生态环境知识网
Eco-Environmental Knowledge Web

环境科学
ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

2000~2018年我国大气重金属沉降通量时空变化特征

陈其永，郜允兵，倪润祥，潘瑜春，阎跃观，杨晶，刘孝阳，顾晓鹤

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

双奖期刊

2022年9月
第43卷 第9期
Vol.43 No.9

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第43卷 第9期
2022年9月15日

目 次

2000~2018年我国大气重金属沉降通量时空变化特征 …… 陈其永, 郜允兵, 倪润祥, 潘瑜春, 阎跃观, 杨晶, 刘孝阳, 顾晓鹤(4413)
面向二/三维城市形态指标的$PM_{2.5}$浓度调控模拟 …… 李莎, 邹滨, 刘宁, 冯徽徽, 陈军, 张鸿辉(4425)
减排背景下成都大气$PM_{2.5}$碳质组分特征 …… 陈璐瑶, 于阳春, 黄小娟, 董贵明, 张军科(4438)
青岛秋冬季PM_1中金属元素污染特征及健康风险评估 …… 刘子杨, 张宜升, 张厚勇, 马子轸, 陶文鑫, 王娇, 薛莲, 彭倩倩, 杜金花, 赵娇娇, 彭亮, 孙英杰(4448)
港口地区大气$PM_{2.5}$中多环芳烃污染特征及来源分析 …… 王鹏程, 杨凌霄, 别淑君, 黄琦, 齐安安, 庹雄, 王浥铭, 徐鹏, 张天琪, 王文兴(4458)
天津市冬季道路颗粒物粒径分布及来源解析 …… 张国涛, 殷宝辉, 白雯宇, 郭丽瑶, 王智宇, 张楠, 郑镇森, 张利文, 杨文, 韩斌, 白志鹏(4467)
北京市生物源一次气溶胶数浓度变化特征及影响因素 …… 梁林林, 刘畅, 刘旭艳, 徐婉筠, 张根, 程红兵, 刘雨思(4475)
北京市城区夏季VOCs变化特征分析与来源解析 …… 孟祥来, 孙扬, 廖婷婷, 张琛, 张成影(4484)
东莞工业集中区夏季臭氧污染与非污染期间VOCs组分特征及其来源 …… 周振, 肖林海, 费蕾蕾, 余纬, 林满, 黄筠钧, 张智胜, 陶俊(4497)
生活垃圾填埋场恶臭污染的时空变化与膜阻隔效果 …… 何品晶, 李健晨, 吕凡, 章骅, 邵立明(4506)
不同年份太湖水域全氟化合物健康风险源解析对比 …… 武婷, 孙善伟, 樊境朴, 鲁富蕾, 郭昌胜, 徐建(4513)
沱江流域典型及新兴全氟/多氟化合物的污染特征及来源解析 …… 宋娇娇, 汪艺梅, 孙静, 方淑红(4522)
白洋淀不同类型水体表层沉积物重金属的赋存形态及风险 …… 许梦雅, 张超, 单保庆, 刘操(4532)
喹诺酮类抗生素在城市典型水环境中的分配系数及其主要环境影响因子 …… 剧泽佳, 付雨, 赵鑫宇, 陈慧, 宋圆梦, 赵波, 张纪媛, 卢梦淇, 崔建升, 张璐璐(4543)
石家庄地下水中喹诺酮类抗生素生态风险及其与环境因子的相关性 …… 陈慧, 剧泽佳, 赵鑫宇, 付雨, 崔建升, 张璐璐(4556)
不同淹水环境下湖泊沉积物DOM的特征与来源 …… 陈佳, 李忠武, 金昌盛, 文佳骏, 聂小东, 王磊(4566)
晋城市沁河流域秋季浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系 …… 高梦蝶, 李艳粉, 李艳利, 孙昂, 田爽, 张春晖, 耿亚平, 李林霞(4576)
不同配置绿色屋顶径流水质特征及综合评价 …… 章孙逊, 张守红, 闫婧, 王任重远, 杨航(4587)
紫外活化过硫酸盐降解磷酸氯喹 …… 李阳, 许玻琿, 邓琳, 罗伟(4597)
微气泡臭氧化预处理实际制药废水去除SS和有机物性能 …… 刘春, 陈蕊, 张静, 杨旭, 陈晓轩, 郭延凯, 武明泽, 庞勃(4608)
废水排放对近海环境中抗生素抗性基因和微生物群落的影响 …… 陈嘉瑜, 苏志国, 姚鹏城, 黄备, 张永明, 温东辉(4616)
生物炭和秸秆还田对微咸水滴灌棉田土壤真菌群落结构多样性的影响 …… 郭晓雯, 陈静, 鲁晓宇, 李远, 陶一凡, 闵伟(4625)
有机物料投入对喀斯特地区土壤磷素赋存形态与含*phoD*基因细菌群落的影响 …… 夏鑫, 乔航, 孙琪, 刘坤平, 陈香碧, 何寻阳, 胡亚军, 苏以荣(4636)
煤矿矿区复垦植被类型对土壤微生物功能基因和酶活的影响 …… 宁岳伟, 刘勇, 张红, 李君剑(4647)
生物炭施用对黄壤土壤养分及酶活性的影响 …… 袁访, 李开钰, 杨慧, 邓承佳, 梁红, 宋理洪(4655)
黄河源区斑块化退化高寒草甸土壤细菌群落多样性变化 …… 孙华方, 李希来, 金立群, 赵玉蓉, 李成一, 张静, 宋梓涵, 苏晓雪, 刘凯(4662)
模拟氮沉降对三江平原小叶章湿地土壤微生物碳源利用能力的影响 …… 翁晓虹, 隋心, 李梦莎, 刘赢男, 张荣涛, 杨立宾(4674)
石家庄市土壤中喹诺酮类抗生素空间分布特征及其与微生物群落相关性 …… 赵鑫宇, 剧泽佳, 陈慧, 付雨, 宋圆梦, 赵波, 张纪媛, 卢梦淇, 崔建升, 张璐璐(4684)
典型氧化还原环境中微塑料表面的微生物群落组成特征与构建机制 …… 龚志伟, 马杰, 苏超, 林亚楠, 董鑫磊, 周立昌, 王宗平, 郭刚(4697)
作物秸秆材料处理养殖废水中氮的周年去除效果及其对氮循环微生物丰度的影响 …… 刘铭羽, 夏梦华, 蒋磊, 彭健, 陈坤, 赵聪芳, 李希, 孟岑, 曾睿, 王栋, 李裕元, 吴金水(4706)
不同外碳源对尾水极限脱氮性能及微生物群落结构的影响 …… 王伟, 赵中原, 张鑫, 由志鹏, 黄子晋, 彭永臻(4717)
总氮提标改造工程的微生物群落结构分析 …… 李海松, 王柯丹, 陈晓蕾, 阎登科, 许子聪, 胡培基(4727)
IFAS工艺处理南方低碳源污水的泥膜微生物互作规律分析 …… 赫俊国, 江伟勋, 何卓义, 刘新平, 吴世华, 储昭瑞, 冯杰(4736)
黄土高原土地利用方式对微塑料丰度和形态分布的影响 …… 郝永丽, 胡亚鲜, 白晓雄, 郭胜利(4748)
南方丘陵区土壤重金属含量、来源及潜在生态风险评价 …… 王玉, 辛存林, 于爽, 薛红蕾, 曾鹏, 孙平安, 刘凡(4756)
兰州市耕地"五毒"重金属的风险评价与归因分析 …… 张利瑞, 彭鑫波, 马延龙, 康乐, 张妍娥, 王泉灵, 张松林(4767)
石家庄市栾城区农田土壤重金属分布特征及作物风险评价 …… 孟晓飞, 郭俊姆, 杨俊兴, 郑国砥, 陈同斌, 刘杰(4779)
典型城市土壤中重金属锑(Sb)的含量分布特征及风险评价 …… 沈城, 叶文娟, 钱诗颖, 吴健, 朱旭东, 王敏(4791)
有色金属矿业城市典型村镇土壤重金属污染评价及来源解析 …… 汪峰, 黄言欢, 李如忠, 吴鸿飞(4800)
柠檬酸及刈割强化象草修复镉污染土壤的效应 …… 唐棋, 伍港繁, 辜娇峰, 周航, 曾鹏, 廖柏寒(4810)
稻田落干过程砷甲基化效率变化与关键影响因素分析 …… 张玥, 李令仪, 文炯, 曾希柏, 苏世鸣(4820)
外源茉莉酸对水稻幼苗根系砷积累及抗逆应答效应 …… 李颜, 黄益宗, 保琼莉, 黄永春, 张盛楠(4831)
秸秆还田配施化肥对土壤养分及冬小麦产量的影响 …… 宋佳杰, 徐郗阳, 白金泽, 于琦, 程伯豪, 冯永忠, 任广鑫(4839)
冬季绿肥对黄土高原旱作春玉米农田土壤温室气体排放的影响 …… 张少宏, 王俊, 方震文, 付鑫(4848)
庞泉沟自然保护区土壤呼吸空间分异性影响因素探测 …… 李晓敏, 严俊霞, 杜自强, 王琰(4858)
小型养殖塘水体中CH_4、CO_2和N_2O浓度的时空变化特征及影响因素 …… 石婕, 张弥, 邱吉丽, 万梓文, 赵若男, 谢燕红, 陈明健, 赵佳玉, 肖薇, 刘寿东(4867)
丁基黄药对选矿区土壤吸附铅镉的影响 …… 胡志浩, 郭朝晖, 冉洪珍, 肖细元, 彭驰, 李钰滢(4878)
秸秆生物炭吸附对乙酰氨基酚的机制及其位能分布特征 …… 商岑尧, 顾若婷, 张强, 谢慧芳, 王冰玉(4888)
黄土高原地区生态脆弱性时空变化及其驱动因子分析 …… 张良侠, 樊江文, 张海燕, 周德成(4902)
植物促生菌在重金属生物修复中的作用机制及应用 …… 马莹, 王玥, 石孝均, 陈新平, 李振轮(4911)
《环境科学》征订启事(4512) 《环境科学》征稿简则(4735) 信息(4696, 4790, 4887)

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第43卷第9期 2022年9月
Vol.43,No.9 Sep.,2022

IFAS 工艺处理南方低碳源污水的泥膜微生物互作规律分析

赫俊国[1], 江伟勋[1*], 何卓义[1], 刘新平[1], 吴世华[1], 储昭瑞[1*], 冯杰[2]
(1.广州大学土木工程学院, 广州 511400; 2.阳江市第一净水有限公司, 阳江 529500)

摘要: 针对低碳源条件下污水处理问题,开展了活性污泥和生物膜共生系统(IFAS)的实验研究,讨论了低碳源下泥膜两相微生物的赋存特征和互作规律,明确其生态位和对处理效能的影响,通过实际水厂的中试实验,分析生物膜挂膜特性、泥膜活性和菌群的演替规律,对比在不同活性污泥泥龄调控下的泥膜两相中微生物结构和相互作用. 结果表明,在变 SRT 下,反应器内污泥浓度随着 SRT 的增大而增加; 由于 SRT-H 中微生物浓度远大于 SRT-L,因此 SRT-H 中泥膜之间的竞争关系较 SRT-L 更激烈,SRT-H 中污染物去除效能较 SRT-L 更低. 低碳源进水条件下,IFAS 工艺中污泥活性随 SRT 增大而降低,当低 SRT(5 d)条件下,活性污泥硝化、反硝化、聚磷和吸磷速率较高 SRT(25 d)分别增加了 122%、88%、34% 和 44%; 而 SRT 对生物膜活性的影响较小,两种 SRT 下生物膜硝化活性、反硝化活性相差不大. 微生物测序分析表明,IFAS 工艺功能菌在泥膜两相间会随着 SRT 的变化而发生富集转移; SRT-L 中,因"播种(seeding)"效应而在泥膜两相间发生富集转移的功能菌主要为 *unclassified_g __Enterobacteriaceae*,SRT-H 中则主要是 *Acinetobacter*. 同时,通过分析优势功能菌分布,发现活性污泥中脱氮菌和聚磷菌之间也存在一定竞争; 在进水有机基质匮乏的条件下,脱氮菌的相对丰度明显高于聚磷菌的相对丰度,表明脱氮菌更能适应低碳源条件,所以能在竞争中占据优势地位,这种优势主要体现为好氧反硝化菌相对丰度的增加; 此外,泥相的 SRT 变化会反作用于膜相,使得生物膜的停留时间相应发生改变,从而改变菌群结构,筛选出不同优势菌属,进一步加大差异.

关键词:泥膜复合系统; 泥膜互作关系; 污泥龄; 种群结构; 播种效应
中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2022)09-4736-12 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202111146

Analysis of Microbial Interaction Law of Mud Membrane in IFAS Process for Treating Low Carbon Source Sewage in South China

HE Jun-guo[1], JIANG Wei-xun[1*], HE Zhuo-yi[1], LIU Xin-ping[1], WU Shi-hua[1], CHU Zhao-rui[1*], FENG Jie[2]
(1. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 511400, China; 2. Yangjiang First Water Purification Co., Ltd., Yangjiang 529500, China)

Abstract: To assess the problem of sewage treatment under the condition of low carbon sources, we carried out a study of activated sludge and a biofilm symbiosis system (IFAS). The occurrence characteristics and interaction law of microorganisms in two phases of sludge membrane under low carbon source conditions were discussed, and their niche and influence on treatment efficiency were clarified. Through a pilot-scale experiment in actual water plants, the biofilm characteristics, sludge membrane activity, and succession law of flora were analyzed, and the microbial structure and interaction in sludge membrane in two phases under the control of different activated sludge ages were compared. The results showed that the sludge concentration in the reactor increased with the increase in SRT under variable SRT. Because the microbial concentration in SRT-H was much higher than that in SRT-L, the competition between mud films in SRT-H was more intense than that in SRT-L, and the pollutant removal efficiency in SRT-H was lower than that in SRT-L. Under the condition of low-carbon feed water, the sludge activity in the IFAS process decreased with the increase in SRT. Under the condition of low SRT(5 d), the nitrification, denitrification, phosphorus accumulation, and phosphorus absorption rate of activated sludge increased by 122%, 88%, 34%, and 44%, respectively, compared with that of high SRT (25 d). However, SRT had little effect on biofilm activity, and there was little difference in nitrification activity and denitrification activity between the two SRTs. Microbial sequencing analysis showed that the functional bacteria of the IFAS process were enriched and transferred with the change in SRT between the two phases of mud membrane. In SRT-L, the functional bacteria that were enriched and transferred between the two phases of mud film owing to the "seeding" effect were mainly *unclassified_g __Enterobacteriaceae*, whereas in SRT-H, *Acinetobacter* was mainly used. At the same time, by analyzing the distribution of dominant functional bacteria, it was found that there was some competition between denitrifying bacteria and phosphorus-accumulating bacteria in activated sludge. Under the condition of a lack of organic substrate in the influent, the relative abundance of denitrifying bacteria was obviously higher than that of phosphorus-accumulating bacteria, which indicated that denitrifying bacteria could better adapt to low-carbon source conditions. Thus, they could occupy a dominant competition position, which was mainly reflected in the increase in the relative abundance of aerobic denitrifying bacteria. In addition, the SRT change in the mud phase reacted in the membrane phase, making the residence time of biofilm change correspondingly, thus changing the flora structure, screening out different dominant bacteria genera, and further increasing the difference.

Key words: integrated fixed-film activated sludge system; activated sludge-biofilm relationship; sludge retention time; population structure; seeding effect

生物膜-活性污泥系统(integrated fixed-film activated sludge, IFAS)是将生物膜和活性污泥相结合的一种复合型系统. 近年来,IFAS 工艺在污水处理厂提标改造中备受青睐. 泥膜复合 CASS 工艺原理是向传统的 CASS 工艺主反应区投加悬浮物料,这样为主反应区的微生物提供了大量可供栖息的表面积和有利的环境,使池内的生物量迅速增加,从而

收稿日期: 2021-11-15; **修订日期**: 2022-01-18
基金项目: 国家自然科学基金项目(51778179); 广东省重点领域研发计划项目(2019B110209002)
作者简介: 赫俊国(1970~),男,博士,教授,主要研究方向为污水处理及资源化,E-mail:junguohe@263.net
* 通信作者,E-mail:1154277015@qq.com;zrchu@gzhu.edu.cn

改变了活性污泥系统内的生物种类、存在方式和基质的分配和传质方式，大大提高了反应池耐冲击负荷能力，提高了 COD 利用率，完善了净化过程，使出水水质更好.

当前，生物膜-活性污泥系统在国内应用规模超过1 000万t·d^{-1}. 对于泥膜复合系统，悬浮态活性污泥和附着态生物膜之间存在复杂的关系，如对同一限制性底物和溶解氧的竞争，以及对于环境（如不同污泥龄）的耐受性不尽相同等等，这会使两相微生物的处理性能和它们单独存在时不同，进而影响到 MBBR 泥膜复合系统的污染物去除特性. 周家中等[1]研究了在不同的污泥浓度、DO、温度和 C/N 条件下，通过分析活性污泥污泥负荷（ARLs）和 MBBR 生物膜容积负荷（ARLv）变化趋势，进而分析泥膜两系统之间的竞争和合作规律. 结果表明，悬浮态活性污泥和附着态生物膜之间主要以竞争关系为主；其中，MBBR 填料上附着态生物膜抗冲击性较悬浮态活性污泥更优，且处理负荷更高；但在低 DO 情况下，生物膜的竞争能力不如活性污泥. 韩文杰等[2]研究了长三角地区 MBBR 泥膜复合污水厂低温季节微生物的多样性，发现悬浮载体生物膜可富集活性污泥中不具有的物种，其投加增加了整个系统微生物的多样性，但同时，进水水质和运行方式不论对悬浮载体生物膜还是活性污泥优势微生物群落组成，均具有一定的选择性. 张勇等[3]则研究了在活性污泥系统中投加填料后污染物去除效率，发现投加填料可以增强反应器对 TN 和氨氮冲击的缓冲能力，表明附着态生物膜除了和活性污泥之间存在竞争关系，同时也存在相互合作的协调关系. Di Trapani 等[4]的研究发现在泥膜复合系统中存在“播种（seeding）”效应，即悬浮填料上微生物脱落进入活性污泥中，提升活性污泥的硝化和反硝化活性. Jin 等[5]的研究发现，DO 对泥膜两相的功能菌分布有直接影响，如在厌氧条件下好氧反硝化菌硝化关键功能基因 HAO 的表达比其好氧条件下表达量低 2.72 倍，而反硝化关键功能基因 NAR 在厌氧条件下的表达是好氧条件下表达量的 3 倍. 张凯等[6]则通过荧光原位杂交技术对泥膜两相中不同功能菌进行对比，发现悬浮污泥中的 AOB 比生物膜中的高. 李超等[7]利用聚合酶链式反应-变性梯度凝胶电泳（PCR-DGGE）和克隆测序等分子生物学技术对 IFAS中功能菌群落的演替进行了研究，发现悬浮污泥和生物膜上的优势功能菌种群均有较大区别，但是优势种群在系统中保持稳定，受水质波动影响较小.

本研究以 CASS 耦合 MBBR 工艺为基础，通过中试实验研究了在进水碳源较低的情况下，体系中微生物的演替规律和优势菌种差异，以及活性污泥泥龄对泥膜复合型工艺中泥膜关系的影响，解释 IFAS 工艺在不同污泥龄下处理效果为何会有明显差异，并分析相应微生物的生态位和生长特性，以期为 IFAS 工艺长期稳定运行和实际调控提供微观技术支撑.

1　材料与方法

1.1　装置与运行方式

以广东省某市污水厂原水为进水，采用 CASS 耦合 MBBR 型 IFAS 工艺运行两套有效体积为 392 L 的中试反应器，反应器中污泥接种自广东省粤西某污水处理厂 CASS 工艺排放的剩余污泥，污泥沉降比（SV）为 22%～26%，污泥体积指数（SVI）为 72～95 mL·g^{-1}，MLSS 和 MLVSS 分别为 2.86 g·L^{-1}和 1.89 g·L^{-1}. 其中池体分为 3 个部分：厌氧区容积 19.6 L，DO 控制在 0.5 mg·L^{-1}以下；缺氧区容积 44.1 L，DO 控制在 0.5～0.6 mg·L^{-1}之间；好氧区容积 328.3 L，曝气阶段 DO 控制在 2.0 mg·L^{-1}以上. 反应器分别采用高低 SRT；其中低 SRT 为 5 d，记为 SRT-L；高 SRT 为 25 d，记为 SRT-H. 两套反应器运行方式为进水曝气 90 min，静置沉淀 30 min，滗水 60 min. 反应器进水、曝气、出水和搅拌均由计时器自动控制. 曝气采用微孔曝气盘实现. 反应器回流比控制在 30% 左右，排水比控制在 1/3 左右，每日手动排泥. 整套中试装置示意如图 1 所示.

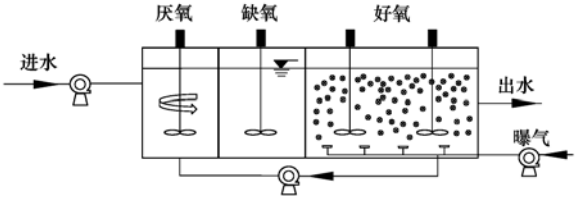


图 1　中试装置示意

Fig. 1　Schematic diagram of pilot plant

为使实验条件接近实际工程，在进行恒定曝气量下污泥龄对泥膜复合系统的影响时，选用该污水厂二期泵房集水井进水作为实验用水，进水水质如表 1 所示.

表 1　实验进水水质指标/mg·L^{-1}

Table 1　Water quality parameters of test water/mg·L^{-1}

项目	COD	NH_4^+-N	TN	TP
参数	80.72～180.51	10.34～27.96	12.35～34.22	1.89～7.26

1.2 实验污泥和悬浮载体

本实验所需活性污泥和悬浮载体均选自中试装置. 悬浮载体为高密度聚乙烯(HDPE)材质,直径 25 mm ± 0.5 mm,高 10 mm ± 1 mm,挂膜后比重和水接近,有效比表面积 620 $m^2 \cdot m^{-3}$. 两套 IFAS 反应器悬浮载体填充率均为 20%.

1.3 批处理实验

批处理实验采用稳定运行条件下 IFAS 反应器中活性污泥,分别实验计算得出污泥硝化速率、反硝化速率、聚磷速率、吸磷速率和生物膜硝化速率、反硝化速率[8,9].

分别在 SRT-L 和 SRT-H 运行稳定后的好氧末端取出适量活性污泥/生物膜填料加入 1 L 合成污水中,曝气搅拌,每隔 10 min 取样测定 NH_4^+-N浓度,利用氨氮降解速率法计算污泥/生物膜硝化活性; 分别在 SRT-L 和 SRT-H 运行稳定后的好氧末端取出适量活性污泥/生物膜填料加入 1 L 合成污水中,厌氧搅拌,每隔 10 min 取样测定 NO_3^--N浓度,利用硝氮降解速率法计算污泥/生物膜反硝化活性; 分别在 SRT-L 和 SRT-H 好氧段末端取适量活性污泥加入 1 L 合成污水中,厌氧搅拌,释磷 2 h,之后再恒定曝气 3 h,每隔 0.5 h 取水样测定一次 TP,从而计算污泥聚磷、吸磷活性.

1.4 分析方法

相关水质常规指标检测方法具体如下. NH_4^+-N:纳氏试剂分光光度法; NO_3^--N:麝香草酚分光光度法; NO_2^--N:*N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; TN:碱性过硫酸钾消解法; COD:重铬酸钾快速消解分光光度法; TP:钼酸铵分光光度法; 悬浮填料上生物量:烘干恒重法.

本研究以中试反应器为基础,在以某污水厂进水为原水条件下,持续运行; 分别取反应器中 15、30、45、60、75 d 的泥样和 30、45、60、75 d 的膜样,保存在 -20℃冰箱内,统一寄送至上海美吉生物有限公司进行高通量测序. 在进行 DNA 抽提和 PCR 扩增后,进行 Illumina MiSeq 测序,使用 NEXTflexTM Rapid DNA-Seq Kit(Bioo Scientific,美国)进行建库: ①接头链接; ②使用磁珠筛选去除接头自连片段; ③利用 PCR 扩增进行文库模板的富集; ④磁珠回收 PCR 产物得到最终的文库. 利用 Illumina 公司的 Miseq PE300/NovaSeq PE250 平台进行测序.

2 结果与讨论

2.1 IFAS 工艺挂膜实验特性研究

据表 2 可知,SRT-L 运行稳定后(60 d),MLSS 和 MLVSS 的浓度平均值分别为 1.94 $g \cdot L^{-1}$ 和 1.11 $g \cdot L^{-1}$; SRT-H 运行稳定状态下(60 d)MLSS 和 MLVSS 的浓度平均值分别为 6.89 $g \cdot L^{-1}$ 和 4.27 $g \cdot L^{-1}$. 而在同时期(60 d),SRT-L 和 SRT-H 中悬浮填料上生物膜生物量分别为 37.9 $mg \cdot g^{-1}$ 和 22.70 $mg \cdot g^{-1}$. SRT-L 稳定状态下,生物填料挂膜完成时间约为 13 d; 而 SRT-H 在稳定状态下 13 d 的挂膜效果如图 2 所示. 从中可知,SRT-L 填料上生物膜随着时间推移逐渐加深,生物膜生长范围也在逐渐扩大,到第 5 d 时已覆盖整个填料,到第 13 d 时生物膜已生长成熟; 而 SRT-H 填料上直到第 9 d 才完全覆盖生物膜,在第 13 d 时颜色较 SRT-L 要浅许多,表明生物膜尚在生长,未完全完成挂膜. 这说明,随着污泥龄的延长,生物膜的生长受到一定限制,随着污泥浓度的增加,泥膜之间的竞争关系明显加剧. 其主要原因是曝气量恒定的条件下,污泥浓度的增加必然会导致污泥中细菌种类和含量增多,增加了对 DO 利用,表现出随着污泥浓度的增加系统 DO 降低,导致系统内传氧速率受到限制,整体上生物膜从水中接收到的溶解氧明显减少,而生物膜的生长主要是好氧硝化菌的繁殖,因此生物膜的生长速率大幅降低. 此外,Shao 等[10]在低 C/N 进水下研究了微生物在泥膜之间的依存关系. 结果表明,在基质缺乏的情况下,异养硝化菌更倾向于在悬浮絮体中生存,因为松散的絮体中有机碳和其它基质的接触机会相较生物膜来说会更多[11]. 并且由于污泥 SRT 较高,因此生物膜作为一个能稳定提供高 SRT 的载体的优势不再明显,所以在和悬浮污泥的竞争中处于劣势,生长受到抑制.

表 2 活性污泥 MLVSS 和生物膜生物量

Table 2 MLVSS of activated sludge and biomass of biofilm

时间/d	活性污泥 MLVSS/$g \cdot L^{-1}$		生物膜生物量/$mg \cdot g^{-1}$	
	SRT-L	SRT-H	SRT-L	SRT-H
20	1.67	5.25	28.3	16.7
40	1.45	5.82	35.4	20.3
60	1.29	4.47	38.1	22.5
80	1.11	4.27	37.9	22.7

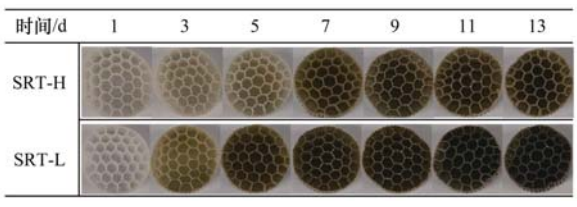


图 2 1 ~ 13 d 内 SRT-L 和 SRT-H 中生物膜生长的比较

Fig. 2 Comparison of biofilm growth in SRT-L and SRT-H during 1-13 d

2.2 IFAS 工艺去除效能特性研究

SRT-L 和 SRT-H 常规污染物去除效率对比如

图 3 所示. 从中可知,稳定运行后,SRT-L 的整体污染物去除效能明显优于 SRT-H.

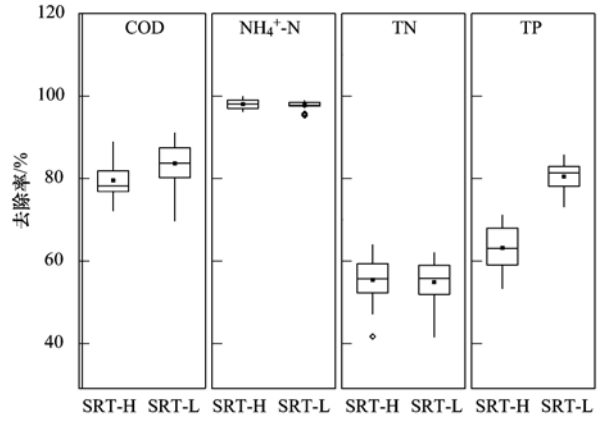


图 3　稳定运行(60 d)后 SRT-L 和 SRT-H 对常规污染物去除效率对比

Fig. 3　Comparison of SRT-L and SRT-H on removal efficiency of conventional pollutants after 60 days

两套反应器的 COD 去除效果如图 4(a)所示. SRT-L 和 SRT-H 在运行初期尚不稳定,因此对 COD 的去除呈波动状; 但随着时间延长,在 45 d 之后,COD 的处理效果明显平稳,基本处于 25 mg·L^{-1} 以下,并且不会随着进水 COD 的起伏而发生剧烈波动. 这说明系统中泥膜上的微生物种类和数量已达到稳态,系统抗冲击能力增强. 其主要原因是悬浮态污泥和附着态生物膜之间的关系由以竞争关系为主转变为竞争合作共存的新型模式,当进水 COD 波动时,泥膜之间会自动调整对 COD 的依赖性,从而达到稳定系统生态的目的. 而且从图 4(a)可知,在反应末期,SRT-L 的 COD 利用效率会略微高于 SRT-H; 也侧面说明随着污泥龄的增加,泥膜之间的劣性竞争加剧. 这是由于在进水 C/N 比较低的条件下,由于污泥浓度的增加,致使悬浮污泥容积负荷降低[1]. 此外,由于微生物主要通过松散的胞外聚合物(EPS)吸附基质以供生长繁殖,所以松散的絮状污泥较固定的附着态生物膜更容易从溶液中获取 COD[12]. 因此,在高污泥龄下,生物膜处于竞争劣势,基质的缺乏将导致菌落退化. 最终,由于泥膜负荷的同步降低导致 COD 利用率随之下降.

除磷效果如图 4(b)所示. 整体上,随着时间的延长,SRT-L 和 SRT-H 除磷效果逐渐稳定,但从图上可以明显看出 SRT-L 的除磷效果要优于 SRT-H; SRT-L 的出水 TP 浓度维持在 1.0 mg·L^{-1} 以下,SRT-H 出水 TP 浓度维持在 1.8 mg·L^{-1} 以下. 其主要原因是短污泥龄下排泥量增加,富磷污泥能及时排出反应器,因此聚磷菌的更新换代较 SRT-H 更为频繁,菌种活性一直保持在较高水平,因此聚磷和吸磷效率比 SRT-H 更高,TP 去除效果更好.

SRT-L 和 SRT-H 脱氮效果如图 4(c)和图 4(d)所示. SRT-L 和 SRT-H 在 30 d 左右对氨氮的去除率便已趋于稳定,出水氨氮浓度都能保持在 0.5 mg·L^{-1} 以下. 这也从脱氮的角度证明,随着时间的延长,各项参数不变的情况下,系统中悬浮态污泥和附着态生物膜之间的合作关系得到进一步加强. 从

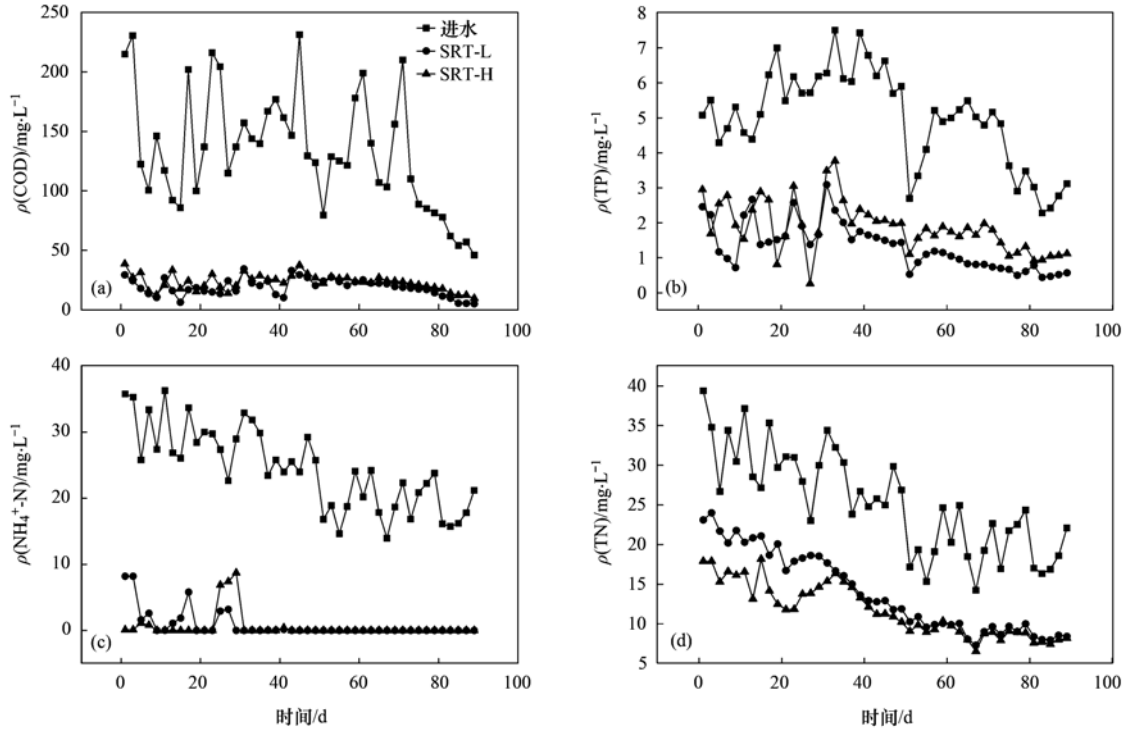


图 4　COD、TP、NH_4^+-N和 TN 的去除效果

Fig. 4　Removal effect of COD, TP, NH_4^+-N, and TN

图 4(d)可以看出,SRT-L 和 SRT-H 的 TN 去除率随时间的延长都有不同程度地增加,在 60 d 左右达到最大. 这说明随着培养时间的延长,泥膜中脱氮菌的竞争关系逐渐减弱,合作关系逐步加强,并且合作关系逐渐占据主导地位,使得脱氮效率提升. 理论上,由于脱氮菌世代周期较长,因此长污泥龄下活性污泥的脱氮效率会更佳[13]. 但从图 4(d)可知,SRT-L 和 SRT-H 的 TN 去除率在 30 d 之后便一直保持同步; 且 SRT-L 的 TN 去除效果逐渐趋近 SRT-H,并在 35 d 左右和 SRT-H 趋于一致,SRT-L 的 TN 去除率随时间增长的幅度明显大于 SRT-H. 结合图 4(a)可知,这是因为污泥龄的延长导致泥膜间竞争加剧,降低了 COD 利用率,从而削弱了悬浮态污泥和附着态生物膜之间因培养时间延长导致的合作关系,使得 TN 去除率的增长幅度减缓.

2.3 IFAS 工艺泥膜活性特性研究

在 SRT-L 和 SRT-H 稳定运行 60 d 后,活性污泥与生物膜各项活性指标数据如表 3 所示.

表 3 活性污泥硝化活性、反硝化活性、聚磷活性和释磷活性以及生物膜硝化活性、反硝化活性

Table 3 Nitrification activity, denitrification activity, phosphorus accumulation activity and phosphorus release activity of activated sludge, nitrification activity, and denitrification activity of biofilm

项目		SRT-L(5 d)		SRT-H(25 d)	
		速率/mg·(g·h)$^{-1}$	$\bar{X}\pm\sigma$	速率/mg·(g·h)$^{-1}$	$\bar{X}\pm\sigma$
活性污泥硝化	A 组	14.74	14.96 ±0.23	6.35	6.73 ±0.29
	B 组	15.28		6.80	
	C 组	14.85		7.05	
活性污泥反硝化	A 组	5.61	5.85 ±0.19	3.15	3.11 ±0.03
	B 组	6.07		3.08	
	C 组	5.87		3.10	
活性污泥释磷	A 组	2.60	2.66 ±0.04	2.04	1.99 ±0.03
	B 组	2.66		1.98	
	C 组	2.71		1.96	
活性污泥聚磷	A 组	1.95	1.91 ±0.03	1.32	1.33 ±0.01
	B 组	1.88		1.32	
	C 组	1.91		1.34	
生物膜硝化/mg·(m^2·h)$^{-1}$	A 组	298.68	290.68 ±6.53	261.64	267.85 ±8.79
	B 组	290.68		280.28	
	C 组	282.68		261.64	
生物膜反硝化/mg·(m^2·h)$^{-1}$	A 组	51.89	50.93 ±1.35	52.55	53.22 ±2.22
	B 组	49.02		50.89	
	C 组	51.89		56.21	

由表 3 可知,稳定运行后,SRT-L 和 SRT-H 中悬浮态污泥的硝化活性分别为 14.96 mg·(g·h)$^{-1}$ 和 6.73 mg·(g·h)$^{-1}$,而 SRT-L 和 SRT-H 中附着态生物膜的硝化活性分别为 290.68 mg·(m^2·h)$^{-1}$ 和 267.85 mg·(m^2·h)$^{-1}$. 由此可以看出,SRT-L 悬浮态污泥和附着态生物膜的硝化活性都要优于 SRT-H.

其中,SRT-L 中悬浮污泥的硝化活性比 SRT-H 高出 3 倍有余,主要原因为以下两点:①相较低 SRT,高 SRT 下絮体污泥中微生物种间竞争加强,因此硝化菌在长期受抑制的情况下产生退化,导致菌种活性水平降低. ②Di Bella 等[14]研究了膜反应器生物量的演变特性, 结果表明在进水基质缺乏的条件下,悬浮填料上生物膜的脱落和增长会加速,从而使悬浮污泥中生物量增加,产生“播种”效应,进而使悬浮污泥的硝化活性增加; 结合生物膜生物量数据可知,SRT-L 中生物膜的生物量要明显高于 SRT-H,所以脱落的生物量也会远多于 SRT-H,“播种”效应增强,提高了整个系统的硝化能力,使得泥膜间的合作关系加强. 而 SRT-L 和 SRT-H 的生物膜硝化活性分别为 290.68 mg·(m^2·h)$^{-1}$ 和 267.85 mg·(m^2·h)$^{-1}$,差距并不明显. 结合生物膜生物量数据可知,生物膜硝化水平和生物量虽呈正相关,却不呈正比; 随着生物量的增加,硝化速率的增幅减缓. 由表 2 可知,这可能是因为生物量的增加,使得悬浮载体上生物膜逐渐加厚,阻碍基质扩散,DO 传质阻力增大[10],因此活性降低,硝化速率减缓.

SRT-L 和 SRT-H 中悬浮污泥的反硝化活性分别 5.85 mg·(g·h)$^{-1}$ 和 3.11 mg·(g·h)$^{-1}$. 由此可见,低 SRT 条件下悬浮污泥的硝化活性更高. 孙月鹏等[15]通过研究内源碳源下活性污泥的反硝化活性,发现在低 SRT 条件下,能利用 PHB 进行反硝化的反硝化聚磷菌在活性污泥中的比例会较大,所以表征为其反硝化速率较高. 有研究证明,PHB 的积累速率会随着 SRT 的增大而减小[16]. 因此可以推断,SRT-L 中利用 PHB 进行反硝化的反硝化聚磷菌

相对生物量多于 SRT-H，导致 SRT-L 中污泥反硝化速率高于 SRT-H. 另外，上文提及低 SRT 下生物膜脱落速度增加，因此部分反硝化菌可能随生物膜脱落进入悬浮污泥中，形成“播种”效应，造成 SRT-L 中污泥反硝化速率高于 SRT-H. 同时，由于高 SRT 下系统污泥浓度增加，因此各菌种绝对数量也相应增加，直接导致对底物基质的竞争；由图 4(d)可知，SRT-H 在反应器运行初期便已具备较高的反硝化能力，但之后随着时间逐渐降低，在 30 d 反应器中泥膜关系稳定后才又逐渐回升；这正好说明由于高 SRT 下微生物生长代谢较为缓慢，因此长期竞争条件下反硝化菌种发生退化，导致悬浮污泥硝化活性的降低. 而对生物膜来说，SRT-L 和 SRT-H 的反硝化速率几乎处于同一水平，相差不大；这说明 SRT 对生物膜上反硝化菌的影响并不明显.

SRT-L 中悬浮污泥在稳定运行时释磷和吸磷活性分别为 2.66 mg·(g·h)$^{-1}$和 1.91 mg·(g·h)$^{-1}$，而 SRT-H 中悬浮污泥释磷和吸磷活性则分别为 1.99 mg·(g·h)$^{-1}$和 1.33 mg·(g·h)$^{-1}$，SRT-L 中悬浮污泥的聚磷活性明显高于 SRT-H(表 3). 其中主要原因是因为聚磷菌生长世代较短，因此及时排出老化富磷污泥可以保证新生代聚磷菌有足够的生长空间和营养基质，最大程度上维持了整体污泥聚磷活性[17]. 此外，有研究表明，溶解氧更丰富时，聚磷菌生长速率高，新陈代谢快，整体活性也会更高[18]. 而 SRT-L 中由于 MLSS 浓度更低，因此相对而言 DO 含量更高，所以悬浮污泥的释磷和吸磷速率也相对更高. 此外，有研究表明丝状菌很多时候都充当着活性污泥骨架的作用，絮状菌则依附在丝状菌上，从而形成肉眼可见的絮状悬浮态污泥. Chudoba 等[19]研究了活性污泥丝状菌的控制方法，结果表明在低底物浓度下，丝状菌因其半饱和常数较低而具有更大的比增殖速率. 由于 SRT 和有机负荷成反比例关系，因此 SRT 越高时产生的低底物浓度环境对丝状菌的生长越有帮助，这就使得聚磷菌和丝状菌的竞争随着 SRT 的增加而不断加剧，直接影响了聚磷菌在系统中的整体活性.

2.4　微生物群落演替特性

在运行期间，SRT-L 反应器中活性污泥(AS)和生物膜(BF)的微生物群落之间存在明显差异(图 5). 其中，γ-Proteobacteria、Bacteroidia、Clostridia 和 Chloroflexia 为 SRT-L 活性污泥和生物膜中微生物的主要优势菌群(图 5). 活性污泥和生物膜间的 γ-Proteobacteria 相对丰度变化趋势一致，因此可以推断“播种”效应中主要起作用的就是 γ-Proteobacteria. Bacilli 则是为数不多的在生物膜中相对丰度要高于活性污泥的微生物菌群. 但 Bacilli 和 γ-Proteobacteria 之间有一个明显差别，即活性污泥和生物膜中 Bacilli 相对丰度呈高度负相关，当活性污泥中 Bacilli 相对丰度增加时，生物膜上 Bacilli 则相应减少，反之亦然；这说明活性污泥和生物膜之间针对氮源基质存在一定竞争. 有研究表明，Bacilli 是一类高效的好氧反硝化菌群，亚硝氮为其主要反硝化氮源，且 Bacilli 的反硝化速率还会随着 DO 的

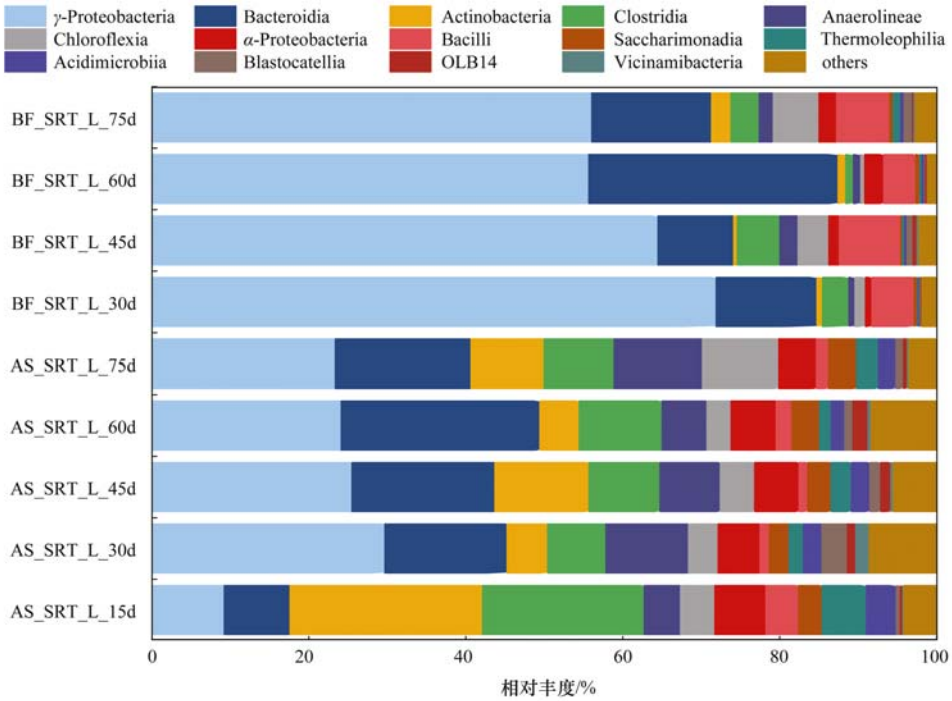


图 5　纲水平下 SRT-L 活性污泥和生物膜中微生物群落演替变化

Fig. 5　Microbial composition and changes in activated sludge and biofilm in SRT-L at the class level

增高而降低[20]；而生物膜不仅能提供充足的亚硝氮，而且生物膜纵向上存在 DO 梯度，因此较活性污泥更适合 Bacilli 生长，故而生物膜上 Bacilli 相对丰度比活性污泥更高.

在 SRT-H 中，γ-Proteobacteria、Bacteroidia 和 Chloroflexia 为活性污泥和生物膜中微生物的主要优势菌群(图 6). 在前期，反应器内微生物生态尚未稳定，生物膜上 γ-Proteobacteria 迅速增加，并占据优势地位；及至中后期，反应器逐渐稳定，系统内好氧微生物种类开始增多，且生物膜上氧传质效率明显低于活性污泥，因此 γ-Proteobacteria 针对 DO 的竞争优势逐渐被削弱，所以相对丰度逐渐减少. 而活性污泥因为氧传质效率较高，因此在泥膜之间 DO 竞争中占据优势地位，所受限制较弱，因而 γ-Proteobacteria 和活性污泥中其他微生物的竞争优势并未受影响，所以其相对丰度也呈现一直增长的趋势. 在 SRT-H 中，生物膜上的 Bacilli 相对丰度同样明显比活性污泥要高，并且也呈一定负相关，这表明 Bacilli 在泥膜之间的竞争和 SRT 关联不大，影响 Bacilli 菌群相对丰度的因素主要是 DO 和氮源.

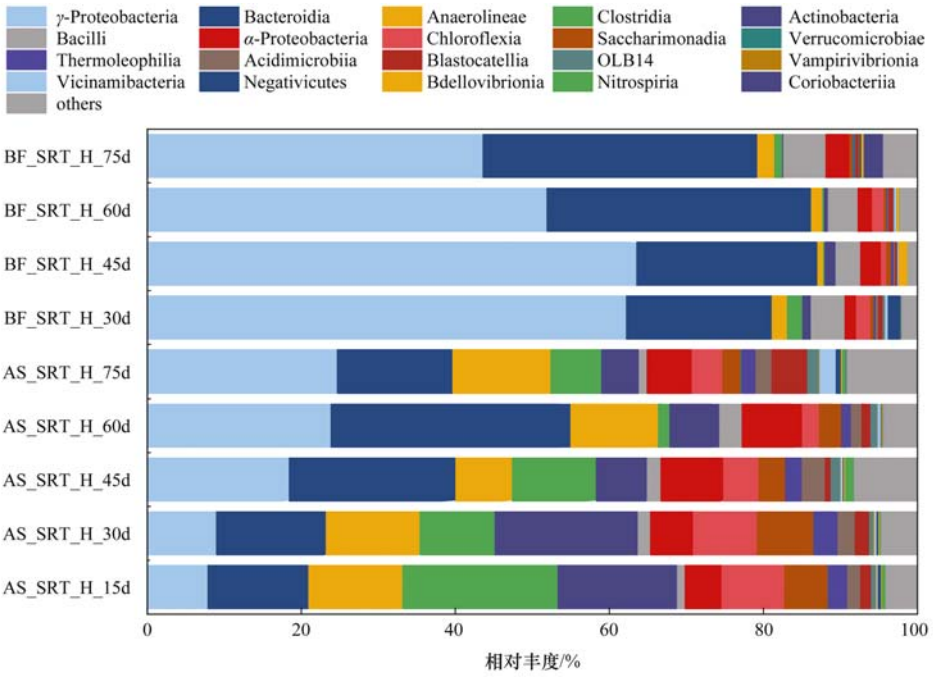


图 6 纲水平下 SRT-H 活性污泥和生物膜中微生物群落演替变化

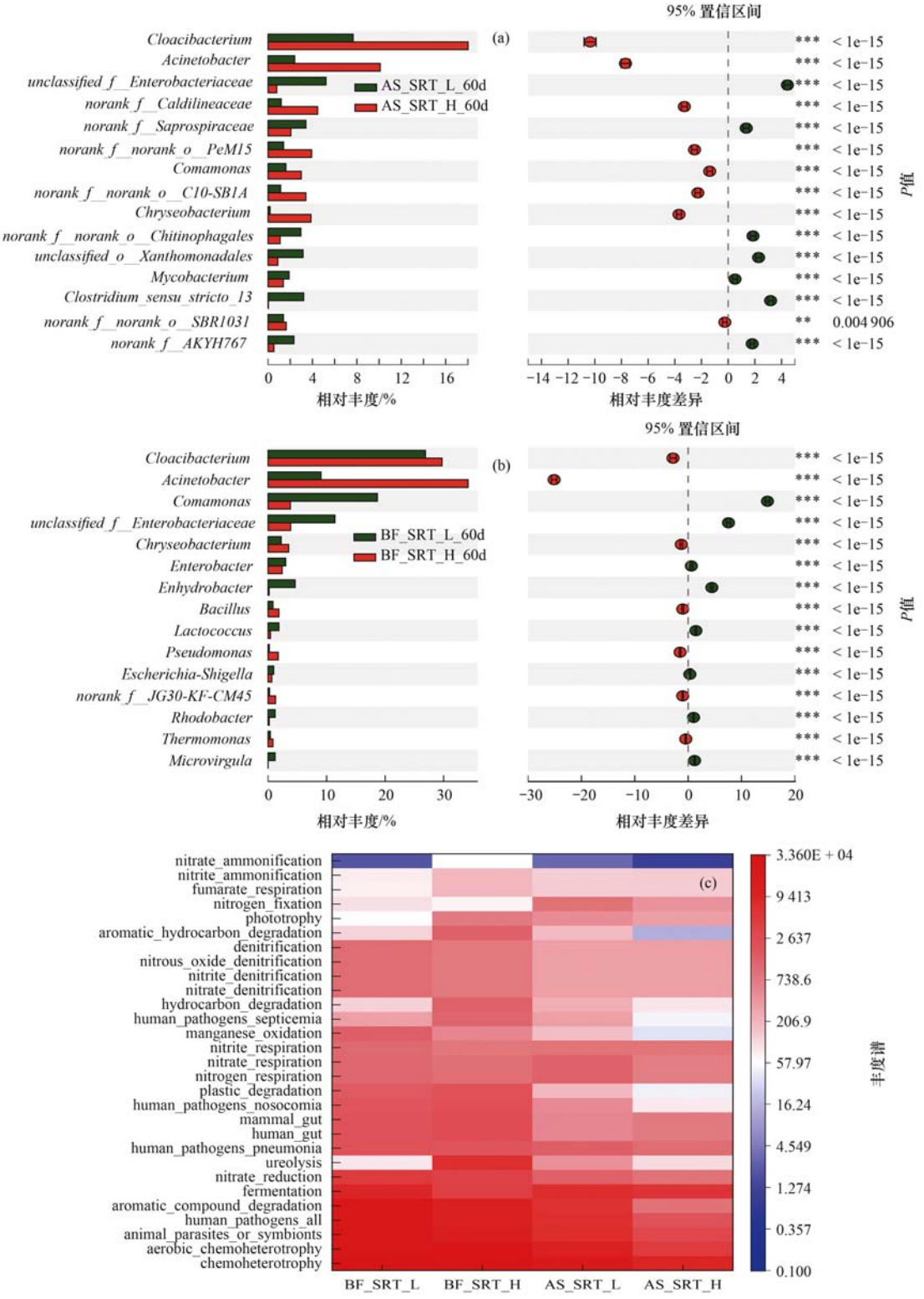
Fig. 6 Microbial composition and changes in activated sludge and biofilm in SRT-H at the class level

通过分析 SRT-L 和 SRT-H 泥膜之间微生物的演替规律，可以明显发现，微生物菌群种类会随着培养时间的延长而逐渐增加，说明系统的生物多样性在逐渐提高，抗冲击负荷能力得以提升，处理效能的稳定性得以保障. 而相对 SRT-L，后期 SRT-H 中微生物丰度更高，但所增加的其余微生物种类诸如 Vampirivibrionia、Negativicutes 和 Bdellovibrionia 等都不是脱氮除磷功能菌群，因此反而加剧了微生物种间竞争，致使相关功能菌群相对丰度降低，从而抑制了脱氮除磷活性.

在 SRT-L 和 SRT-H 的生物膜中，γ-Proteobacteria 作为优势菌群，其相对丰度一直在减少，这表明随着培养时间的延长，更适应生物膜的微生物种群被筛选出来，这些微生物对基质的竞争导致 γ-Proteobacteria 的生长受到抑制，因此 γ-Proteobacteria 的相对丰度呈现出逐渐减少的趋势. γ-Proteobacteria 作为变形菌的一大类，其中既有硝化菌，也有反硝化菌，因此其种群相对丰度和脱氮性能紧密相关[21]. 在 SRT-L 的活性污泥中，γ-Proteobacteria 主要来源于生物膜的“播种”，因此随生物膜上 γ-Proteobacteria 相对丰度的降低而降低；而 SRT-H 活性污泥中 γ-Proteobacteria 则因竞争优势而一直处于增长；到了后期，SRT-L 和 SRT-H 的活性污泥中 γ-Proteobacteria 都已趋于稳定，维持在 20% 左右的相对丰度，但二者的脱氮性能却有很大差别，造成这种现象的主要原因有 2 种：①SRT-L中 γ-Proteobacteria 纲下具体“播种”的菌属和 SRT-H 中逐渐增长的 γ-Proteobacteria 菌属不同，因而所表征的活性存在差异；②SRT-L 排泥量较大，且生物膜脱落的生物量较多，因此活性污泥中 γ-Proteobacteria 整体维持在高活性水平，而 SRT-H 因排泥周期较长，故而活性污泥中 γ-Proteobacteria 菌群老化，处理效能相对 SRT-L 降低.

2.5　属水平上优势微生物和主要功能菌

图 7(a)和 7(b)分别为稳定运行后(60 d)活性污泥和生物膜中属水平下显著差异性分布. 在稳定运行后,SRT-L 和 SRT-H 中优势菌属存在较大差异. 在 SRT-H 活性污泥中,非功能菌的相对丰度比 SRT-L 多了将近 13%. 这表明在 SRT-H 活性污泥中,功能菌和非功能菌之间的竞争远比 SRT-L 活性污泥激烈,而这种竞争直接淘汰了部分优势不明显



(a)为 60 d 属水平下两种 SRT 的活性污泥中相对丰度前 15 的优势菌属对比;(b)为 60 d 属水平下两种 SRT 的生物膜中相对丰度前 15 的优势菌属对比;(c)为 60 d 时 SRT-L 和 SRT-H 中活性污泥和生物膜内功能基因丰度

图 7　优势菌属相对丰度对比和功能基因丰度

Fig. 7　Comparison of relative abundance of dominant bacteria and functional gene abundance map

的功能菌属,使得整体的脱氮除磷性能降低.

结合活性污泥和生物膜优势菌属对比可以发现(图 7), *unclassified _ f __ Enterobacteriaceae* 和 *Acinetobacter* 为生物膜"播种"的主要菌属,而且这几种菌属均属于 γ-Proteobacteria,和之前的分析一致. 但 SRT-L 和 SRT-H 之间播种的具体优势菌属却存在较大差别. 其中 *unclassified_f __Enterobacteriaceae* 为 SRT-L 中主要的"播种"菌属. 当前已有研究表明 Enterobacteriaceae 为异氧硝化菌的一类[22]; 王新等[23]的研究从养殖水体、活性污泥和农村河道水体中定向筛选出 1 株属于 Enterobacteriaceae 的氨氧化细菌,该菌表现出极高的硝化活性; 由于实验进水水质与其相似,且氨氧化菌较为脆弱容易剥落[24],因此推测两反应器中检测到的 *unclassified_f __Enterobacteriaceae* 可能为 Enterobacteriaceae 科下和该菌属功能近似的氨氧化细菌. *Acinetobacter* 则为 SRT-H 中主要的"播种"菌属; 有研究表明, *Acinetobacter* 为异养硝化-好氧反硝化菌群(heterotrophic nitrification-aerobic denitrification, HN-AD)之一[25, 26]. 但其中只有部分菌种被证明确实存在反硝化功能[27]. 而 SRT-L 和 SRT-H 之所以呈现出具体"播种"菌属的差别,根本原因在于传统硝化-反硝化菌和异养硝化-好氧反硝化菌之间的代谢规律不同; 传统硝化-反硝化菌对于营养基质和 DO 更加依赖,且世代周期更长[28],因此短污泥龄下生物膜中的传统硝化-反硝化菌相对丰度明显最高; 而和传统硝化-反硝化菌相比,HN-AD 菌不仅具有更快的生长速度,而且可以利用各种碳基质作为异养硝化的能源和电子来源,因此在低有机负荷的高 SRT 下生长优势更加明显. 此外,Jin 等[5]的研究发现,HN-AD 菌虽然具备在好氧条件下进行反硝化的能力,但高浓度 DO 还是会抑制其反硝化活性,DO 的变化会通过抑制硝化-反硝化相关基因的表达影响着 HN-AD 菌异养硝化-好氧反硝化功能的发挥. 因此,和 DO 呈反比的高 SRT 成为了 HN-AD 菌绝佳的生长条件.

对两反应器活性污泥中平均丰度前 15 种优势菌属进行显著差异性分析; SRT-L 中,这 15 种菌相对丰度总和只有 39%,其中硝化菌为 7.25%,反硝化菌为 8.53%,聚磷菌为 3.22%,非功能菌相对丰度为 20%; SRT-H 中,这 15 种菌属相对丰度总和达到了 57%,其中硝化菌为 3.78%,反硝化菌为 22.01%,聚磷菌为 0.32%,非功能菌相对丰度为 32.89%. 结合功能基因丰度图可知,活性污泥中仍有大量功能菌在此 15 种优势菌属之外,即硝化菌的分布较为分散; 相对而言,SRT-L 比 SRT-H 中功能菌分布更为分散,因此其抗冲击能力较好,这也是 SRT-L 反应器中污染物去除效果一直优于 SRT-H 的重要原因. 在这 15 种优势菌属中, *Acinetobacter*、*norank_f __Caldilineaceae*、*Chryseobacterium* 和 *unclassified_o __Xanthomonadales* 为反硝化菌[29~32], *unclassified_f __Enterobacteriaceae* 为硝化菌, *Comamonas* 兼有氨氧化、硝化和反硝化这 3 种功能[33, 34], *Clostridium_sensu_stricto_13* 为聚磷菌[35]; 其中硝化菌和聚磷菌相对丰度均表征为 SRT-L 高于 SRT-H,和污泥活性表征结果相同; 而反硝化菌相对丰度却和污泥活性表征存在差异,这是由于反硝化菌中占比较高的 *Acinetobacter* 和 *Chryseobacterium* 既是具有部分反硝化能力的好氧反硝化菌属[29],同时也是主要的丝状菌属[36],因此其相对丰度对系统中污泥整体反硝化活性影响并不大,并且 SRT-L 中功能菌分布较为分散,因此仍有部分反硝化菌在此 15 种优势菌属外未被统计. 通过对比属水平下两种 SRT 活性污泥中脱氮菌和聚磷菌的相对丰度,可以发现,活性污泥中脱氮菌对于聚磷菌的竞争优势随着 SRT 的增加而增加,其主要原因还是因为聚磷菌的生长世代较短,因此更适合低 SRT,且低 SRT 能有效抑制部分脱氮菌的生长.

对两反应器生物膜中平均丰度前 15 种优势菌属进行显著差异性分析. 这 15 种优势菌属大部分属于 γ-Proteobacteria 和 Bacteroidia,在 SRT-L 和 SRT-H 生物膜中占比约为 75% 左右; 其中, *unclassified_f __ Enterobacteriaceae*、*Comamonas* 和 *Escherichia-Shigella*[37] 为硝化菌; *Acinetobacter*、*Comamonas*、*Chryseobacterium*、*Enterobacter*、*Bacillus*、*Pseudomonas*、*Rhodobacter*、*Thermomonas* 和 *Microvirgula* 为反硝化菌[38~43]; 生物膜中未见传统聚磷功能菌, *Bacillus* 虽为反硝化聚磷菌,但其聚磷能力十分有限[44]; 这是因为附着态生物膜 SRT 较高,而传统聚磷菌由于世代周期较短,因此难以在生物膜上存活. 在这 15 种优势菌属中,SRT-L 中硝化菌相对丰度约为 25.76%,反硝化菌相对丰度约为 14.06%; SRT-H 中硝化菌相对丰度则为 23.36%,反硝化菌相对丰度约为 19.89%,和生物膜活性表征趋势一致. 整体来看,硝化菌因附着在生物膜表层,因此在接触营养基质和反应底物等方面比生物膜内层的反硝化菌更有优势,呈现出相对丰度更高、功能基因更多的情况; 但两种 SRT 下生物膜中的硝化-反硝化功能菌总体活性和检测出的功能基因数量差异并不大,这表明运行稳定后,生物膜在泥膜竞争中所受限制和影响并未随 SRT 的增加而增强.

对比活性污泥和生物膜的优势菌属可以发现,

在反应器运行后期,泥膜之间的优势微生物种类产生了较大差别,这是由于进水为低碳原水,因此在基质匮乏的条件下,泥膜之间产生竞争的结果. 其中 *Comamonas* 菌相对丰度在泥膜间差异最为明显; *Comamonas* 菌相对丰度在活性污泥相中表征为 SRT-H 高于 SRT-L,这表明 *Comamonas* 菌受 SRT 影响较大; 而在生物膜相中, *Comamonas* 菌相对丰度则表征为 SRT-L 高于 SRT-H,且膜相中 *Comamonas* 菌相对丰度均高于泥相. 有研究表明, *Comamonas* 菌世代周期较长[45]; 此外,从两反应器膜相中 *Comamonas* 菌相对丰度对比可知,有机负荷和 DO 同样影响该菌在体系中生长. *Chryseobacterium* 作为 1 种好氧反硝化菌,同时也是丝状菌,因而其对泥龄较为敏感[46]; 在泥相中, SRT-H 反应器内 *Chryseobacterium* 菌相对丰度远高于 SRT-L,而在膜相中,SRT-H 反应器内 *Chryseobacterium* 菌相对丰度也略高于 SRT-L,这表明 SRT-L 中膜相的泥龄受泥相泥龄影响,其附着态生物膜的停留时间也随污泥龄的减小而减小,进而影响了 *Chryseobacterium* 菌的生长; 因此说明,IFAS 工艺中泥膜互作不仅体现在微生物种间互作,即膜相对泥相的“播种”效应,泥相同时也会反作用于膜相,主要体现在泥龄等物相表征.

从功能基因丰度图可知,总体上,生物膜上的异养微生物和好氧微生物数量高于活性污泥,其中 SRT-L 活性污泥中异养微生物和好氧微生物数量要远多于 SRT-H,而 SRT-L 生物膜中异养微生物和好氧微生物数量却和 SRT-H 相差不大,这说明在反应器运行后期,泥膜之间的竞争已从一开始的以活性污泥为主导转变为以生物膜为主导,生物膜由于在摄取营养基质和 DO 等方面长期被活性污泥压制,因此逐渐富集了一大批适合在低基质和 DO 条件下生存的微生物,所以在反应器运行后期逐渐占据竞争优势地位.

3　结论

(1)通过改变反应器内活性污泥泥龄,发现横向上 SRT 的增加会直接导致泥膜间竞争加剧,从而使得不同 SRT 下筛选出的优势菌属种类存在较大差别,整个系统中微生物结构发生转变; 在低 SRT 下,反应体系内有机碳和总磷去除效能随着培养时间的延长而逐渐提升,总氮去除效能则先降低后升高; 高 SRT 条件下污染物去除效能变化趋势和低 SRT 大体一致. 但整体而言,稳定运行后,低 SRT 下污染物去除效能明显优于高 SRT.

(2)通过分析污泥活性转移特性,发现在变 SRT 条件下,SRT-H 中泥膜之间的竞争关系较 SRT-L 更激烈. 反应器内污泥浓度随着 SRT 的增大而增加,SRT-H 中微生物浓度大于 SRT-L,因此有机负荷较 SRT-L 更低,导致筛选出的功能菌菌属和 SRT-L 呈现出较大差异; 同时,由于 SRT-H 中微生物长期处于低 DO 和低有机负荷条件,因此种群明显老化,活性较 SRT-L 更低.

(3)IFAS 工艺功能菌在泥膜两相间会随着 SRT 的变化而发生富集转移; 这种功能菌的富集转移作为泥膜间合作的主要方式,在 SRT-L 中较 SRT-H 更明显. SRT-L 中,“播种”效应主要为 *unclassified_g__Enterobacteriaceae*; SRT-H 中则主要是 *Acinetobacter*.

(4)通过分析反应器内优势功能菌属相对丰度,发现在变 SRT 条件下,IFAS 工艺活性污泥中脱氮菌相对于聚磷菌的生长优势会随着反应器 SRT 的增加而增加,这种优势主要体现为好氧反硝化菌相对丰度的增加; 此外,泥相的 SRT 变化会反作用于膜相,使得生物膜的停留时间相应发生改变,从而改变菌群结构,筛选出不同优势菌属,进一步加大差异.

参考文献:

[1] 周家中, 韩文杰, 吴迪, 等. MBBR 泥膜复合系统泥膜竞争关系的影响因素[J]. 中国环境科学, 2020, **40**(11): 4735-4743.
Zhou J Z, Han W J, Wu D, *et al*. Factors influencing the competition between activated sludge and biofilm in hybrid MBBR nitrification system[J]. China Environmental Science, 2020, **40**(11): 4735-4743.

[2] 韩文杰, 吴迪, 周家中, 等. 长三角地区 MBBR 泥膜复合污水厂低温季节微生物多样性分析[J]. 环境科学, 2020, **41**(11): 5037-5049.
Han W J, Wu D, Zhou J Z, *et al*. Microbial diversity analysis of WWTPs based on hybrid-MBBR process in a low temperature season in the Yangtze River delta[J]. Environmental Science, 2020, **41**(11): 5037-5049.

[3] 张勇, 韩京龙, 冉治霖. CAST 工艺处理低温低碳氮比市政污水中试研究[J]. 环境工程, 2017, **35**(9): 44-47, 63.
Zhang Y, Han J L, Ran Z L. Pilot study of CAST process treating low temperature municipal sewage with low C/N ratio [J]. Environmental Engineering, 2017, **35**(9): 44-47, 63.

[4] Di Trapani D, Christensson M, Torregrossa M, *et al*. Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: influence of operating conditions [J]. Biochemical Engineering Journal, 2013, **77**: 214-219.

[5] Jin P, Chen Y Y, Xu T, *et al*. Efficient nitrogen removal by simultaneous heterotrophic nitrifying-aerobic denitrifying bacterium in a purification tank bioreactor amended with two-stage dissolved oxygen control [J]. Bioresource Technology, 2019, **281**: 392-400.

[6] 张凯, 李军, 梁东博, 等. IFAS 工艺短程硝化过程中功能菌的动力学特性[J]. 中国环境科学, 2020, **40**(4): 1507-1514.
Zhang K, Li J, Liang D B, *et al*. Kinetic characteristics of

functional bacteria in IFAS process for partial nitrification[J]. China Environmental Science, 2020, **40**(4): 1507-1514.

[7] 李超, 田刚. IFAS 中硝化细菌群落结构的演替与分析[J]. 中国给水排水, 2016, **32**(7): 48-52.
Li C, Tian G. Succession and analysis of community structure of nitrifying bacteria in integrated fixed-film activated sludge system [J]. China Water & Wastewater, 2016, **32**(7): 48-52.

[8] Van Loosdrecht M C M, Nielsen P H, Lopez-Vazquez C M, *et al*. Experimental methods in wastewater treatment[M]. London: IWA Publishing, 2016.

[9] 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.

[10] Shao Y X, Shi Y J, Mohammed A, *et al*. Wastewater ammonia removal using an integrated fixed-film activated sludge-sequencing batch biofilm reactor (IFAS-SBR): comparison of suspended flocs and attached biofilm[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, **116**: 38-47.

[11] Palmer S, Noone G, Hoyland G. A review of physical relationships between form and function in wastewater biotreatment and a new theory relating activated sludge and biofilm systems behaviour[J]. Water and Environment Journal, 2021, **35**(1): 148-157.

[12] Guo X C, Li B, Zhao R X, *et al*. Performance and bacterial community of moving bed biofilm reactors with various biocarriers treating primary wastewater effluent with a low organic strength and low C/N ratio[J]. Bioresource Technology, 2019, **287**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.121424.

[13] 关宏伟. 自养脱氮一体化反应器的启动及特性研究[D]. 新乡: 河南师范大学, 2014.

[14] Di Bella G, Di Trapani D, Freni G, *et al*. Analysis of biomass characteristics in MBR and MB-MBR systems fed with synthetic wastewater: influence of a gradual salinity increase [J]. Chemical Engineering Transactions, 2014, **38**: 445-450.

[15] 孙月鹏, 王火青, 孙广垠, 等. 不同污泥龄条件下多级 AO 工艺强化生物脱氮性能研究[J]. 水处理技术, 2014, **40**(10): 47-52, 57.
Sun Y P, Wang H Q, Sun G Y, *et al*. Characteristics of enhanced biological nitrogen removal in multiple anoxic and aerobic processes under different sludge retention times [J]. Technology of Water Treatment, 2014, **40**(10): 47-52, 57.

[16] Beun J J, Verhoef E V, Van Loosdrecht M C M, *et al*. Stoichiometry and kinetics of poly-β-hydroxybutyrate metabolism under denitrifying conditions in activated sludge cultures[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2000, **68**(5): 496-507.

[17] 阳习龙. MBR 和常规污水处理工艺中除磷菌种群结构研究[D]. 天津: 天津大学, 2010.

[18] 王璐. 聚磷菌和聚糖菌及其子群的代谢途径研究[D]. 长春: 吉林建筑大学, 2018.

[19] Chudoba J, Grau P, Ottová V. Control of activated-sludge filamentous bulking-II. selection of microorganisms by means of a selector[J]. Water Research, 1973, **7**(10): 1389-1398.

[20] 王思宇, 李军, 王秀杰, 等. 添加芽孢杆菌污泥反硝化特性及菌群结构分析[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(12): 4649-4656.
Wang S Y, Li J, Wang X J, *et al*. Denitrification characteristics of bacillus subtilis sludge and analysis of microbial community structure[J]. China Environmental Science, 2017, **37**(12): 4649-4656.

[21] 于少鹏, 刘嘉, 周彬, 等. 菌藻共生系统对序批式反应器处理养猪废水脱氮除磷效果及微生物群落结构的影响[J]. 微生物学通报, 2021, **48**(8): 2583-2594.
Yu S P, Liu J, Zhou B, *et al*. Nitrogen and phosphorus removal of sequencing batch reactor with algae treating piggery wastewater and microbial community structure[J]. Microbiology China, 2021, **48**(8): 2583-2594.

[22] 张喆, 傅金祥, 朱京海. OPCRP 填料的 SBMBBR 处理低温污水脱氮细菌多样性试验[J]. 环境工程, 2020, **38**(10): 108-113.
Zhang Z, Fu J X, Zhu J H. Diversity of nitrogen removal bacteria in low temperature sewage treated by a SBMBBR with OPCRP filler[J]. Environmental Engineering, 2020, **38**(10): 108-113.

[23] 王新, 姚晓红, 吴逸飞, 等. 氨氧化细菌的筛选鉴定及其最适反应条件研究[J]. 浙江农业学报, 2015, **27**(6): 1042-1047.
Wang X, Yao X H, Wu Y F, *et al*. Screening and identification of ammonia oxidizing bacteria and optimization of ammoxidation conditions[J]. Acta Agriculturae Zhejiangensis, 2015, **27**(6): 1042-1047.

[24] Kinh C T, Ahn J, Suenaga T, *et al*. Free nitrous acid and pH determine the predominant ammonia-oxidizing bacteria and amount of N_2O in a partial nitrifying reactor[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, **101**(4): 1673-1683.

[25] Yang L, Ren Y X, Zhao S Q, *et al*. Isolation and characterization of three heterotrophic nitrifying-aerobic denitrifying bacteria from a sequencing batch reactor[J]. Annals of Microbiology, 2016, **66**(2): 737-747.

[26] Yao S, Ni J R, Chen Q, *et al*. Enrichment and characterization of a bacteria consortium capable of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature [J]. Bioresource Technology, 2013, **127**: 151-157.

[27] Zhang Y, Wang X J, Wang W Q, *et al*. Investigation of growth kinetics and partial denitrification performance in strain *Acinetobacter johnsonii* under different environmental conditions [J]. Royal Society Open Science, 2019, **6**(12), doi: 10.1098/rsos.191275.

[28] Joo H S, Hirai M, Shoda M. Nitrification and denitrification in high-strength ammonium by *Alcaligenes faecalis* [J]. Biotechnology Letters, 2005, **27**(11): 773-778.

[29] 张丹. 杭州西湖沉积物反硝化作用研究以及好氧反硝化细菌筛选[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.

[30] 郭南飞, 韩智勇, 史瑞, 等. 农村垃圾厌氧-准好氧时空联合生物反应器中微生物群落分析[J]. 农业工程学报, 2020, **36**(19): 200-208.
Guo N F, Han Z Y, Shi R, *et al*. Analysis of microbial community in the anaerobic/semi-aerobic spatiotemporal bioreactor for rural wastes[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020, **36**(19): 200-208.

[31] 邢金良, 张岩, 陈昌明, 等. CEM-UF 组合膜-硝化/反硝化系统处理低 C/N 废水及种群结构分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1342-1349.
Xing J L, Zhang Y, Chen C M, *et al*. Analysis of low C/N wastewater treatment and structure by the CEM-UF combined membrane-nitrification/denitrification system[J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1342-1349.

[32] Weissbrodt D G, Shani N, Holliger C. Linking bacterial population dynamics and nutrient removal in the granular sludge biofilm ecosystem engineered for wastewater treatment[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2014, **88**(3): 579-595.

[33] 陈小珍, 汪晓军, Chayangkun K, 等. 反硝化-高效部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理老龄垃圾渗滤液[J]. 环境科学, 2020, **41**(1): 345-352.

Chen X Z, Wang X J, Chayangkun K, *et al*. Nitrogen removal from mature landfill leachate via denitrification-partial nitritation-ANAMMOX based on a zeolite biological aerated filter[J]. Environmental Science, 2020, **41**(1): 345-352.

[34] 蔡小龙, 罗剑飞, 林炜铁, 等. 珠三角养殖水体中参与氮循环的微生物群落结构[J]. 微生物学报, 2012, **52**(5): 645-653.
Cai X L, Luo J F, Lin W T, *et al*. Microbial community in nitrogen cycle of aquaculture water of the Pearl River Delta[J]. Acta Microbiologica Sinica, 2012, **52**(5): 645-653.

[35] 姚源, 竺建荣, 唐敏, 等. 好氧颗粒污泥技术处理乡镇污水应用[J]. 环境科学研究, 2018, **31**(2): 379-388.
Yao Y, Zhu J R, Tang M, *et al*. Application of aerobic granular sludge technology on treatment of villages and towns sewage[J]. Research of Environmental Sciences, 2018, **31**(2): 379-388.

[36] 王启镔, 苑泉, 宫徽, 等. SBR 系统在低浓度污水条件下培养的好氧颗粒污泥特性及微生物分析[J]. 环境工程学报, 2018, **12**(11): 3043-3052.
Wang Q B, Yuan Q, Gong H, *et al*. Characteristics and microorganism analysis of aerobic granular sludge cultivated by SBR systems with low-strength sewage[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, **12**(11): 3043-3052.

[37] 孔强. 富营养化水体生态修复中高效微生物的研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2010.

[38] 马放, 王春丽, 王立立. 高效反硝化聚磷菌株的筛选及其生物学特性[J]. 哈尔滨工程大学学报, 2007, **28**(6): 631-635.
Ma F, Wang C L, Wang L L. Screening of denitrifying polyphosphate-accumulating organisms and their biological characteristics[J]. Journal of Harbin Engineering University, 2007, **28**(6): 631-635.

[39] 李孝坤, 邱业先, 杨志愿, 等. 印染废水中反硝化聚磷菌的筛选及其脱氮除磷特性的研究[J]. 环境科学与管理, 2009, **34**(8): 90-92.
Li X K, Qiu Y X, Yang Z Y, *et al*. Screening of denitrifying phosphate accumulating organisms from printing and dyeing wastewater and characteristics of nitrogen and phosphorus removal [J]. Environmental Science and Management, 2009, **34**(8): 90-92.

[40] 廖绍安, 黄捷畅, 王安利, 等. 碳源和盐度对好氧反硝化细菌脱氮特性的影响[J]. 华南师范大学学报(自然科学版), 2016, **48**(6): 30-36.
Liao S A, Huang J C, Wang A L, *et al*. Effect of carbon source and salinity on nitrogen removal of an aerobic denitrifier[J]. Journal of South China Normal University (Natural Science Edition), 2016, **48**(6): 30-36.

[41] 胡智丰, 邓时海, 张超, 等. 集成式铁基质生物膜反应器自养反硝化深度脱氮[J]. 化工学报, 2020, **71**(7): 3304-3312.
Hu Z F, Deng S H, Zhang C, *et al*. Advanced nitrogen removal of autotrophic denitrification by integrated iron substrate biofilm reactor[J]. CIESC Journal, 2020, **71**(7): 3304-3312.

[42] 马潇然, 郑照明, 卞伟, 等. 硫自养反硝化系统运行效能和微生物群落结构研究[J]. 中国环境科学, 2020, **40**(10): 4335-4341.
Ma X R, Zheng Z M, Bian W, *et al*. Study on operation efficiency and microbial community structure of sulfur-based autotrophic denitrification system [J]. China Environmental Science, 2020, **40**(10): 4335-4341.

[43] Patureau D, Helloin E, Rustrian E, *et al*. Combined phosphate and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*[J]. Water Research, 2001, **35**(1): 189-197.

[44] Gómez-Guzmán A, Jiménez-Magaña S, Guerra-Rentería A S, *et al*. Evaluation of nutrients removal (NO_3-N, NH_3-N and PO_4-P) with *Chlorella vulgaris*, *Pseudomonas putida*, bacillus cereus and a consortium of these microorganisms in the treatment of wastewater effluents[J]. Water Science and Technology, 2017, **76**(1-2): 49-56.

[45] Liu J, Yu S P, Cong D L, *et al*. Optimization of a novel single air-lift sequencing bioreactor for raw piggery wastewater treatment: nutrients removal and microbial community structure analysis[J]. Bioresource Technology, 2021, **321**, doi: 10.1016/j.biortech.2020.124431.

[46] 陈翰. 进水有机物浓度对好氧颗粒污泥形成的影响机制[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 43 No. 9

Sep. 15, 2022

CONTENTS

Temporal and Spatial Variation Characteristics of Heavy Metal in Atmospheric Deposition in China from 2000 to 2018 ····· CHEN Qi-yong, GAO Yun-bing, NI Run-xiang, *et al.* (4413)

Simulation of $PM_{2.5}$ Concentration Based on Optimized Indexes of 2D/3D Urban Form ····· LI Sha, ZOU Bin, LIU Ning, *et al.* (4425)

Characteristics of Carbonaceous Species in $PM_{2.5}$ in Chengdu Under the Background of Emission Reduction ····· CHEN Lu-yao, YU Yang-chun, HUANG Xiao-juan, *et al.* (4438)

Characteristics and Health Risk Assessment of Trace Elements in Atmospheric PM_1 During Autumn and Winter in Qingdao ····· LIU Zi-yang, ZHANG Yi-sheng, ZHANG Hou-yong, *et al.* (4448)

Pollution Characteristics and Source Analysis of Atmospheric $PM_{2.5}$-bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Port Area ····· WANG Peng-cheng, YANG Ling-xiao, BIE Shu-jun, *et al.* (4458)

Size Distribution and Source Appointment of Road Particles During Winter in Tianjin ····· ZHANG Guo-tao, YIN Bao-hui, BAI Wen-yu, *et al.* (4467)

Characteristics and Impact Factors of Number Concentration of Primary Biological Aerosol Particles in Beijing ····· LIANG Lin-lin, LIU Chang, LIU Xu-yan, *et al.* (4475)

Characteristic Analysis and Source Apportionment of VOCs in Urban Areas of Beijing in Summer ····· MENG Xiang-lai, SUN Yang, LIAO Ting-ting, *et al.* (4484)

Characteristics and Source Apportionment of Volatile Organic Compounds (VOCs) in a Typical Industrial Area in Dongguan During Periods of Ozone and Non-ozone Pollution in Summer ····· ZHOU Zhen, XIAO Lin-hai, FEI Lei-lei, *et al.* (4497)

Temporal and Spatial Variation in Odor Pollution and Membrane Barrier Effect in Municipal Solid Waste Landfill ····· HE Pin-jing, LI Jian-chen, LÜ Fan, *et al.* (4506)

Comparison of Health Risk from Sources of Perfluoroalkyl Substances in Taihu Lake for Different Years ····· WU Ting, SUN Shan-wei, FAN Jing-pu, *et al.* (4513)

Pollution Characteristics and Source Apportionment of Typical and Emerging Per- and Polyfluoroalkylated Substances in Tuojiang River Basin ····· SONG Jiao-jiao, WANG Yi-mei, SUN Jing, *et al.* (4522)

Speciation and Risk of Heavy Metals in Surface Sediments of Different Types of Water Bodies in Baiyangdian Lake ····· XU Meng-ya, ZHANG Chao, SHAN Bao-qing, *et al.* (4532)

Distribution Coefficient of QNs in Urban Typical Water and Its Main Environmental Influencing Factors ····· JU Ze-jia, FU Yu, ZHAO Xin-yu, *et al.* (4543)

Ecological Risk Assessment of Quinolones Antibiotics and the Correlation Analysis Between QNs and Physical-Chemical Parameters in Groundwater, Shijiazhuang City ····· CHEN Hui, JU Ze-jia, ZHAO Xin-yu, *et al.* (4556)

Characteristics and Sources of DOM in Lake Sediments Under Different Inundation Environments ····· CHEN Jia, LI Zhong-wu, JIN Chang-sheng, *et al.* (4566)

Characteristics of Phytoplankton Community Structure and Their Relationships with Environmental Factors in Autumn in Qinhe River Basin of Jincheng Region ····· GAO Meng-die, LI Yan-fen, LI Yan-li, *et al.* (4576)

Integrated Assessment of Runoff Quality from Green Roofs with Different Configurations ····· ZHANG Sun-xun, ZHANG Shou-hong, YAN Jing, *et al.* (4587)

Degradation of Chloroquine Phosphate by UV-activated Persulfate ····· LI Yang, XU Bo-hui, DENG Lin, *et al.* (4597)

Removal Performance of Suspended Solid (SS) and Organic Compounds in the Pre-treatment of Actual Pharmaceutical Wastewater by Microbubble Ozonation ····· LIU Chun, CHEN Rui, ZHANG Jing, *et al.* (4608)

Effects of Wastewater Discharge on Antibiotic Resistance Genes and Microbial Community in a Coastal Area ····· CHEN Jia-yu, SU Zhi-guo, YAO Peng-cheng, *et al.* (4616)

Effects of Biochar and Straw Returning on Soil Fungal Community Structure Diversity in Cotton Field with Long-term Brackish Water Irrigation ····· GUO Xiao-wen, CHEN Jing, LU Xiao-yu, *et al.* (4625)

Effects of Organic Materials on Phosphorus Fractions and *phoD*-harboring Bacterial Community in Karst Soil ····· XIA Xin, QIAO Hang, SUN Qi, *et al.* (4636)

Effects of Different Vegetation Types on Soil Microbial Functional Genes and Enzyme Activities in Reclaimed Coal Mine ····· NING Yue-wei, LIU Yong, ZHANG Hong, *et al.* (4647)

Effects of Biochar Application on Yellow Soil Nutrients and Enzyme Activities ····· YUAN Fang, LI Kai-yu, YANG Hui, *et al.* (4655)

Changes in Soil Bacterial Community Diversity in Degraded Patches of Alpine Meadow in the Source Area of the Yellow River ····· SUN Hua-fang, LI Xi-lai, JIN Li-qun, *et al.* (4662)

Effects of Simulated Nitrogen Deposition on Soil Microbial Carbon Metabolism in *Calamagrostis angustifolia* Wetland in Sanjiang Plain ····· WENG Xiao-hong, SUI Xin, LI Meng-sha, *et al.* (4674)

Spatial Distribution of Quinolone Antibiotics and Its Correlation Relationship with Microbial Community in Soil of Shijiazhuang City ····· ZHAO Xin-yu, JU Ze-jia, CHEN Hui, *et al.* (4684)

Composition Characteristics and Construction Mechanism of Microbial Community on Microplastic Surface in Typical Redox Environments ····· GONG Zhi-wei, MA Jie, SU Qu, *et al.* (4697)

Annual Nitrogen Removal Efficiency and Change in Abundance of Nitrogen Cycling Microorganisms in Swine Wastewater Treated by Crop Straw Materials ····· LIU Ming-yu, XIA Meng-hua, JIANG Lei, *et al.* (4706)

Effects of External Carbon Sources on Ultimate Nitrogen Removal Performance and Microbial Community in Secondary Effluent Treating Process ····· WANG Wei, ZHAO Zhong-yuan, ZHANG Xin, *et al.* (4717)

Microbial Community Structure of Activated Sludge for Total Nitrogen Upgrading Project ····· LI Hai-song, WANG Ke-dan, CHEN Xiao-lei, *et al.* (4727)

Analysis of Microbial Interaction Law of Mud Membrane in IFAS Process for Treating Low Carbon Source Sewage in South China ····· HE Jun-guo, JIANG Wei-xun, HE Zhuo-yi, *et al.* (4736)

Abundances and Morphology Patterns of Microplastics Under Different Land Use Types on the Loess Plateau ····· HAO Yong-li, HU Ya-xian, BAI Xiao-xiong, *et al.* (4748)

Evaluation of Heavy Metal Content, Sources, and Potential Ecological Risks in Soils of Southern Hilly Areas ····· WANG Yu, XIN Cun-lin, YU Shi, *et al.* (4756)

Risk Assessment and Attribution Analysis of "Five Toxic" Heavy Metals in Cultivated Land in Lanzhou ····· ZHANG Li-rui, PENG Xin-bo, MA Yan-long, *et al.* (4767)

Distribution Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Farmland Soils and Crops in Luancheng, Shijiazhuang City ····· MENG Xiao-fei, GUO Jun-mei, YANG Jun-xing, *et al.* (4779)

Distribution Characteristics and Risk Assessment of Antimony in Typical Urban Soil ····· SHEN Cheng, YE Wen-juan, QIAN Shi-ying, *et al.* (4791)

Contamination Assessment and Source Apportionment of Soil Heavy Metals in Typical Villages and Towns in a Nonferrous Metal Mining City ····· WANG Feng, HUANG Yan-huan, LI Ru-zhong, *et al.* (4800)

Effect of Citric Acid and Mowing on Enhancing the Remediation of Cadmium Contaminated Soil by Napier Grass (*Pennisetum purpureum* Schum) ····· TANG Qi, WU Gang-fan, GU Jiao-feng, *et al.* (4810)

Arsenic Methylation Efficiency Changes During Paddy Soil Drying and Its Key Influencing Factors Analysis ····· ZHANG Yue, LI Ling-yi, WEN Jiong, *et al.* (4820)

Effects of Exogenous Jasmonic Acid on Arsenic Accumulation and Response to Stress in Roots of Rice Seedlings ····· LI Yan, HUANG Yi-zong, BAO Qiong-li, *et al.* (4831)

Effects of Straw Returning and Fertilizer Application on Soil Nutrients and Winter Wheat Yield ····· SONG Jia-jie, XU Xi-yang, BAI Jin-ze, *et al.* (4839)

Effect of Winter Cover Cropping on Soil Greenhouse Gas Emissions in a Dryland Spring Maize Field on the Loess Plateau of China ····· ZHANG Shao-hong, WANG Jun, FANG Zhen-wen, *et al.* (4848)

Detection of Influencing Factors of Spatial Variability of Soil Respiration in Pangquangou Nature Reserve ····· LI Xiao-min, YAN Jun-xia, DU Zi-qiang, *et al.* (4858)

Temporal and Spatial Variation Characteristics of Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Concentrations and the Influencing Factors in Small Aquaculture Pond ····· SHI Jie, ZHANG Mi, QIU Ji-li, *et al.* (4867)

Effect of Butyl Xanthate on Pb^{2+} and Cd^{2+} Adsorption by Soil Around a Dressing Plant ····· HU Zhi-hao, GUO Zhao-hui, RAN Hong-zhen, *et al.* (4878)

Sorption Mechanism and Site Energy Distribution of Acetaminophen on Straw-derived Biochar ····· SHANG Cen-yao, GU Ruo-ting, ZHANG Qiang, *et al.* (4888)

Spatial-temporal Variations and Their Driving Forces of the Ecological Vulnerability in the Loess Plateau ····· ZHANG Liang-xia, FAN Jiang-wen, ZHANG Hai-yan, *et al.* (4902)

Mechanism and Application of Plant Growth-Promoting Bacteria in Heavy Metal Bioremediation ····· MA Ying, WANG Yue, SHI Xiao-jun, *et al.* (4911)