反应器中接种污水处理厂回流污泥, 分别以人工配水和实际生活污水为进水, 以进一步明晰水质条件对好氧颗粒污泥启动的影响; 启动成功后稳定运行时, 研究温度变化对颗粒稳定性及同步去除碳、氮、磷性能的影响, 以期为好氧颗粒污泥工艺运用于实际生活污水提供理论基础.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方式

本实验采用两组 SBR 反应器 (R1、R2), 反应器高径比均为 3:1, 有效容积为 18 L. 反应器材料为有机玻璃, 顶部进水, 通过时控开关控制进水、搅拌、曝气、出水. 用鼓风机进行底部曝气, 用转子流量计控制曝气流量.



1. 进水箱; 2. 蠕动泵; 3. 出水; 4. 气体流量计; 5. 鼓风机
6. 进水、出水、搅拌、曝气时序控制器; 7. 搅拌机

图 1 SBR 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the SBR reactor

反应器每天运行 4 个周期, 每个周期 6 h, 分为: 进水 10 min, 厌氧 80 min, 好氧 210 min, 沉淀 (30~3) min (沉淀时间在颗粒培养阶段逐渐由 30 min 递减至 3 min, 颗粒成熟之后保持 3 min), 排水 10 min, 剩余时间闲置, 反应器换水比为 75%. 运行过程中对 pH 不做控制, 控制曝气流量为 1.50 L·min⁻¹, 运行温度变化如表 1 所示.

表 1 反应器运行温度

Table 1 Operating temperature of the reactor

时间/d	运行温度/℃
0~56	20~30
57~78	5~16
79~138	18~23

1.2 水质与接种污泥

接种污泥为北京市某污水处理厂二沉池回流污泥, MLSS 为 3 518 mg·L⁻¹. R1 进水为人工配水, 碳源为丙酸钠, COD 浓度为 (250±30) mg·L⁻¹; 氮源为硫酸铵, NH₄⁺-N 浓度为 (45±5) mg·L⁻¹; 磷源为磷酸二氢钾, TP 浓度为 (6.50±0.50) mg·L⁻¹; R2 进水为生活污水, 取自北京工业大学家属区化粪池的实际生活污水. 人工配水及生活污水主要水质组分见表 2.

表 2 人工配水和生活污水水质组分/mg·L⁻¹

Table 2 Composition of the simulated wastewater and actual domestic sewage/mg·L⁻¹

指标	人工配水水质参数	生活污水水质参数
NH ₄ ⁺ -N	45±5	45±10
COD	250±30	250±65
TP	6.5±0.5	6.5±1

1.3 分析项目及方法

NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、MLSS、MLVSS、SV₃₀ 等指标均采用国家规定的标准方法测定^[7]; COD 和 TP 采用 5B-3B COD 多参数快速测定仪; pH、DO 及温度的测定采用 WTW pH/Oxi340i 便携式多参数测定仪; 污泥中 EPS 的提取采用热提取法, 多糖测定采用苯酚硫酸法, 蛋白质测定采用考马斯亮蓝法^[8,9]; 颗粒粒径测定采用 Mastersize 2000 型激光粒度分析仪, 颗粒形态观察使用 Hitachi S4300 电子显微镜; 颗粒化启动成功分析方法^[10]: 污泥颗粒平均粒径大于 340 μm.

2 结果与讨论

2.1 不同水质条件对好氧颗粒污泥形成及形态结构的影响

R1、R2 分别以人工配水和实际生活污水为进水, 接种污水处理厂普通絮状活性污泥, 采取逐渐缩短沉淀时间的方式培养好氧颗粒污泥. R1、R2 分别在第 20 d、35 d 时, 出现细小颗粒, 如图 2 所示, 分别历时 25 d、42 d 后, 颗粒污泥的平均粒径达到 340 μm, 好氧颗粒污泥工艺启动成功. 颗粒污泥稳定后, 其平均粒径分别达到 1 200 μm、750 μm. 有研究表明进水有机负荷是好氧颗粒污泥形成的重要影响因素^[11~13], 有机负荷较低, 微生物生长速率减慢, 不利于颗粒化. 人工配水中的有机物易被微生物吸收利用, 而实际生活污水水质成分复杂, 由易生物降解物质、慢速生物降解物质和溶解性惰性物质组成, 其中, 溶解性惰性物质包含不可生物降解的 COD 组分^[14], 生活污水中能被微生物利用的有机负荷较人工配水少, 故 R2 相对 R1 污

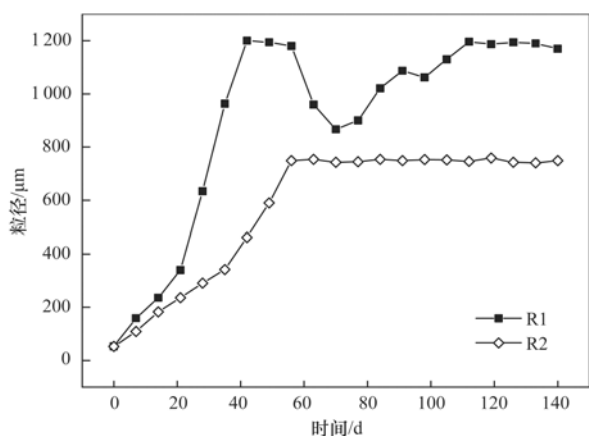


图2 R1和R2运行期间粒径变化

Fig. 2 Variation in the particle size during the operation of R1 and R2

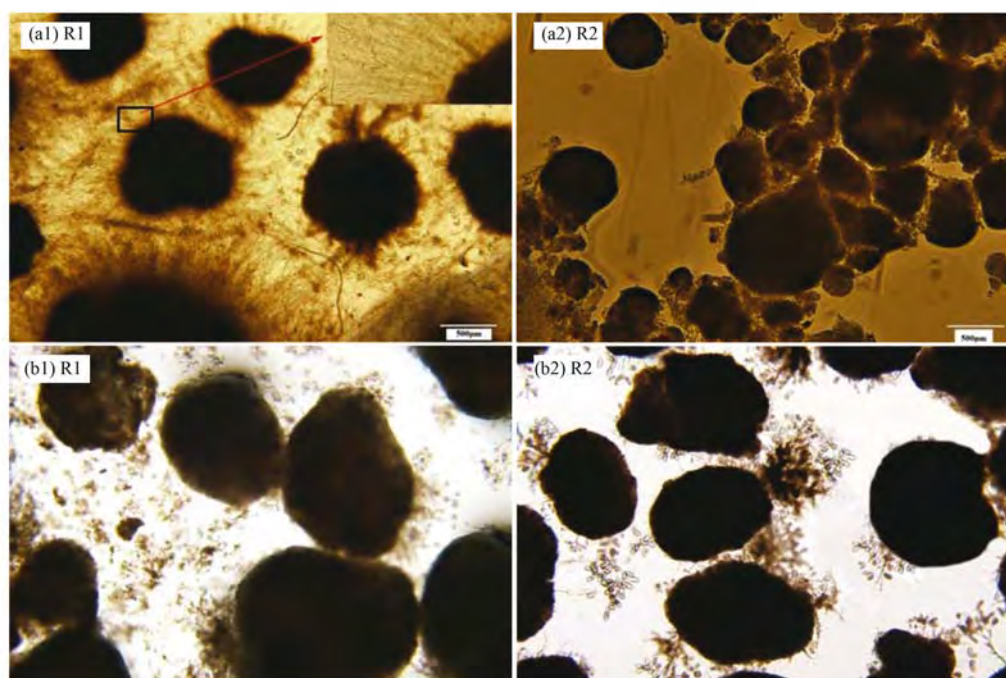
泥颗粒化时间较长。

分别在5~16℃条件下(第70 d)和R1、R2中颗粒性能和形态稳定(第130 d)时,对R1、R2中的好氧颗粒污泥进行显微镜观察。如图3所示,在第70 d, R1内颗粒污泥表面存在大量丝状菌,而R2内颗粒污泥表面丝状菌较少,分析原因为:温度较低(5~16℃), R1反应器内微生物可利用的有机负荷较高,丝状菌膨胀,导致颗粒污泥解体,而实际生活污水成分复杂,其中的溶解性惰性物质包含不可生物降解的COD组分^[14],微生物可利用的有机物较少,抑制了丝状菌的生长^[15],故R2反应器内的颗粒污泥系统能够保持稳定;实际生活污水水质成分复杂,含有多种微量元素,当外界环境变化

时,实际生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥表现出良好的抗冲击能力,能够抵御温度降低带来的不利影响。颗粒形态稳定时(第130 d), R1中好氧颗粒污泥粒径较R2中大,分析原因为实际生活污水中微生物可利用的有机负荷较少,颗粒内部的浓度梯度较小,基质渗透力较小^[16],有机物难以深入颗粒内部,限制了颗粒粒径的增大。

胞外聚合物(EPS)主要由蛋白质(PN)和多糖(PS)组成,在污泥颗粒化过程中具有重要作用^[17,18]。如图4所示, PN、PS在颗粒污泥启动阶段(0~25 d和0~42 d)整体呈上升趋势, R1、R2内的PN含量(以MLSS计)分别由初始的64.12 mg·g⁻¹、65.98 mg·g⁻¹增加到最大值123.65 mg·g⁻¹、122.19 mg·g⁻¹, PS含量分别由初始的26.08 mg·g⁻¹、26.59 mg·g⁻¹增加到最大值64.89 mg·g⁻¹、62.13 mg·g⁻¹。PS越高,污泥表面亲水性越强^[19], PN增加,污泥疏水性增强,细菌之间的黏附性能也随之增加^[20],有利于颗粒污泥的形成。R1中微生物可利用的有机负荷较高,刺激微生物产生更多的EPS^[21],故颗粒形成时间较短。在实验进行的第57~78 d,由于室内温度较低(5~16℃), R1中PN含量减少至51.15 mg·g⁻¹,细胞表面的疏水性减弱,不利于微生物相互黏附,颗粒解体,而生活污水中含有一定的蛋白质,与颗粒污泥接触时可被絮凝吸附^[22],故R2中PN含量受温度影响较小。

进一步分析图4可得,外界环境温度降低, R1内的PN/PS由2.25降到1.14,有研究指出PN/PS



(a1) R1和(a2) R2为70 d的显微镜照片, (b1) R1和(b2) R2为130 d的显微镜照片

图3 R1和R2反应器中颗粒污泥的显微镜照片

Fig. 3 Optical microscopy images of granules in R1 and R2

对颗粒污泥稳定性有一定的影响^[23]，PN/PS 越大，颗粒污泥稳定性越好。故温度降低时，R1 反应器内颗粒污泥表面出现丝状菌，颗粒的稳定性变差。系统稳定之后，R1 和 R2 中颗粒污泥的 PN/PS 分别平均为 1.50 和 2.00，生活污水培养成熟的颗粒污

泥较稳定，利于长期稳定运行。同时有研究指出 PN/PS 值正比于颗粒污泥的沉降性能^[24]。生活污水培养的颗粒污泥 PN/PS 值高于由配水培养的颗粒污泥，故生活污水培养的颗粒污泥的沉降性能优于由人工配水培养的颗粒污泥。

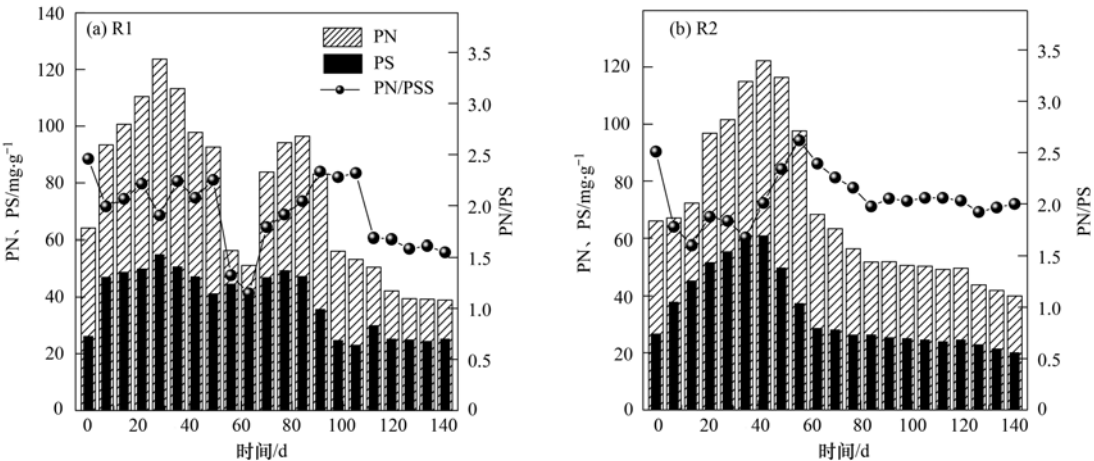


图 4 R1 和 R2 反应器中 PN、PS 和 PN/PS 值的变化
Fig. 4 Variation of the PN, PS content, and PN/PS ratio in R1 and R2

2.2 好氧颗粒污泥系统去除污染物性能

2.2.1 R1、R2 系统的 COD 及 TP 的去除性能

如图 5 所示，R1 反应器在整个运行阶段进水

负荷较稳定，有机物能够有效被微生物降解和吸收，COD 能够得到有效去除，出水 COD 浓度均在 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，COD 去除率达到 90% 以上。R2 反

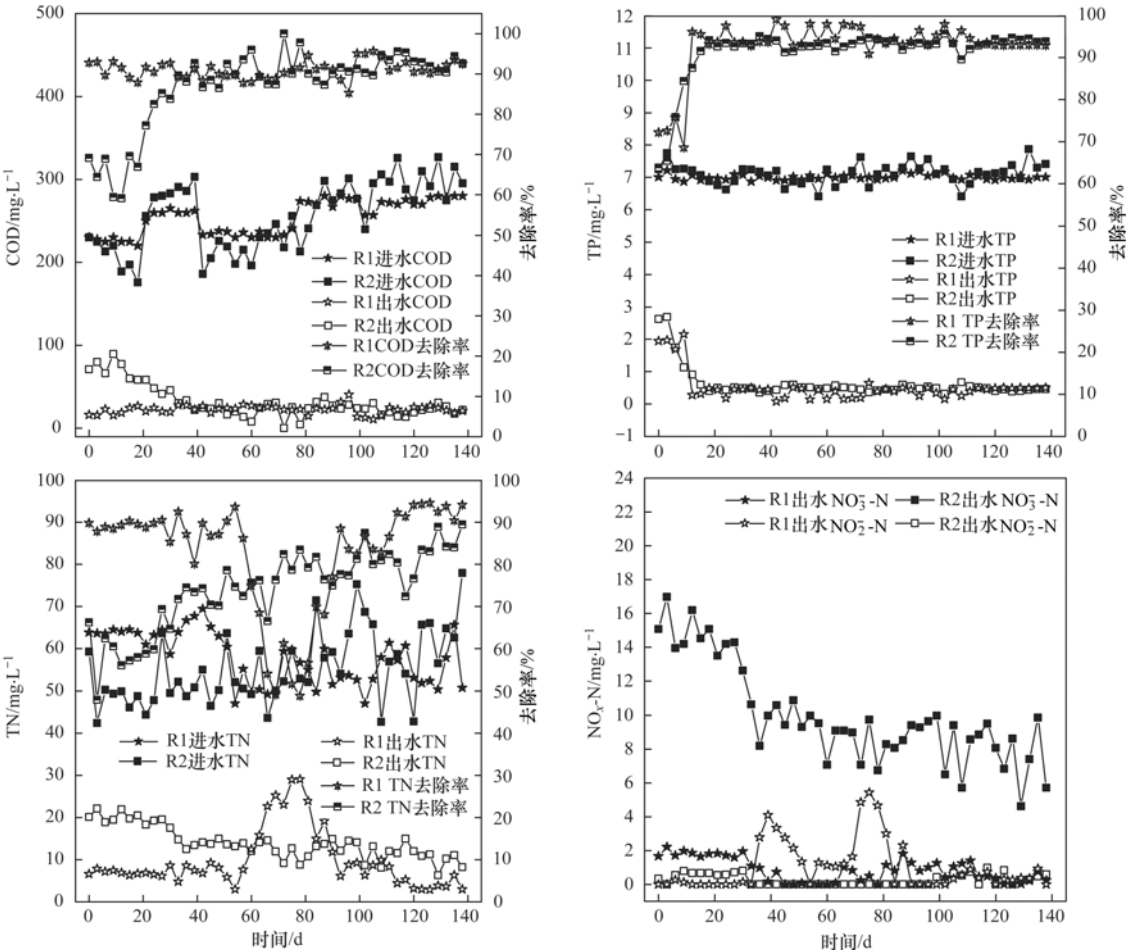


图 5 R1 和 R2 反应器去除 COD、TP、TN 和 $\text{NO}_x\text{-N}$ 的性能

Fig. 5 Variation of the COD, TP, TN, and $\text{NO}_x\text{-N}$ concentration and removal efficiency in R1 and R2

反应器在启动期的前 20 d, 污泥处于培养驯化阶段, 出水 COD 浓度在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上, 这是因为 R2 反应器的进水为实际生活污水, 进水 COD 浓度波动较大且部分有机物不易被微生物降解, 污泥适应反应器内环境需要的时间较长. 随着反应运行, 微生物逐渐适应进水水质条件, 出水 COD 浓度降低到 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下.

运行到第 57 d 后, 温度开始降低, R1 反应器内的颗粒污泥出现丝状菌膨胀, 颗粒污泥解体的情况, 虽然颗粒污泥受温度影响出现解体的现象, 但是 COD 仍然能够得到有效去除, 去除率保持在 90% 以上, 这是由于丝状菌对有机物有良好的降解能力. 相比于 R1 反应器, R2 反应器中并没有出现丝状菌膨胀和颗粒污泥解体的情况, 处理效果一直保持稳定, 这说明生活污水启动的颗粒污泥对于温度的改变具有更强地适应能力, 更好地稳定性.

R1、R2 系统在启动初期的除磷能力较差, 出水 TP 浓度在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上, 在系统运行 10 d 后, 出水 TP 浓度降低到 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, 去除率稳定在 90% 左右, 此后, R1、R2 系统除磷能力均能稳定在较高水平, 获得了良好的除磷效果.

2.2.2 R1、R2 系统的脱氮性能

如图 5 所示, R1 反应器从颗粒污泥启动到颗粒成熟稳定时, 脱氮性能良好, TN 平均去除率均保持较高水平, 出水 TN 平均浓度均在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 但是当室内温度较低时 ($5 \sim 16^\circ\text{C}$), 反硝化菌不适应低温条件, 活性受到抑制, 导致系统脱氮性能降低, 出水 TN 平均浓度升高至 $29.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率从 87.85% 降低到 48.81%. 由于 R1 反应器中微生物可利用的有机负荷充足, 且反硝化菌受温度抑制, 因此导致丝状菌有所增殖, 颗粒污泥膨胀. 温度升高后, 丝状菌生长得到有效抑制, 反硝化作用增强, 出水 TN 平均浓度逐渐降低为 $6.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率达到 90% 以上, 脱氮性能得到恢复. 在启动初期, R2 中污泥处于培养驯化阶段, 出水 TN 平均浓度为 $19.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率为 60.08%. 颗粒稳定后, R2 中好氧颗粒污泥系统出水 TN 平均浓度降低至 $14.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率达到 79.25%. 温度降低时, 出水 TN 浓度基本没有变化, TN 去除率能够达到 86.28%. 温度变化对 R2 反应器内的颗粒污泥并没有明显影响.

综上所述, 由于人工配水水质成分单一, 培养

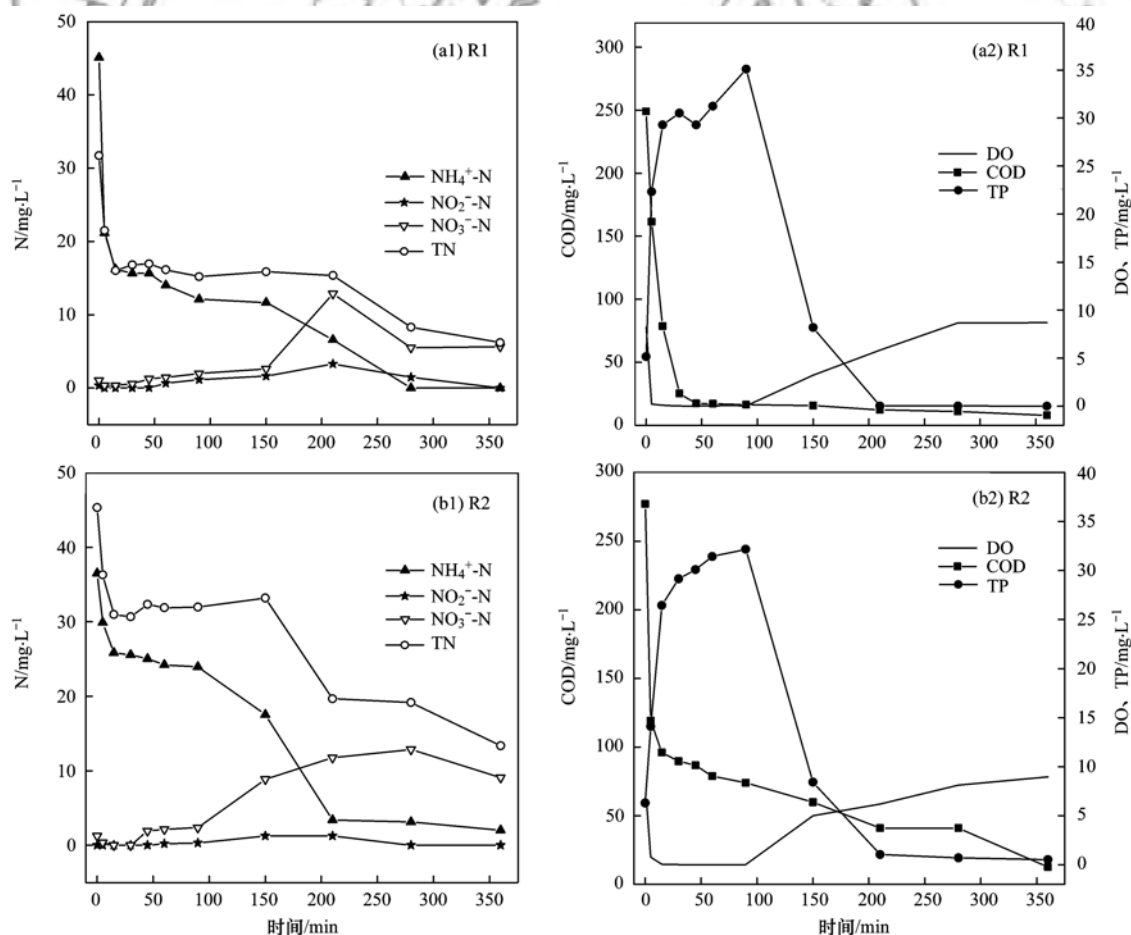


图 6 R1 和 R2 反应器中典型周期 (128 d) 内各污染物浓度变化

Fig. 6 Variation of the concentrations of pollutants during one cycle (128 d) in R1 and R2

成熟的好氧颗粒污泥抗冲击性能较差,温度降低至 5~16℃时,丝状菌膨胀导致颗粒污泥解体,系统脱氮性能变差;由于实际生活污水中有机物成分复杂且浓度波动大,微生物吸收利用缓慢,形成颗粒污泥需要的时间较长。Liu 等^[25]的研究表明,生长速率较慢的好氧颗粒污泥具有结构密实、稳定性好的优点,生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥形成速度慢于人工配水培养的好氧颗粒污泥,因此具有更强的抗冲击负荷能力,稳定性更强,在温度降低时,能够抵御环境变化带来的影响,保持颗粒结构稳定,获得良好的出水水质。

2.2.3 典型周期内污染物浓度变化

图 6 为 R1、R2 在第 128 d 的一个典型周期内 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、TN、COD、TP、溶解氧(DO)的浓度变化。厌氧阶段, R1、R2 反应器内的 DO 浓度在 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,好氧阶段, R1、R2 中 DO 缓慢增加,最终稳定在 $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,反应器内具有良好的 A/O 运行环境。R1 中 COD 浓度在厌氧阶段下降较快,在前 30 min 已经基本消耗, COD 由 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $25.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。R2 反应器进水为生活污水,在厌氧阶段,由于有机物成分复杂,微生物可快速利用的有机碳源较少,所以降解速度较慢, COD 由 $275.19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $90.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;在好氧阶段,反硝化作用消耗有机碳源, COD 浓度逐渐降低至 $24.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 得到去除。在厌氧末期, R1 释磷较多,反应器内的 TP 浓度为 $35.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而 R2 反应器内的 TP 浓度为 $32.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。导致释磷量不同的主要原因为生活污水中含有慢速生物降解物质和溶解性惰性物质等不利于聚磷菌利用的有机物,在厌氧阶段不能够完全降解,降低了释磷量。在周期实验出水中, R1、R2 出水均未检测到 NH_4^+-N 、 NO_2^--N ,出水 NO_3^--N 浓度分别为 $5.65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $9.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,产生这种现象的原因为,稳定运行时, R1 中颗粒污泥粒径较 R2 大,由于好氧颗粒污泥内部存在一个“缺氧区”,粒径越大,颗粒污泥内部的缺氧区越大^[26,27],这为反硝化菌提供了良好的生存环境,提高了反硝化能力,因此 R1 反应器内 NO_3^--N 的出水效果更好。

3 结论

(1)以人工配水和实际生活污水为进水的两组反应器分别历时 25 d、42 d 启动成功,颗粒污泥稳定后,平均粒径分别可达 $1200 \mu\text{m}$ 和 $750 \mu\text{m}$, R1、R2 内出水 COD、TP、TN 的平均浓度分别为 22.53、0.48、 $7.70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 49.73、0.48、 $14.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率为 90.60%、90.34%、87.85% 和 79.74%、

88.59%、79.25%。出水水质均满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。

(2)温度较低时(5~16℃), R1 内颗粒污泥解体, COD 和 TP 的去除能力基本不变,但出水 TN 平均浓度为 $29.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除率为 48.81%,系统脱氮性能被抑制; R2 运行稳定,出水 COD、TP、TN 平均浓度仍能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥结构密实,稳定性好,抗冲击能力强。

参考文献:

- [1] 彭永臻,吴蕾,马勇,等.好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展[J].环境科学,2010,31(2):273-281.
Peng Y Z, Wu L, Ma Y, et al. Advances: granulation mechanism, characteristics and application of aerobic sludge granules[J]. Environmental Science, 2010, 31(2): 273-281.
- [2] 卢珊,季民,王景峰,等.颗粒污泥 SBR 处理生活污水同步除磷脱氮的研究[J].环境科学,2007,28(8):1687-1692.
Lu S, Ji M, Wang J F, et al. Simultaneous phosphorus and nitrogen removal of domestic sewage with aerobic granular sludge SBR[J]. Environmental Science, 2007, 28(8): 1687-1692.
- [3] 王惠卿,徐颖,岳瑞校. SBR 反应器结构对好氧颗粒污泥形态的影响及其动力学分析[J].工业水处理,2011,31(7):42-45.
Wang H Q, Xu Y, Yue R X. Effect of sequencing batch reactor structures on the shapes of aerobic granular sludge and kinetics Analysis[J]. Industrial Water Treatment, 2011, 31(7): 42-45.
- [4] 郭建华,王淑莹,彭永臻,等.低溶解氧污泥微膨胀节能方法在 A/O 中的试验验证[J].环境科学,2008,29(12):3348-3352.
Guo J H, Wang S Y, Peng Y Z, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low dissolved oxygen: experimental validation in A/O process [J]. Environmental Science, 2008, 29(12): 3348-3352.
- [5] 涂响,苏本生,孔云华,等.城市污水培养好氧颗粒污泥的中试研究[J].环境科学,2010,31(9):2118-2123.
Tu X, Su B S, Kong Y H, et al. Cultivation of aerobic granules in a large pilot SBR with domestic sewage [J]. Environmental Science, 2010, 31(9): 2118-2123.
- [6] 高永青,张帅,张树军,等.实际城市污水培养好氧颗粒污泥的中试研究[J].中国给水排水,2017,33(5):22-25.
Gao Y Q, Zhang S, Zhang S J, et al. Formation of aerobic granular in pilot-scale SBR for real wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(5): 22-25.
- [7] 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,2002.100-124.
- [8] Zhang B, Sun B S, Jin M, et al. Extraction and analysis of extracellular polymeric substances in membrane fouling in submerged MBR[J]. Desalination, 2008, 227(1-3): 286-294.
- [9] Ceyhan N, Ozdemir G. Extracellular polysaccharides produced by cooling water tower biofilm bacteria and their possible degradation[J]. Biofouling, 2008, 24(2): 129-135.
- [10] Awang N A, Shaaban M G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2016, 112: 1-11.
- [11] 刘孟媛,周丹丹,高琳琳,等.有机负荷条件对间歇式气提内循环反应器中好氧颗粒污泥形成的影响[J].环境科学,

- 2012, **33**(10): 3529-3534.
- Liu M Y, Zhou D D, Gao L L, *et al.* Influence of organic loading rate on the start-up of a sequencing airlift aerobic granular reactor[J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(10): 3529-3534.
- [12] Tay J H, Pan S, He Y X, *et al.* Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: reactor performance [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2004, **130**(10): 1094-1109.
- [13] De Kreuk M K, Van Loosdrecht M C M. Formation of aerobic granules with domestic sewage [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2006, **132**(6): 694-697.
- [14] 邓科. 城市生活污水有机成分与 ASM 水质特性参数关系研究[D]. 上海: 同济大学, 2006. 1-88.
- [15] 端正花, 潘留明, 陈晓欧, 等. 低温下活性污泥膨胀的微生物群落结构研究[J]. *环境科学*, 2016, **37**(3): 1070-1074.
- Duan Z H, Pan L M, Chen X O, *et al.* Changes of microbial community structure in activated sludge bulking at low temperature[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(3): 1070-1074.
- [16] 张琳洁, 张玉蓉, 沈忱, 等. 进水基质对好氧颗粒污泥形成的影响及稳定性研究[J]. *甘肃科学学报*, 2016, **28**(2): 101-105.
- Zhang L J, Zhang Y R, Shen C, *et al.* Influence of influent substrate to formation of aerobic granular sludge and stability study of aerobic granular sludge[J]. *Journal of Gansu Sciences*, 2016, **28**(2): 101-105.
- [17] 张丽丽, 陈效, 陈建孟, 等. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制[J]. *环境科学*, 2007, **28**(4): 795-799.
- Zhang L L, Chen X, Chen J M, *et al.* Role mechanism of extracellular polymeric substances in the formation of aerobic granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(4): 795-799.
- [18] Li D H, Ganczarczyk J J. Structure of activated sludge flocs[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1990, **35**(1): 57-65.
- [19] 吴昌永, 王然登, 彭永臻. 污水处理颗粒污泥技术原理与应用[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011. 144-145.
- [20] 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.
- [21] 陆佳, 刘永军, 刘喆, 等. 有机负荷对污泥胞外聚合物分泌特性及颗粒形成的影响[J]. *化工进展*, 2018, **37**(4): 1616-1622.
- Lu J, Liu Y J, Liu Z, *et al.* Effects of organic loading on the secretory characteristics of EPS and particle formation [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2018, **37**(4): 1616-1622.
- [22] 周健, 柴宏祥, 龙腾锐. 活性污泥胞外聚合物 EPS 的影响因素研究[J]. *给水排水*, 2005, **31**(8): 19-23.
- Zhou J, Chai H X, Long T R. Study on influence factors of extra-cellular polymers in activated sludge [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2005, **31**(8): 19-23.
- [23] Adav S S, Lee D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **154**(1-3): 1120-1126.
- [24] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, **65**(2): 143-148.
- [25] Liu Y, Yang S F, Tay J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, **108**(2): 161-169.
- [26] Matsumoto S, Katoku M, Saeki G, *et al.* Microbial community structure in autotrophic nitrifying granules characterized by experimental and simulation analyses [J]. *Environmental Microbiology*, 2010, **12**(1): 192-206.
- [27] 姜欣欣. 基于 A/O/A 运行模式的 SBR 工艺脱氮除磷效能及其微生物特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2011.

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)