

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



2020

Vol.41 No.8
第41卷 第8期

目次

首都重大活动与空气重污染应急减排措施效果对比分析	钟焱盛, 周颖, 程水源, 王晓琦, 邵玄逸 (3449)
基于天津市在线数据评估 ISORROPIA-II 模式结果及气溶胶 pH 的影响因素	高洁, 史旭荣, 卫昱婷, 宋少洁, 史国良, 冯银厂 (3458)
餐饮源有机颗粒物排放特征	李源遽, 吴爱华, 童梦雪, 栾胜基, 李鹭, 胡敏 (3467)
华中地区黄冈市一次重度污染期间 PM _{2.5} 中 12 种微量元素特征及来源解析	陈展乐, 田倩, 毛瑶, 刘威杰, 石明明, 程钺, 胡天鹏, 邢新丽, 祁士华, 胡金旭 (3475)
艾比湖地区气溶胶光学特性分析	张喆, 丁建丽, 王瑾杰 (3484)
天津市冬季重污染二次有机化学污染特征及 VOCs 对 SOA 生成潜势	徐虹, 唐迦, 肖致美, 高璟赞, 杨宁, 李立伟, 郑乃源, 陈魁, 邓小文 (3492)
郑州市某城区冬季不同污染水平大气 VOCs 特征及源解析	李一丹, 尹沙沙, 张瑞芹, 于世杰, 杨健, 张栋 (3500)
长江三角洲 2010 ~ 2018 年生物质燃烧中等挥发性有机物 (IVOCs) 排放清单	朱永慧, 王倩, 黄凌, 殷司佳, 李莉, 王杨君 (3511)
北方常见绿化树种 BVOCs 排放特征及其与光合作用参数的相关性	许燕, 李双江, 袁相洋, 冯兆忠 (3518)
广州地区秋季不同站点类型地面臭氧变化特征与影响因子	高平, 庄立跃, 王龙, 陈瑜萍, 闫慧, 沈劲, 范丽雅, 叶代启 (3527)
泰安市大气臭氧污染特征及敏感性分析	李凯, 刘敏, 梅如波 (3539)
有色冶炼园区道路扬尘中重金属污染特征及健康风险评价	冯于耀, 史建武, 钟曜谦, 韩新宇, 封银川, 任亮 (3547)
西安市高校校园地表灰尘重金属污染来源解析	樊馨瑶, 卢新卫, 刘慧敏, 秦青 (3556)
超低排放高湿度气总颗粒物监测方法及燃气电厂实际测试	胡月琪, 颜旭, 孔川, 张虎, 郭晓东 (3563)
厦门市船舶控制区大气污染物排放清单与污染特征	王坚, 黄压, 刘艳英, 陈森阳, 吴艳聪, 何月云, 杨心怡 (3572)
基于交通流的成都市高分辨率机动车排放清单建立	潘玉瑾, 李媛, 陈军辉, 石嘉诚, 田红, 张季, 周敬, 陈霞, 刘政, 钱骏 (3581)
基于无人机多光谱影像和 OPT-MPP 算法的水质参数反演	黄昕晰, 应晗婷, 夏凯, 冯海林, 杨根晖, 杜晓晨 (3591)
不同水体分层对沉积物间隙水氮素垂向分布影响: 以三峡水库和小湾水库为例	刘静思, 朱晓声, 胡子龙, 张思思, 杨正健, 纪道斌, 刘德富 (3601)
城市河道表层水及沉积物中微塑料的污染现状与污染行为	赵昕, 陈浩, 贾其隆, 沈忱思, 朱奔, 李磊, 聂云汉, 叶建锋 (3612)
上海河道浮游植物群落结构时空变化特征及影响因素分析	许志, 陈小华, 沈根祥, 朱英, 钱晓雍, 张心良, 张卫, 胡双庆, 白玉杰 (3621)
过氧化钙 (CaO ₂) 联合生物炭对河道底泥的修复	李雨平, 姜莹莹, 刘宝明, 阮文权, 缪恒锋 (3629)
基于双同位素 ($\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ - $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$) 和 IsoSource 模型的岩溶槽谷区地下水硝酸盐来源的定量示踪	徐璐, 蒋勇军, 段世辉, 何瑞亮 (3637)
三峡库区规模化顺坡沟壑果园氮、磷输出过程及流失负荷	严坤, 王玉宽, 刘勤, 徐佩, 闫洋洋 (3646)
高度城镇化地区城市小区降雨径流污染特征及负荷估算	高斌, 许有鹏, 陆苗, 林芷欣, 徐兴 (3657)
Fe@GOCS 的制备及其对水中 As(III) 的吸附	赵超然, 单慧媚, 曾春芽, 张进贤, 彭三曦 (3665)
微塑料对水中铜离子和四环素的吸附行为	薛向东, 王星源, 梅雨晨, 庄海峰, 宋亚丽, 方程冉 (3675)
多孔填料特性对生物膜形成影响	江宇勤, 厉炯慧, 方治国 (3684)
硝化生物膜系统对低温的适应特性: MBBR 和 IFAS	李初, 于莉芳, 张兴秀, 戴子承, 滑思思, 彭党聪 (3691)
单质硫自养短程反硝化耦合厌氧氨氧化强化脱氮	方文烨, 李祥, 黄勇, 郭超然, 胡羽婷, 陶仁杰 (3699)
间歇梯度曝气的生活污水好氧颗粒污泥脱氮除磷	张玉君, 李冬, 李帅, 张杰 (3707)
基于不同废污泥源的短程反硝化快速启动及稳定性	张星星, 王超超, 王焱, 徐乐中, 吴鹏 (3715)
基于 AHP-PROMETHEE II 法的鸟粪石磷回收污泥预处理方案决策	刘晓蕾, 李安婕 (3725)
零价铁对厌氧消化过程中氨氮抑制解除的影响	刘吉宝, 牛雨彤, 郁达伟, 谭颖峰, 左壮, 魏源送 (3731)
基于厌氧膜生物反应器的剩余污泥-餐厨垃圾厌氧共消化性能	戴金金, 牛承鑫, 潘阳, 陆雪琴, 甄广印, 郑朝辉, 张瑞良, 何欣昱 (3740)
亚剂量抗生素诱导抗性基因水平迁移	袁其懿, CHEN Hong-jie, Laurence Haller, 何义亮 (3748)
四环素胁迫对 <i>Shigella flexneri</i> 细菌四环素抗性基因抗性表达的影响过程	高品, 阮晓慧, 邱文婕, 薛罡, 钱雅洁 (3758)
羟胺对氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的竞争性选择	乔昕, 王博, 郭媛媛, 彭永臻 (3765)
高温冲击对亚硝酸盐氧化过程中微生物菌群结构影响	侯晓薇, 牛永健, 李维维, 王光杰, 孙洪伟 (3773)
微生物种间相互作用产生锰氧化的普适性及其潜在应用	宁雪, 梁金松, 柏耀辉, 廖恺玲俐, 刘会娟, 曲久辉 (3781)
三亚河红树林表层沉积物中好氧氨氧化微生物的分布特征及潜在硝化速率	罗晴, 甄毓, 彭宗波, 贺惠 (3787)
臭氧污染对水稻生长、产量及矿质金属元素含量的影响	方笑堃, 罗小三, 张丹, 吴礼春, 邱丹, 陈志炜, 赵朕 (3797)
改变碳输入对新疆天山雪岭云杉林土壤呼吸的短期影响	邵康, 贡璐, 何学敏, 陈文静, 张雪妮, 朱海强 (3804)
有机无机肥配施对不同程度盐渍土 N ₂ O 排放的影响	周慧, 史海滨, 郭珈玮, 张文聪, 王维刚 (3811)
原位电阻热脱附土壤升温机制及影响因素	葛松, 孟宪荣, 许伟, 施维林 (3822)
羽序灯心草作为酸性矿山废弃地先锋植物潜力	黄建洪, 伏江丽, 严鑫睿, 尹凤, 田森林, 宁平, 李英杰 (3829)
滴灌方式和生物质炭对温室土壤矿质态氮及其微生物调控的影响	蔡九茂, 刘杰云, 邱虎森, 吕谋超, 周新国 (3836)
棉秆炭调控对碱性镉污染水稻根际土壤真菌群落结构和功能的影响	刘师豆, 韩耀光, 朱新萍, 吴相南 (3846)
不同水分管理模式联合叶面喷施硅肥对水稻 Cd 累积的影响	魏宾斌, 周航, 刘佳炜, 张竞颐, 黄芳, 霍洋, 胡雨丹, 辜娇峰, 刘俊, 廖柏寒 (3855)
螯合剂 GLDA 对象草修复镉污染农田的影响	覃建军, 唐盛爽, 蒋凯, 黄敬, 侯红波, 龙坚, 彭佩钦 (3862)
种植业面源污染防控技术发展历程分析及趋势预测	俞映惊, 杨林章, 李红娜, 朱昌雄, 杨祺, 薛利红 (3870)
《环境科学》征订启事 (3636) 《环境科学》征稿简则 (3764) 信息 (3538, 3628, 3724)	

硝化生物膜系统对低温的适应特性: MBBR 和 IFAS

李韧^{1,2}, 于莉芳^{1,3*}, 张兴秀¹, 戴子承¹, 滑思思¹, 彭党聪¹

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055; 2. 西安建筑科技大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710055; 3. 西安建筑科技大学陕西省环境工程重点实验室, 西安 710055)

摘要: 为探明硝化生物膜系统对低温的适应特性, 在不同温度(20、15 和 10℃)下长期运行移动床生物膜反应器(MBBR)和生物膜-活性污泥复合工艺(IFAS)并考察温度降低对其硝化性能、生物膜特性及群落结构的影响, 以期生物膜系统在污水处理行业的应用提供理论依据。结果表明, 当温度降低至 10℃ 时, MBBR 和 IFAS 的氨氮去除率分别为 $(90.88 \pm 5.73)\%$ 和 $(99.79 \pm 0.31)\%$, 表明 IFAS 比 MBBR 具有更好的低温适应性。这是由于低温导致胞外聚合物(EPS)含量的增加, 进而促使生物膜厚度及干重不断升高, 而相同负荷下的 MBBR 生物膜更容易堵塞, 从而影响传质。活性测定结果表明, 尽管 IFAS 中活性污泥的硝化贡献率始终占主导地位, 但随着温度降低, 生物膜的氨氧化贡献率从 30.72% 逐渐上升至 39.85%, 起到了强化硝化的作用。qPCR 结果显示, 温度的降低使生物膜中硝化细胞拷贝数上升, 其与低温下生物膜厚度的增加一定程度上弥补了硝化活性的衰减, 从而体现了生物膜对低温较强的适应性。

关键词: 低温; 移动床生物膜反应器(MBBR); 生物膜-活性污泥复合工艺(IFAS); 生物膜特性; 定量 PCR(qPCR)

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)08-3691-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201911234

Adaptability of Nitrifying Biofilm Systems to Low Temperature: MBBR and IFAS

LI Ren^{1,2}, YU Li-fang^{1,3*}, ZHANG Xing-xiu¹, DAI Zi-cheng¹, HUA Si-si¹, PENG Dang-cong¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 3. Shaanxi Key Laboratory of Environmental Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: The long-term effects of a decreasing temperature on the nitrification performance, biofilm characteristics, and nitrifier community in a moving-bed biofilm reactor (MBBR) and integrated fixed-film activated sludge (IFAS) system were investigated at various temperatures (20, 15, and 10℃) to explore the adaptability of nitrifying biofilm systems to low temperatures. During the experiment, the extracellular polymeric substances (EPS) in the biofilms increased with decreasing temperature, which resulted in an increased biofilm mass and thickness. As there was only a biofilm phase in the MBBR to remove ammonia, the part of the carriers in the MBBR at 10℃ became plugged, which partially led to a deterioration in the effluent water quality. This indicated that the IFAS system was more adaptable to low temperatures than was the MBBR. Meanwhile, the results for the nitrifier activities showed that, although the nitrification contribution rate of the suspended phase in the IFAS system always dominated during the experiment, that of the fixed phase with regards to the ammonia uptake rate (AUR) gradually increased from 30.72% at 20℃ to 39.85% at 10℃. This indicated that the biofilm played an enhanced role in nitrification in the IFAS system. Moreover, the qPCR results revealed that the nitrifier copies of the number of biofilms increased slightly with decreased temperature, and coincided with an increase in biomass, which partially compensated for the decreased nitrification activity. These findings provide a theoretical basis for the application of the biofilm systems to wastewater treatment.

Key words: low temperature; moving-bed biofilm reactor (MBBR); integrated fixed-film activated sludge (IFAS); biofilm characteristics; qPCR

由于生物膜附着生长且微生物停留时间较长的特性,生物膜工艺相对于活性污泥工艺对低温具有更强的耐受性^[1,2]。一般认为,传统活性污泥法在低于 5~8℃ 时硝化作用就基本停止^[3~7],而 Young 等^[7]首次发现 MBBR 系统即使在 1℃ 下仍能保持一定的硝化活性,其硝化速率约为 20℃ 时的 22.8%。近年来,典型的生物膜工艺,如移动床生物膜反应器(MBBR)和生物膜-活性污泥复合系统(IFAS),由于污泥产量低、比表面积大和管理方便等优点,被广泛应用于低温地区污水处理以强化硝化作用。其中由

于 IFAS 工艺的改造成本较低,仅需在原工艺中投加填料,无需增加池容,因此被越来越多地应用于现有污水处理厂的升级改造。

于亮^[8]采用中试 IFAS 系统在 9~12℃ 下对城市污水进行处理,最终出水氨氮浓度仅为 0.5~3 mg·L⁻¹,去除率高达 93%,远高于原工艺平均去除

收稿日期: 2019-11-25; 修订日期: 2020-03-05

基金项目: 陕西省自然科学基金项目(2020JM-474)

作者简介: 李韧(1994~),男,博士研究生,主要研究方向为污/废水处理理论与技术, E-mail: liren@live.xauat.edu.cn

* 通信作者, E-mail: yulifang@xauat.edu.cn

率(66%),成功强化了硝化性能. 裘湛^[9]在 11℃ 下运行 IFAS 工艺发现,悬浮填料上的硝化活性是活性污泥的 1.2 倍,硝化作用主要发生在生物膜上. 而汪君晖等^[10]研究了城市污水处理厂中生物膜的强化效果发现,生物膜的硝化贡献率仅为 5.5%,而活性污泥为 94.5%,同样,Lo 等^[11]的研究发现悬浮污泥的硝化速率为生物膜的 1.8 倍,填料区的硝化作用十分有限. 因此,有关 IFAS 中生物膜的强化效果仍存在争议. 同时,目前针对生物膜工艺的研究多集中于填料投配率、进水负荷等运行参数对硝化性能的影响^[12],而有关生物膜特性及群落结构等微观层面的研究相对较少,且缺乏有关生物膜系统对低温适应性的深入研究,无法有效地指导工程设计及实践.

为此,本研究通过在常温(20℃)下启动 MBBR 及 IFAS 系统并逐渐降低系统温度至 10℃,对比分析 3 个温度条件下两种生物膜系统的硝化性能及生物膜特性,并在此基础上利用 qPCR 技术对降温过程中的硝化菌种群结构进行定量分析,从而探究生物膜系统对低温的适应特性,以期为其在污水处理行业的应用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置及运行

本试验所用的 MBBR 和 IFAS 反应器有效容积分别为 4 L 和 3 L,通过恒温水浴系统控制反应器内温度. 为了快速启动硝化生物膜反应器,试验所用的接种填料与接种污泥分别取自西安市某污水处理厂的缺氧池和好氧池,填料比表面积为 $500 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$,投配率设为 30%;通过曝气使填料充分搅拌并防止反应器中溶解氧受限.

其中,MBBR 反应器的运行周期为 8 h(包括进水 7 min,曝气 460 min,出水 7 min,闲置 6 min),换水比为 100%,由于填料占有一部分体积,每周期出水量为 3 L; IFAS 反应器的运行周期为 6 h(包括进水并曝气 6 min,曝气 300 min,沉淀 45 min,出水 6 min,闲置 3 min),换水比为 50%,污泥停留时间(SRT)控制在 15~20 d,确保两反应器的好氧氮容积负荷均为 $235 \text{ g} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 根据温度的变化,反应器运行过程共分为 20℃(0~85 d)、15℃(86~152 d)和 10℃(153~245 d)这 3 个阶段.

1.2 试验用水

本试验用水采用人工模拟污水,通过添加 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 使进水氨氮维持在 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,具体如下: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ $471.64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NaHCO_3 $1300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $325 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $29.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, KH_2PO_4 $79.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

$4.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 其中微量元素包括: $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $200 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $49.62 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $205.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $2 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $59.82 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. 碳源由 $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ $15.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NaAc $8.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 蛋白胨 $15.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 组成, BOD_5 约为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[13].

1.3 分析项目及方法

本试验中常规水质(如 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N)指标根据文献[14]中标准方法进行测定;溶解氧(DO)和 pH 分别采用 Seven2Go S9 型溶氧仪(Mettler Toledo, 瑞士)及雷磁 PHS-3C pH 计进行测定;胞外聚合物(EPS)采用阳离子树脂交换法提取,具体方法见文献[15];采用扫描电镜(SEM)观察生物膜形态,预处理步骤见文献[16].

生物膜厚度:将待切片填料 3~5 个用包埋剂在 4℃ 下包埋 12 h 后用冷冻切片机(Leica CM1950, 德国)切片,切片厚度为 $20 \mu\text{m}$,每个填料制备 3 个切片样品,最终通过尼康 50i 电子显微镜进行厚度的测定,每个切片样品分别测定 10~20 个厚度,取平均值.

生物膜干重:取 3~4 个填料烘干后称重记为 W_1 ,将填料在 60℃ 的 20% NaOH 溶液中水浴加热 1 h,然后用毛刷轻轻除去生物膜后再次烘干称重记为 W_2 ,定义 W_1 和 W_2 的差值与填料数量之比为生物膜干重.

1.4 硝化活性

氨氧化活性(AUR)和亚硝酸盐氧化活性(NUR)采用直接取样法进行测定. 活性污泥的硝化活性测定前需移除所有填料,并对活性污泥进行多次离心以去除基质;生物膜的硝化活性测定前需移除活性污泥. 加入初始浓度为 $30 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 溶液或 NaNO_2 溶液,充分曝气并定时取样测定氨氮、亚硝氮及硝氮浓度. 根据生化反应速率与温度的关系[式(1)],将各个温度下的硝化活性统一为 20℃ 下的活性使结果具有可比性:

$$r_T = r_{20} K^{(T-20)} \quad (1)$$

式中, r_T 表示温度为 T 时测得的硝化活性, $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; r_{20} 表示温度为 20℃ 时的硝化活性, $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; T 表示温度,℃; K 表示温度校正系数,对于生物膜系统, K 取值为 $1.098^{[17]}$,对于活性污泥系统, K 取值为 1.04.

1.5 定量 PCR(qPCR)

采用 qPCR 技术对生物膜和活性污泥中的氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO_B)(*Nitrospira* 和 *Nitrotoga*)进行定量分析. 取一定数目的填料(视生

物膜干重而定)剪碎后加入 50 mL 去离子水,滤去填料残渣后于 $10\,000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 高速离心 5 min 后弃去上清液,取适量生物膜样品用土壤基因组 DNA 提取试剂盒(天根生化科技有限公司)提取 DNA,所提取的基因组 DNA 纯度及浓度经 NANO DROP 2000 分光光度计(Thermo Scientific, 美国)测定后置于 -20°C 下保存;活性污泥的 DNA 提取过程与生物膜相似,直接将适量活性污泥进行离心后提取即可. $50\text{ }\mu\text{L}$ 的 qPCR 混合反应物由 $1\text{ }\mu\text{L}$ 的正向引物, $1\text{ }\mu\text{L}$ 的反向引物, $1\text{ }\mu\text{L}$ 的模板 DNA 及 $25\text{ }\mu\text{L}$ 的 2

$\times\text{ Taq MasterMix}$ (北京康为世纪生物科技有限公司)组成. PCR 扩增的条件为: 95°C 预变性 5 min; 在 94°C 变性 30 s, 55°C 退火 30 s, 72°C 延伸 30 s, 共 30 个循环,最后一轮循环完成后再 72°C 延伸 10 min. 每个样品重复 3 次.

在 ABI 7500 型 qPCR 仪(Applied Biosystems, 美国)进行 qPCR 分析. 其中定量 PCR 的扩增条件为 95°C 30 s 后进行 40 个 PCR 循环: 95°C 5 s, 60°C 40 s(收集荧光). 试验过程中所涉及的目的基因及其序列见表 1.

表 1 试验中设计的目的基因及其引物序列

Table 1 Quantitative PCR (qPCR) primers used in this study				
名称	目标基因	引物	引物序列(5'-3')	文献
AOB	AOB <i>amoA</i>	<i>amoA-1F</i>	GGGGTTTCTACTGGTGCT	[18]
		<i>amoA-2R</i>	CCCCTCTGCAAAGCCTTCTTC	
<i>Nitrospira</i>	<i>nxB</i> gene	<i>nxB-169F</i>	TACATGTGGTGAACA	[19]
		<i>nxB-638R</i>	CGGTTCTGGTCRATCA	
<i>Nitrotoga</i>	<i>Nitrotoga</i> -like 16S rRNA	<i>Ntoga 124F</i>	ATCGGAACGTACCCGAAA	[20]
		<i>Ntoga 1462R</i>	CGAACCCTACCGTGGCAAC	

2 结果与讨论

2.1 反应器的启动及运行

MBBR 和 IFAS 反应器进、出水中氮浓度历时变化如图 1 所示. 比较 MBBR 与 IFAS 出水可以看出,在反应器启动阶段,MBBR 和 IFAS 的出水氨氮及亚硝氮浓度分别在第 10 d 和第 5 d 即降解完全,并达到稳定状态,这说明 IFAS 与 MBBR 相比,有更好的环境适应能力;当温度由 20°C 降低至 15°C 时(86 ~ 152 d),IFAS 与 MBBR 仍维持稳定的出水水质,受温度影响较小;当温度降至 10°C 时(153 ~ 245 d),IFAS 系统氨氮去除率仍高达 $(99.79 \pm 0.31)\%$,出水亚硝氮低于检测下限,但 MBBR 的氨氮去除率降

至 $(90.88 \pm 5.73)\%$,平均出水氨氮浓度为 $(9.22 \pm 5.71)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 这说明 IFAS 比 MBBR 具有更好的低温适应性.

2.2 硝化活性

图 2 为 MBBR 与 IFAS 在 3 个温度下的硝化活性对比. 如图 2(a) 所示,随着温度从 20°C 降低至 10°C ,MBBR 中的 AUR 逐渐从 $10.91\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 降至 $6.02\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$; IFAS 中 AUR 由 $(12.76 \pm 1.01)\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 降低至 $6.70\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$,其中悬浮相的 AUR 从 $8.84\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 降低至 $4.03\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$,固着相由 $(3.92 \pm 1.01)\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 降低至 $2.67\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$; 由图 3 可知,IFAS 中悬浮相的 AUR 贡献率在 3 个温度下均高于固着相,但

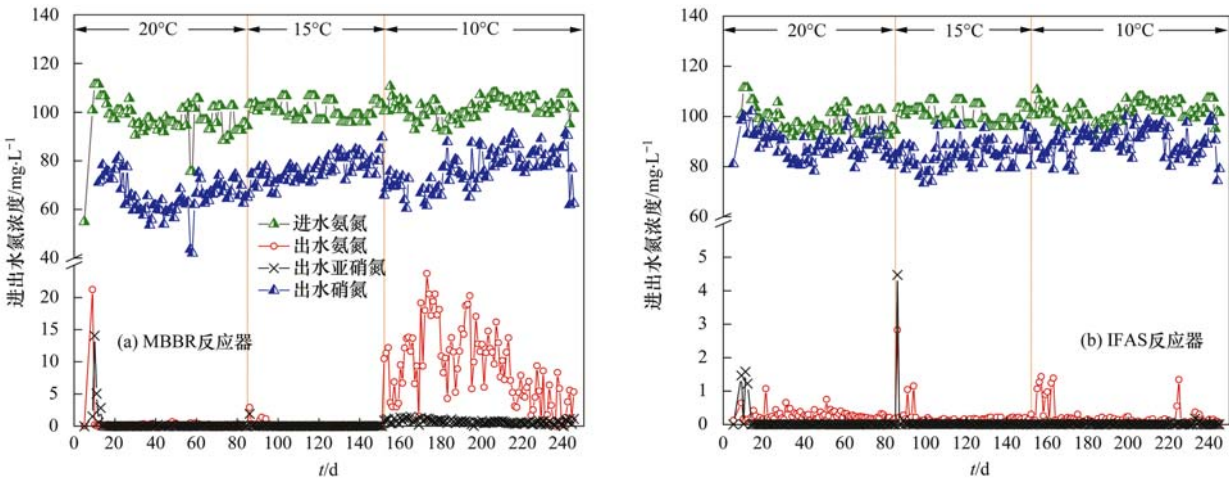


图 1 MBBR 及 IFAS 反应器随温度降低的氮浓度历时变化

Fig. 1 Variation of influent/effluent nitrogen concentration with decreasing temperature in the MBBR and IFAS system

随着温度的降低,固着相的贡献率逐渐增加,由 20℃ 的 30.72% 增至 10℃ 的 39.85%,谭杰等^[12]也得到了相似的结果.而对于 NUR,如图 2(b) 所示,MBBR 中的 NUR 逐渐从 20℃ 的 35.84 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 降至 10℃ 的 20.20 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; IFAS 中 NUR 由 31.23 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 降低至 18.23 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,其中悬浮相的 NUR 从 17.28 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 降低至 10.21 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,固着相由 13.95 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 降低至 8.02 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; 同样地,IFAS 中悬浮相的 NUR 贡献率均处优势地位,但随着温度降低,固着相的 NUR 贡献率无明显变化(图 3).由于硝化菌生长速率相对较慢且对温度较为敏感^[21],低温会使硝化活性显著降低,但填料的投加会使一部分生长相对缓慢的微生物附着在固着相上生长且不会随出水流

失^[22],理论上生物膜拥有无限长的 SRT,最终填料上会保持充足的生物量以应对温度的降低.此外,考虑到生物膜的分层结构能够为不同生态特征的微生物提供生存场所^[22,23],而通常情况下 AOB 对 DO 的亲和力相对于 NOB 较高^[24],导致 AOB 更适宜生长在生物膜外侧^[25].因此,相对于 NOB,较好的传质条件会促使生物膜中的 AUR 贡献率随温度降低呈上升趋势,从而保证 IFAS 在低温下仍能保持较高的硝化活性.

综上所述,在试验条件下(10~20℃),活性污泥的硝化贡献率始终高于生物膜,而随着温度降低,IFAS 中生物膜的硝化贡献率呈上升趋势,起到了强化硝化的效果,因此在季节性温差较大的北方地区,采用 IFAS 工艺可以取得稳定的脱氮效率.

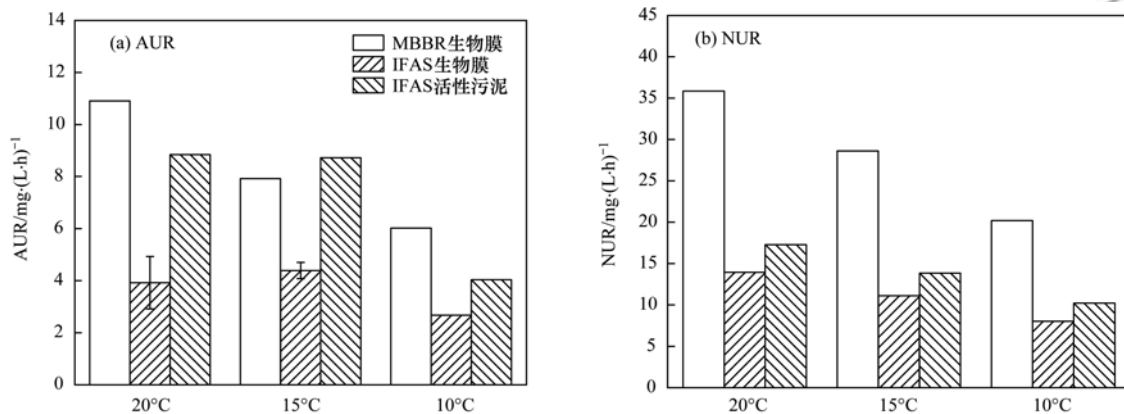
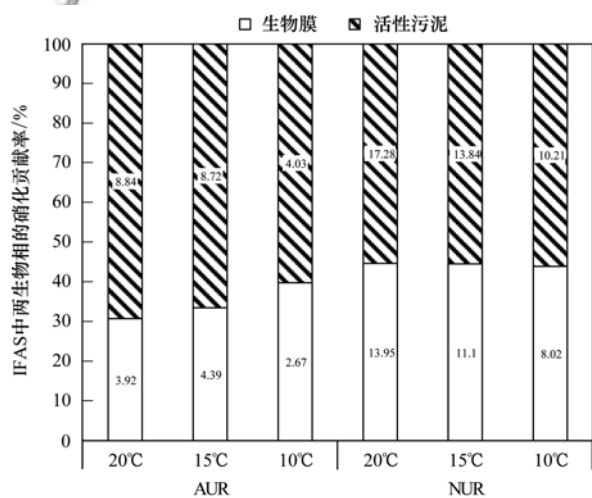


图2 MBBR 和 IFAS 反应器的氨氧化活性(AUR)及亚硝酸盐氧化活性(NUR)变化

Fig. 2 AUR and NUR in the MBBR and IFAS system at various temperatures



柱状图中活性数据的单位为 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$

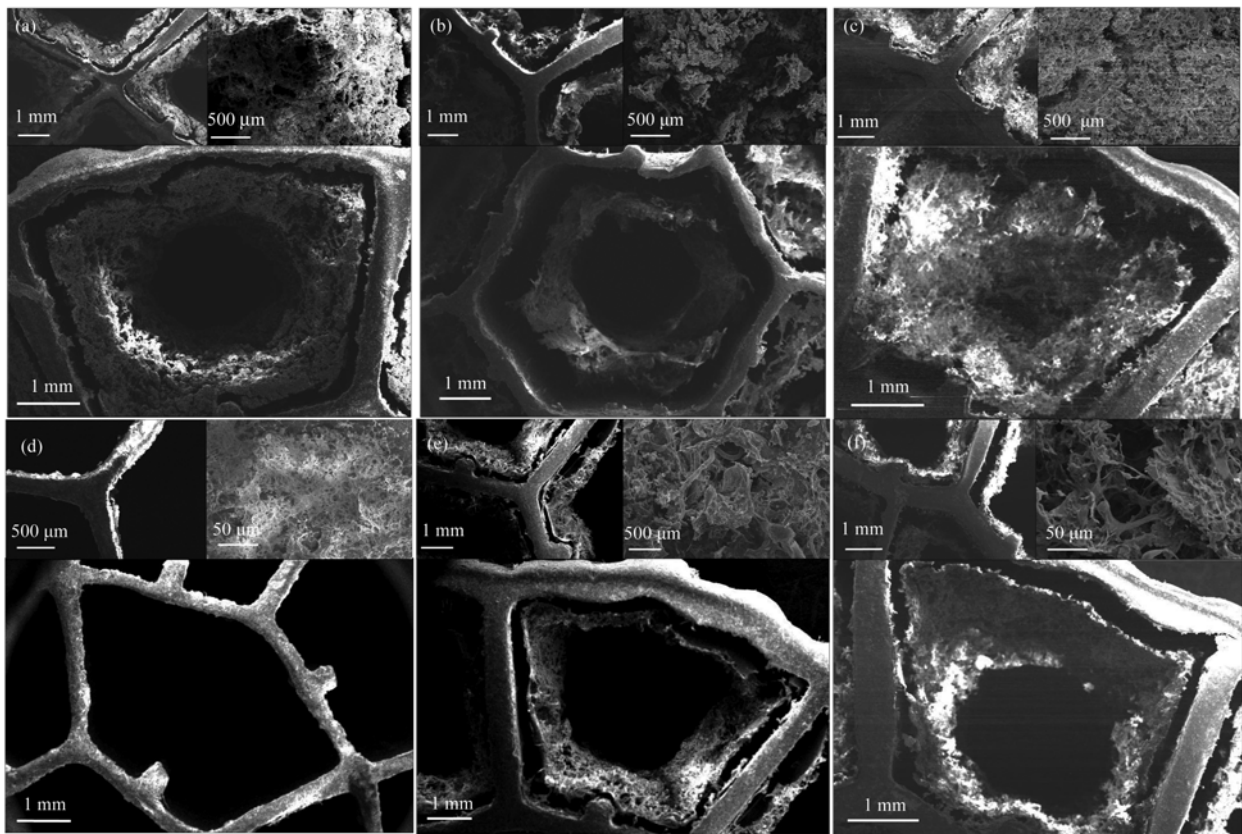
图3 IFAS 反应器中生物膜与活性污泥的硝化活性及硝化贡献率

Fig. 3 Nitrification activity and contribution rate of biofilm and activated sludge in the IFAS system

2.3 生物膜特性

图 4 所示为不同温度下 MBBR 和 IFAS 中填料表面的生物膜扫描电镜.从中可以看出,悬浮填料表

面较为粗糙,适宜微生物附着生长,填料表面的黏性物质将微生物紧紧黏附在一起,形成了较为密实的生物膜结构.其中,随着温度降低,MBBR 系统的生物膜明显变厚[图 4(a)~4(c)];当温度降至 10℃ [图 4(c)] 时,部分填料的隔间中甚至发生堵塞现象,无法形成完整的孔隙空间. Herrling 等^[26]的研究发现,生物膜的厚度和隔间孔隙空间会影响载体的流动和传质,从而导致载体的有效比表面积减小,最终影响反应器硝化性能^[13],这也一定程度上影响了 MBBR 在 10℃ 时的出水水质(图 1).而对于 IFAS 反应器[图 4(d)~4(f)],不同温度下生物膜的厚度均小于 MBBR,且 20℃ 下填料上附着的生物膜极少[图 4(d)],这可能是由于常温下悬浮相更有利于传质,从而影响了硝化菌在固着相上的附着.而随着温度降低,生物量逐渐增加,生物膜也变得更加致密.当温度降至 10℃ 时[图 4(f)],生物膜明显变厚但并未出现堵塞,这是由于 IFAS 中同时存在两种生物相进行硝化作用,且活性污泥的硝化贡献率始终占主导地位(图 3),因此相同的好氧氮容积负荷下,



(a) ~ (c) 分别为 MBBR 中生物膜在 20、15 和 10℃ 下的 SEM 图像; (d) ~ (f) 分别为 IFAS 中生物膜在 20、15 和 10℃ 下的 SEM 图像

图 4 不同温度下 MBBR 和 IFAS 生物膜的 SEM 图像

Fig. 4 SEM image of biofilm at various temperatures in the MBBR and IFAS system

IFAS 生物膜能够利用的基质相对少于 MBBR, 进而不易发生填料堵塞, 氨氮能被完全去除(图 1). 以上结果表明, IFAS 比 MBBR 具有更好的低温适应性.

图 5 为 MBBR 和 IFAS 中生物膜的 EPS 及各组分(包括多糖、蛋白质和 DNA)随温度降低的变化规律. 其中, 由于 20℃ 时 IFAS 中生物膜厚度过低[图 4 (d)], 无法进行 EPS 的提取, 造成 20℃ 生物膜 EPS 数据缺失. 由图 5 可知, 随着温度降低, 生物膜中 EPS 含量均呈明显上升趋势, 这表明温度的降低会促使微生物分泌更多的 EPS. 通常认为, EPS 是微生物分泌

于体外而形成的一种高分子聚合物, 大多覆盖在微生物聚集体表面或者填充在细胞间. 而温度的降低会促使微生物分泌更多的 EPS, 使功能菌在各个生物相中相互聚集以应对外界的不利影响^[27], 从而形成较厚较重的生物膜. Zhang 等^[6,28]的研究同样发现当温度由 16.1℃ 升至 28.3℃ 时, 生物膜浓度由于 EPS 的减少从 348.7 mg·L⁻¹ 降至 188.9 mg·L⁻¹, 硝化生物膜生长速率低于分离速率, 生物膜出现脱落, 反之, EPS 的增加会使生物膜生长速率变高.

图 6 所示为 MBBR 和 IFAS 反应器在不同温度

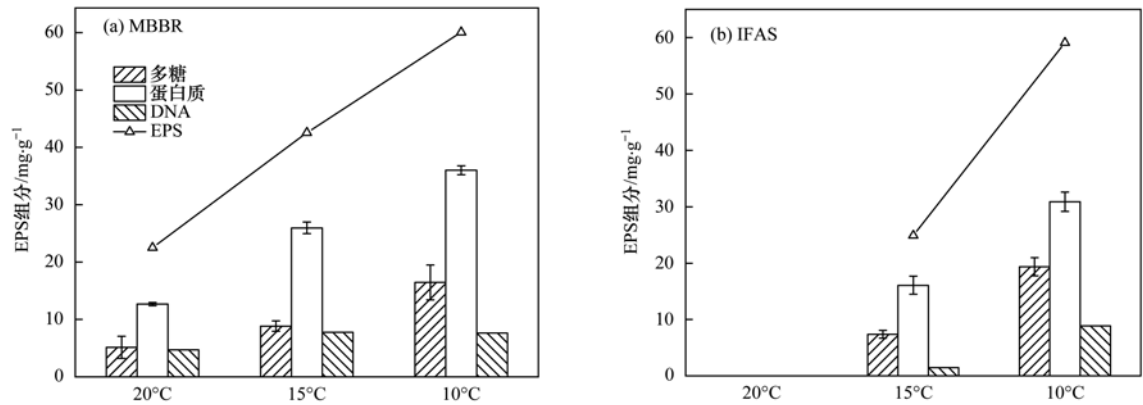


图 5 MBBR 和 IFAS 中生物膜的 EPS 及组分

Fig. 5 EPS component of biofilm in the MBBR and IFAS system

下的生物膜厚度及干重变化情况. 可以看出, MBBR 中生物膜厚度从 $(114.73 \pm 30.36) \mu\text{m}$ (20°C) 升高至 $(782.36 \pm 273.80) \mu\text{m}$ (10°C); IFAS 中生物膜厚度从 $(63.73 \pm 17.72) \mu\text{m}$ (20°C) 升高至 $(565.58 \pm 198.49) \mu\text{m}$ (10°C). 相对于接种填料, MBBR 中生物膜干重在 20°C 、 15°C 和 10°C 下分别增加了 7.47%、10.50% 和 99.86%, 而 IFAS 中除了 20°C 时生物膜干重明显下降外, 整体上仍呈上升趋势 (20°C : -77.07%; 15°C : 11.56%; 10°C : 18.65%). 在中温环境下 (20°C), 生物膜能够利用到的基质相对少于活性污泥, 再加上充分曝气带来较强的水力冲刷作用, 最终导致 20°C 下生物膜厚度及干重明显较低. 有研究^[29]同样发现污水处理厂中常温环境下生物膜对 IFAS 工艺的反硝化贡献率仅为 1.3%. 因此, 低温环境下 EPS 含量的增加会导致生物膜中生物量出现增长, 从而一定程度上缓解低温环境下硝化活性的下降, 而在中/常温下生物膜对硝化的强化作用并不显著.

此外, 本研究中硝化 MBBR 系统的总氮去除率约为 22.98%, 大于 IFAS 系统的 12.16% (图 1). 这是由于 IFAS 相对于 MBBR 同时存在生物膜相和活性污泥相共同利用基质, 因此在相同的好氧容积负荷下, MBBR 中的生物膜更厚 (图 6). 有研究通过传质模型证明 DO 在絮体中的扩散会限制在 $100 \mu\text{m}$ 以内^[30], 因此较厚的生物膜一定程度上会阻碍 DO 向生物膜内层的传质, 最终导致生物膜内部形成厌氧/缺氧层进行反硝化作用, 产生氮气, 使系统出现氮损失^[31]. 由此可见, MBBR 相对于 IFAS 有更好的总氮去除效果.

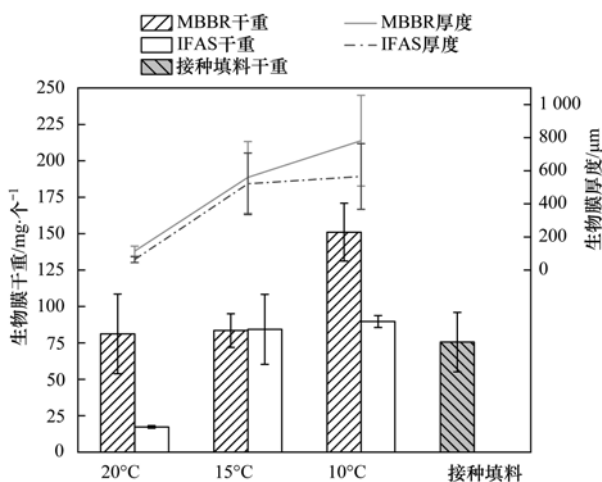


图 6 不同温度下的生物膜干重及厚度

Fig. 6 Biofilm mass and biofilm thickness of the MBBR and IFAS system at various temperatures

2.4 硝化菌群落结构

考虑到已有大量文献证明 *Nitrotoga* 作为一种

耐冷型 NOB ($4 \sim 28^\circ\text{C}$) 广泛存在于污水处理厂中^[20, 32], 为了探究硝化生物膜系统对低温的适应特征, 本研究将 *Nitrotoga* 以及目前污水处理厂中最为常见的 NOB (*Nitrospira*) 作为 NOB 定量检测对象.

图 7(a) 为 MBBR 生物膜中 AOB 和 NOB 丰度的变化趋势. 从中可以看出, 随着温度降低, AOB 和 NOB 拷贝数并未下降. 其中, AOB 丰度分别为 9.37×10^8 、 1.18×10^9 和 2.29×10^9 copies·L⁻¹, 呈上升趋势. 而对于 NOB, 相对于 *Nitrotoga*, *Nitrospira* 在 MBBR 系统中始终占优势, 随着温度降低, *Nitrospira*

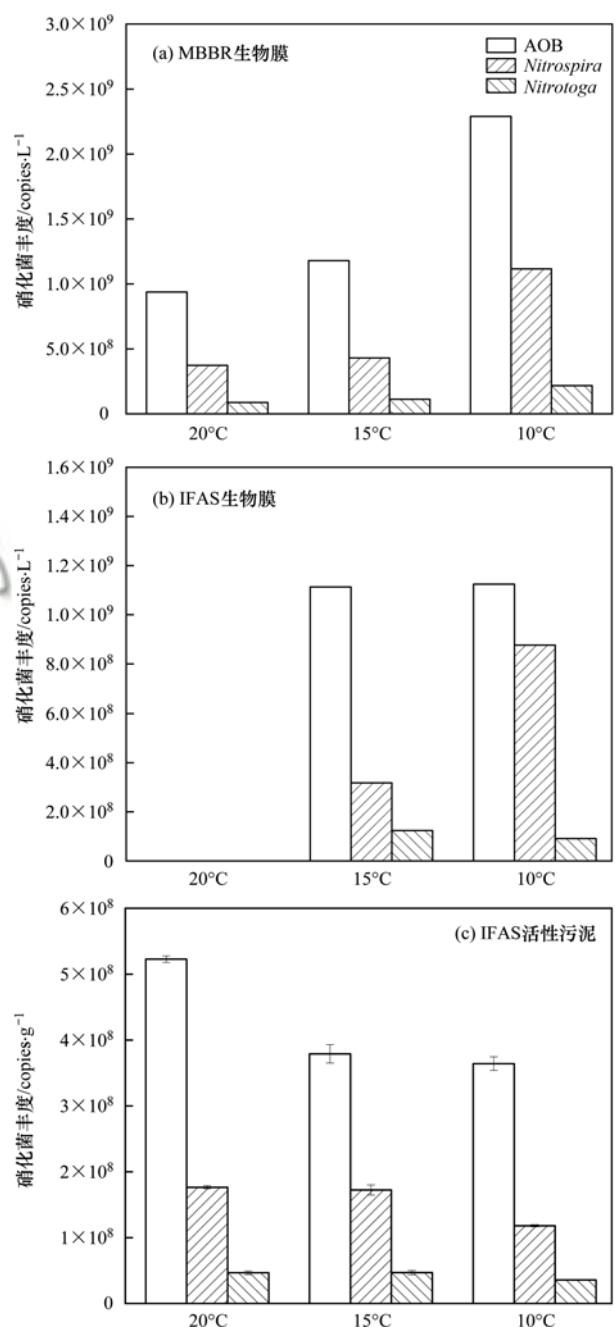


图 7 MBBR 及 IFAS 中生物膜和活性污泥随温度降低的硝化菌丰度变化

Fig. 7 Cell abundance of AOB and NOB (*Nitrospira* and *Nitrotoga*) with decreasing temperature in the MBBR and IFAS system

拷贝数从 20℃ 的 $3.73 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加至 10℃ 的 $1.12 \times 10^9 \text{ copies} \cdot \text{L}^{-1}$. 而 *Nitrotoga* 丰度维持在 $(1.39 \pm 0.69) \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{L}^{-1}$, 有小幅增加但并不明显.

而对于 IFAS 系统,由图 7(b)可见,*Nitrospira* 同样始终为优势 NOB 菌属.当温度由 15℃ 降至 10℃,除了 *Nitrotoga* 出现小幅减少外,生物膜中的 AOB 和 *Nitrospira* 拷贝数均呈增加趋势,其中 *Nitrospira* 拷贝数从 $3.18 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{L}^{-1}$ 明显增加至 $8.76 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{L}^{-1}$. 而活性污泥中的 AOB 拷贝数从 20℃ 时的 $5.23 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ 逐渐降低至 10℃ 时的 $3.64 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$, NOB 丰度整体上也呈下降趋势,且 *Nitrospira* 在 15~20℃ 时下降不明显[图 7(c)]. 值得一提的是,*Nitrotoga* 作为一种嗜冷型 NOB,其丰度随温度变化在本研究中并未显示出明显的相关性,且温度降低过程中 *Nitrotoga* 并未成为优势 NOB,因此尽管可以在生物膜中检测出 *Nitrotoga*,但其对低温环境的适应性并不是导致生物膜对低温适应性的主要原因,目前也并未发现有关生物膜系统中 *Nitrotoga* 占优势的报道.

通过对比 MBBR 和 IFAS 中生物膜的硝化群落结构发现,随着温度降低,生物膜相中的 AOB 和 *Nitrospira* 拷贝数呈上升趋势,而 IFAS 活性污泥相中的硝化菌拷贝数均出现不同程度的减少,这表明低温会使生物膜中的活性细胞数增加,而活性污泥则恰好相反. Young 等^[7]通过对 20℃ 及 1℃ 下硝化 MBBR 中的生物膜进行 LIVE/DEAD 细胞活性检测同样发现,1℃ 下活性硝化细胞占比高于 20℃. 因此,尽管细胞活性会随着温度降低而降低^[13],但具有硝化活性的细胞数目及占比呈增加趋势,再加上低温环境下细胞衰亡率会显著降低^[33],生物膜厚度及干重明显增加(图 6),最终一定程度上能够弥补生物膜中由于温度降低而导致的硝化活性衰减,从而体现出生物膜系统对低温的适应性.

3 结论

(1)生物膜系统对低温具有一定适应性.低温下生物膜中硝化细胞拷贝数会小幅上升,同时伴随着生物量的增加,从而一定程度上弥补低温下硝化活性的衰减.

(2)IFAS 比 MBBR 具有更好的低温适应性.温度降低会导致生物膜系统中 EPS 含量明显上升,进而引起生物膜厚度增加,相同负荷下的 MBBR 在低温下更容易发生填料堵塞,导致水质恶化.

(3)在 10~20℃ 下,IFAS 中活性污泥的硝化贡献率始终占主导地位,而随着温度降低,生物膜的硝

化贡献率呈上升趋势,起到了强化硝化的作用.因此,在季节性温差较大的北方地区,采用 IFAS 工艺可以缓解因冬季水温较低而导致的硝化不充分.

参考文献:

- [1] Young B, Delatolla R, Ren B S, et al. Pilot-scale tertiary MBBR nitrification at 1℃: characterization of ammonia removal rate, solids settleability and biofilm characteristics[J]. Environmental Technology, 2016, 37(16): 2124-2132.
- [2] Hoang V, Delatolla R, Abujamel T, et al. Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1℃[J]. Water Research, 2014, 49: 215-224.
- [3] Delatolla R, Young B, Stintzi A. Application of the MBBR technology to achieve nitrification below 1℃: biofilm and microbiome analysis[A]. In: Mannina G (Ed.). Frontiers in Wastewater Treatment and Modelling [M]. Cham: Springer, 2017. 513-517.
- [4] Hurse T J, Connor M A. Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons[J]. Water Science and Technology, 1999, 39(6): 191-198.
- [5] Choi E, Rhu D, Yun Z, et al. Temperature effects on biological nutrient removal system with weak municipal wastewater[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(9): 219-226.
- [6] Zhang S F, Wang Y Y, He W T, et al. Impacts of temperature and nitrifying community on nitrification kinetics in a moving-bed biofilm reactor treating polluted raw water[J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 236: 242-250.
- [7] Young B, Delatolla R, Kennedy K, et al. Low temperature MBBR nitrification: microbiome analysis[J]. Water Research, 2017, 111: 224-233.
- [8] 于亮. 低温条件生物膜与活性污泥复合工艺强化生物脱氮性能的中试研究[J]. 环境科学与管理, 2017, 42(4): 96-99.
Yu L. Pilot-scale study on enhancing nitrogen removal efficiency under low temperature by biofilm and activated sludge hybrid process[J]. Environmental Science and Management, 2017, 42(4): 96-99.
- [9] 裘湛. 生物膜-活性污泥复合系统的强化硝化[J]. 上海电力学院学报, 2016, 32(4): 385-388.
Qiu Z. Nitrification enhancement by biofilm-coupled activated sludge system[J]. Journal of Shanghai University of Electric Power, 2016, 32(4): 385-388.
- [10] 汪君晖, 孙红芳, 蔡虎林, 等. 生物膜对 A²/O 系统硝化过程的强化效果分析[J]. 水处理技术, 2016, 42(2): 113-117.
Wang J H, Sun H F, Cai H L, et al. The analysis of nitrification effect enhanced by biofilm in A²/O process[J]. Technology of Water Treatment, 2016, 42(2): 113-117.
- [11] Lo I W, Lo K V, Mavinic D S, et al. Contributions of biofilm and suspended sludge to nitrogen transformation and nitrous oxide emission in hybrid sequencing batch system[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, 22(7): 953-960.
- [12] 谭杰, 董滨, 戴晓虎. 温度对生物膜-活性污泥复合工艺硝化特性及硝化菌种群的影响[J]. 净水技术, 2016, 35(2): 21-25.
Tan J, Dong B, Dai X H. Influence of temperature on nitrification characteristics and nitrifying bacteria community in integrated fixed film-activated sludge process[J]. Water Purification Technology, 2016, 35(2): 21-25.
- [13] Young B, Banihashemi B, Forrest D, et al. Meso and micro-scale response of post carbon removal nitrifying MBBR biofilm across carrier type and loading[J]. Water Research, 2016, 91: 235-243.

- [14] 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. 105-271.
- [15] Wang B B, Zhang L, Peng D C, *et al.* Extended filaments of bulking sludge sink in the floc layer with particulate substrate[J]. *Chemosphere*, 2013, **93**(11): 2725-2731.
- [16] 赵远哲, 杨永哲, 王海燕, 等. 新型填料 A/O 生物滤池处理低碳氮比农村污水脱氮[J]. *环境科学*, 2020, doi: 10.13227/j. hjkx. 201910118.
Zhao Y Z, Yang Y Z, Wang H Y, *et al.* Nitrogen removal in low C/N rural sewage treatment by A/O biofilter packing with new types fillers[J]. *Environmental Science*, 2020, doi: 10.13227/j. hjkx. 201910118.
- [17] Salvetti R, Azzellino A, Canziani R, *et al.* Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors[J]. *Water Research*, 2006, **40**(15): 2981-2993.
- [18] Rotthauwe J H, Witzel K P, Liesack W. The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, **63**(12): 4704-4712.
- [19] Pester M, Maixner F, Berry D, *et al.* *NxrB* encoding the beta subunit of nitrite oxidoreductase as functional and phylogenetic marker for nitrite-oxidizing *Nitrospira* [J]. *Environmental Microbiology*, 2014, **16**(10): 3055-3071.
- [20] Lückner S, Schwarz J, Gruber-Dorninger C, *et al.* *Nitrotoga*-like bacteria are previously unrecognized key nitrite oxidizers in full-scale wastewater treatment plants[J]. *The ISME Journal*, 2015, **9**(3): 708-720.
- [21] Guo J H, Peng Y Z, Huang H J, *et al.* Short- and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **179**(1-3): 471-479.
- [22] 杨岚, 彭永臻, 李健伟, 等. 缺氧 MBBR 耦合部分厌氧氨氧化强化城市生活污水深度脱氮[J]. *环境科学*, 2019, **40**(8): 3668-3674.
Yang L, Peng Y Z, Li J W, *et al.* Advanced denitrification of municipal wastewater achieved via partial ANAMMOX in anoxic MBBR[J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(8): 3668-3674.
- [23] Soliman M, Eldyasti A. Ammonia-oxidizing bacteria (AOB): opportunities and applications—a review [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2018, **17**(2): 285-321.
- [24] 杨庆, 杨玉兵, 刘秀红, 等. 不同溶解氧环境下氨氧化菌的氧半饱和常数比较[J]. *中国给水排水*, 2017, **33**(23): 22-26.
- Yang Q, Yang Y B, Liu X H, *et al.* Oxygen half-saturation constants of ammonia oxidizing bacteria (AOB) in nitrification sludge under different dissolved oxygen [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, **33**(23): 22-26.
- [25] Poot V, Hoekstra M, Geleijnse M A A, *et al.* Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge [J]. *Water Research*, 2016, **106**: 518-530.
- [26] Herrling M P, Guthausen G, Wagner M, *et al.* Determining the flow regime in a biofilm carrier by means of magnetic resonance imaging[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015, **112**(5): 1023-1032.
- [27] Sheng G P, Yu H Q, Li X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review[J]. *Biotechnology Advances*, 2010, **28**(6): 882-894.
- [28] Zhang S F, Wang Y Y, He W T, *et al.* Responses of biofilm characteristics to variations in temperature and NH_4^+ -N loading in a moving-bed biofilm reactor treating micro-polluted raw water [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **131**: 365-373.
- [29] 王玉. 悬浮填料对城市污水 A²/O 工艺硝化过程强化研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2016. 28-30.
Wang Y. Effect of suspended carrier on the enhancement of nitrification in A²/O process for urban sewage treatment [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2016. 28-30.
- [30] Picioreanu C, Xavier J B, Van Loosdrecht M C M. Advances in mathematical modeling of biofilm structure[J]. *Biofilms*, 2004, **1**(4): 337-349.
- [31] Winkler M K H, Bassin J P, Kleerebezem R, *et al.* Unravelling the reasons for disproportion in the ratio of AOB and NOB in aerobic granular sludge [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, **94**(6): 1657-1666.
- [32] Kitzinger K, Koch H, Lückner S, *et al.* Characterization of the first "*Candidatus Nitrotoga*" isolate reveals metabolic versatility and separate evolution of widespread nitrite-oxidizing bacteria [J]. *mBio*, 2018, **9**(4): e01186-18.
- [33] 刘占孟, 徐宇峰, 李思敏. 温度对活性污泥产率的影响研究[J]. *中国给水排水*, 2015, **31**(19): 84-88.
Liu Z M, Xu Y F, Li S M. Effect of temperature on activated sludge yield[J]. *China Water & Wastewater*, 2015, **31**(19): 84-88.

CONTENTS

Comparison Analysis of the Effect of Emission Reduction Measures for Major Events and Heavy Air Pollution in the Capital	ZHONG Yi-sheng, ZHOU Ying, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i>	(3449)
Evaluation of Different ISORROPIA-II Modes and the Influencing Factors of Aerosol pH Based on Tianjin Online Data	GAO Jie, SHI Xu-rong, WEI Yu-ting, <i>et al.</i>	(3458)
Emission Characteristics of Particulate Organic Matter from Cooking	LI Yuan-ju, WU Ai-hua, TONG Meng-xue, <i>et al.</i>	(3467)
Characteristics and Sources of 12 Trace Amount Elements in PM _{2.5} During a Period of Heavy Pollution in Huanggang, Central China	CHEN Zhan-le, TIAN Qian, MAO Yao, <i>et al.</i>	(3475)
Aerosol Optical Properties over the Ebirur Region	ZHANG Zhe, DING Jian-li, WANG Jin-jie	(3484)
Characteristics of Secondary Organic Particles and the Potential Formation of SOA from VOCs During Wintertime Heavy Pollution Episodes in Tianjin	XU Hong, TANG Miao, XIAO Zhi-mei, <i>et al.</i>	(3492)
Characteristics and Source Apportionment of VOCs at Different Pollution Levels During the Winter in an Urban Area in Zhengzhou	LI Yi-dan, YIN Sha-sha, ZHANG Rui-qin, <i>et al.</i>	(3500)
Emission Inventory of Intermediate Volatility Organic Compounds (IVOCs) from Biomass Burning in the Yangtze River Delta During 2010-2018	ZHU Yong-hui, WANG Qian, HUANG Ling, <i>et al.</i>	(3511)
Emission Characteristics of Biogenic Volatile Compounds (BVOCs) from Common Greening Tree Species in Northern China and Their Correlations with Photosynthetic Parameters	XU Yan, LI Shuang-jiang, YUAN Xiang-yang, <i>et al.</i>	(3518)
Characteristics of Surface Ozone and Impact Factors at Different Station Types During the Autumn in Guangzhou	GAO Ping, ZHUANG Li-yue, WANG Long, <i>et al.</i>	(3527)
Pollution Characteristics and Sensitivity Analysis of Atmospheric Ozone in Taian City	LI Kai, LIU Min, MEI Ru-bo	(3539)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dust from Non-ferrous Smelting Parks	FENG Yu-yao, SHI Jian-wu, ZHONG Yao-qian, <i>et al.</i>	(3547)
Pollution and Source Analysis of Heavy Metal in Surface Dust from Xi'an University Campuses	FAN Xin-yao, LU Xin-wei, LIU Hui-min, <i>et al.</i>	(3556)
Monitoring Method of Total Particulate Matter in Ultra-low-emission and High-humidity Exhaust Gas from Stationary Sources and an Actual Test in a Gas Power Plant	HU Yue-qi, YAN Xu, KONG Chuan, <i>et al.</i>	(3563)
Vessels' Air Pollutant Emissions Inventory and Emission Characteristics in the Xiamen Emission Control Area	WANG Jian, HUANG Zhi, LIU Yan-ying, <i>et al.</i>	(3572)
Method for High-resolution Emission Inventory for Road Vehicles in Chengdu Based on Traffic Flow Monitoring Data	PAN Yu-jin, LI Yuan, CHEN Jun-hui, <i>et al.</i>	(3581)
Inversion of Water Quality Parameters Based on UAV Multispectral Images and the OPT-MPP Algorithm	HUANG Xin-xi, YING Han-ting, XIA Kai, <i>et al.</i>	(3591)
Effects of Different Water Stratification on the Vertical Distribution of Nitrogen in Sediment Interstitial Waters: A Case Study of the Three Gorges Reservoir and Xiaowan Reservoir	LIU Jing-si, ZHU Xiao-sheng, HU Zi-long, <i>et al.</i>	(3601)
Pollution Status and Pollution Behavior of Microplastic in Surface Water and Sediment of Urban Rivers	ZHAO Xin, CHEN Hao, JIA Qi-long, <i>et al.</i>	(3612)
Spatial and Temporal Variation of Phytoplankton Community Structure and Its Influencing Factors in Shanghai River Channels	XU Zhi, CHEN Xiao-hua, SHEN Gen-xiang, <i>et al.</i>	(3621)
Restoration of River Sediment by Calcium Peroxide (CaO ₂) Combined with Biochar	LI Yu-ping, JIANG Ying-ying, LIU Bao-ming, <i>et al.</i>	(3629)
Quantification of Nitrate Sources to Groundwater in Karst Trough-valley Areas Based on Dual Stable Isotopes of $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ and $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ and the IsoSource Model	XU Lu, JIANG Yong-jun, DUAN Shi-hui, <i>et al.</i>	(3637)
Dynamic Process of Nitrogen and Phosphorus Export and Loss Load in an Intensive Orchard with Ridge and Furrow Plantation in the Three Gorges Reservoir Area	YAN Kun, WANG Yu-kuan, LIU Qin, <i>et al.</i>	(3646)
Analysis of Rainfall Runoff Pollution and Pollution Load Estimation for Urban Communities in a Highly Urbanized Region	GAO Bin, XU You-peng, LU Miao, <i>et al.</i>	(3657)
Adsorption of As(III) in Water by Iron-loaded Graphene Oxide-Chitosan	ZHAO Chao-ran, SHAN Hui-mei, ZENG Chun-ya, <i>et al.</i>	(3665)
Sorption Behaviors of Copper Ions and Tetracycline on Microplastics in Aqueous Solution	XUE Xiang-dong, WANG Xing-yuan, MEI Yu-chen, <i>et al.</i>	(3675)
Effect of Porous Fillers Properties on Biofilm Growth	JIANG Yu-qin, LI Jiong-hui, FANG Zhi-guo	(3684)
Adaptability of Nitrifying Biofilm Systems to Low Temperature: MBBR and IFAS	LI Ren, YU Li-fang, ZHANG Xing-xiu, <i>et al.</i>	(3691)
Improved on Nitrogen Removal of Anaerobic Ammonia Oxidation by Coupling Element Sulfur-based Autotrophic Short-cut Denitrification	FANG Wen-ye, LI Xiang, HUANG Yong, <i>et al.</i>	(3699)
Nitrogen and Phosphorus Removal from Domestic Sewage Aerobic Granular Sludge Under Intermittent Gradient Aeration	ZHANG Yu-jun, LI Dong, LI Shuai, <i>et al.</i>	(3707)
Rapid Start-up and Stability of Partial Denitrification Based on Different Waste Sludge Sources	ZHANG Xing-xing, WANG Chao-chao, WANG Yao, <i>et al.</i>	(3715)
Decision-making Analysis of Excess Sludge Pretreatment for Struvite Recovery Based on AHP-PROMETHEE II Method	LIU Xiao-lei, LI An-jie	(3725)
Effect on Ammonia Inhibition Mitigation in the Anaerobic Digestion Process with Zero-Valent Iron	LIU Ji-bao, NIU Yu-tong, YU Da-wei, <i>et al.</i>	(3731)
Performance of Anaerobic Membrane Bioreactors for the Co-digestion of Sewage Sludge and Food Waste	DAI Jin-jin, NIU Cheng-xin, PAN Yang, <i>et al.</i>	(3740)
Antibiotics Induce Horizontal Gene Transfer of Resistance at Sublethal Concentrations	YUAN Qi-yi, CHEN Hong-jie, Laurence Haller, <i>et al.</i>	(3748)
Impact of Tetracycline Antibiotic on the Transcriptional Expression of Tetracycline Resistance Genes in <i>Shigella flexneri</i>	GAO Pin, RUAN Xiao-hui, QIU Wen-jie, <i>et al.</i>	(3758)
Competitive Selection of Hydroxylamine on Ammonia Oxidizing Bacteria and Nitrite Oxidizing Bacteria	QIAO Xin, WANG Bo, GUO Yuan-yuan, <i>et al.</i>	(3765)
Analysis of the Effect of Temperature on the Microbial Flora Structure During the Nitrite Oxidation Process Using 16S rRNA High-throughput Sequencing	HOU Xiao-wei, NIU Yong-jian, LI Wei-wei, <i>et al.</i>	(3773)
Universality and Potential Application of Mn(II) Oxidation Triggered by Microbial Interspecies Interactions	NING Xue, LIANG Jin-song, BAI Yao-hui, <i>et al.</i>	(3781)
Distribution and Potential Nitrification Rates of Aerobic Ammonia-Oxidizing Microorganisms in Surface Sediments of Mangrove in Sanya River	LUO Qing, ZHEN Yu, PENG Zong-bo, <i>et al.</i>	(3787)
Effects of Ozone Pollution on Growth, Yields, and Mineral Metallic Element Contents of Paddy Rice	FANG Xiao-kun, LUO Xiao-san, ZHANG Dan, <i>et al.</i>	(3797)
Short Term Effects of a Changing Carbon Input on the Soil Respiration of <i>Picea schrenkiana</i> Forests in the Tianshan Mountains, Xinjiang	SHAO Kang, GONG Lu, HE Xue-min, <i>et al.</i>	(3804)
Effects of the Combined Application of Organic and Inorganic fertilizers on N ₂ O Emissions from Saline Soil	ZHOU Hui, SHI Hai-bin, GUO Jia-wei, <i>et al.</i>	(3811)
Mechanism and Influencing Factors of Increasing Soil Temperature by <i>in-situ</i> Electrical Resistance Heating	GE Song, MENG Xian-rong, XU Wei, <i>et al.</i>	(3822)
Acid Mine Wasteland Reclamation by <i>Juncus ochraceus</i> Buchen as a Potential Pioneer Plant	HUANG Jian-hong, FU Jiang-li, YAN Xin-rui, <i>et al.</i>	(3829)
Effects of Drip Irrigation Patterns and Biochar Addition on Soil Mineral Nitrogen and Microbial Regulation of Greenhouse	CAI Jiu-mao, LIU Jie-yun, QIU Hu-sen, <i>et al.</i>	(3836)
Effects of Cotton Stalk Biochar on the Structure and Function of Fungi Community in Alkaline Rhizosphere Soil of Rice Under Cadmium Pollution	LIU Shi-dou, HAN Yao-guang, ZHU Xin-ping, <i>et al.</i>	(3846)
Effects of Different Treatments with Water Management Combined with Leaf Spraying Silicon Fertilizer on Cd Accumulation in Rice	WEI Bin-yun, ZHOU Hang, LIU Jia-wei, <i>et al.</i>	(3855)
Effects of Chelate GLDA on the Remediation of Cadmium Contaminated Farmland by <i>Pennisetum purpureum</i> Schum	QIN Jian-jun, TANG Sheng-shuang, JIANG Kai, <i>et al.</i>	(3862)
Situation Analysis and Trend Prediction of the Prevention and Control Technologies for Planting Non-Point Source Pollution	YU Ying-liang, YANG Lin-zhang, LI Hong-na, <i>et al.</i>	(3870)