

猪粪秸秆沼液短程硝化反硝化快速启动及稳定运行研究

高兴东, 陈杨武, 付世玉, 董世阳, 周后珍, 罗娅君, 谭周亮

引用本文:

高兴东, 陈杨武, 付世玉, 等. 猪粪秸秆沼液短程硝化反硝化快速启动及稳定运行研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 1062–1070.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1323>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

低碳氮比畜禽粪水厌氧消化液短程硝化脱氮试验研究

何清明, 李廷友, 韦平和

农业环境科学学报. 2016, 35(10): 2005–2010 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0355>

同步硝化反硝化菌(*Alcaligenes faecalis* WT14)养殖污水脱氮效果研究

陈均利, 张树楠, 戴桂金, 张苗苗, 吴金水, 刘锋

农业环境科学学报. 2020, 39(8): 1811–1817 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0325>

洱海北部表流人工湿地氮截留的长效性及影响因子

梁启斌, 侯磊, 李能发, 陈鑫, 王克勤

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1585–1593 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1324>

接种菌剂对牛粪堆肥反硝化细菌群落的影响

徐莹莹, 许修宏, 任广明, 孙瑜, 李洪涛

农业环境科学学报. 2015(3): 570–577 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.03.021>

固定反硝化菌强化人工湿地处理低污染水研究

林燕, 张焕杰, 刘曦, 俞璐, 朱文颖, 孔海南

农业环境科学学报. 2016, 35(11): 2154–2162 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0540>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

高兴东, 陈杨武, 付世玉, 等. 猪粪秸秆沼液短程硝化反硝化快速启动及稳定运行研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 1062–1070.

GAO Xing-dong, CHEN Yang-wu, FU Shi-yu, et al. Fast startup and stable operation of partial nitrification and denitrification using pig manure straw biogas slurry[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(5): 1062–1070.



开放科学 OSID

猪粪秸秆沼液短程硝化反硝化快速启动及稳定运行研究

高兴东^{1,2}, 陈杨武¹, 付世玉¹, 董世阳¹, 周后珍¹, 罗娅君², 谭周亮^{1*}

(1. 中国科学院成都生物研究所, 成都 610041; 2. 绵阳师范学院资源与环境工程学院, 四川 绵阳 621000)

摘要:短程硝化反硝化工艺具有节省碳源、节省曝气量、污泥产量低等优点,但由于启动时间长、短程硝化效果不稳定等问题限制了其工程应用。针对此问题,本研究采用泥膜一体化工艺(IFAS)处理猪粪秸秆沼液,并考察了短程硝化反硝化工艺生物强化快速启动及稳定运行效果。结果表明,通过添加实验室自制氨氧化菌剂与反硝化菌剂,可在17 d内完成反应器的快速启动;稳定运行阶段,系统猪粪秸秆沼液有机负荷(COD)平均为1 040.0 mg·L⁻¹·d⁻¹,好氧池平均NH₃-N负荷为110 mg·L⁻¹·d⁻¹;好氧池平均NO₂-N积累率为91.4%;COD、NH₃-N、TN平均去除率分别达到92.1%、97.0%、90.1%,且COD和TN的去除主要发生在缺氧池。分子生物学分析表明,整个运行过程中,好氧池生物膜氨氧化细菌(AOB)的丰度由0.003 6%上升至0.014 3%,增长至原来的4倍;亚硝酸盐氧化细菌(NOB)的丰度由0.004 8%下降至0,说明利用氨氧化菌剂、反硝化菌剂可快速稳定实现短程硝化反硝化脱氮工艺的启动。

关键词:沼液废水;短程硝化反硝化;氨氧化菌剂;反硝化菌剂;快速启动

中图分类号:X71 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2021)05-1062-09 **doi:**10.11654/jaes.2020-1323

Fast startup and stable operation of partial nitrification and denitrification using pig manure straw biogas slurry

GAO Xing-dong^{1,2}, CHEN Yang-wu¹, FU Shi-yu¹, DONG Shi-yang¹, ZHOU Hou-zhen¹, LUO Ya-jun², TAN Zhou-liang^{1*}

(1. Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 2. School of Resources and Environment, Mianyang Teachers' College, Mianyang 621000, China)

Abstract: The partial nitrification and denitrification process has several advantages such as carbon source and aeration energy saving and a low sludge yield, but its engineering application is limited due to its long startup time and unstable short cut nitrification performance. To solve this problem, an Integrated Fixed-Film Activated Sludge (IFAS) system was used to treat the biogas slurry of pig manure and straw, and the rapid startup and stable operation effects of short cut nitrification and denitrification with bioaugmentation were investigated. Results showed that the rapid startup of short cut nitrification and denitrification could be achieved within 17 days by adding laboratory-made ammonia oxidation and denitrification agents. During stable operation, the average organic loading rate of pig manure and straw biogas slurry was 1 040.0 mg·L⁻¹·d⁻¹, average NH₃-N loading rate in the aerobic tank was 110 mg·L⁻¹·d⁻¹, and the average NO₂-N accumulation rate in the aerobic tank was 91.4%. The removal rates of COD, NH₃-N, and TN of the biogas slurry were reached at 92.1%, 97.0% and 90.1%, respectively, and the removal of COD and TN mainly occurred in the anoxic tank. During the whole operation period,

收稿日期:2020-11-16 录用日期:2021-01-11

作者简介:高兴东(1990—),男,陕西榆林人,博士研究生,从事污水水生物处理研究。E-mail:544242718@qq.com

*通信作者:谭周亮 E-mail:tanzhl@cib.ac.cn

基金项目:中国科学院科技服务网络计划区域重点项目(KFJ-ST5-QYZD-098);四川省重点研发计划项目(2019YFG0322);四川省重大科技专项项目(2019YFS0502)

Project supported: The CAS Science and Technology Service Network Initiative (KFJ-ST5-QYZD-098); The Key R & D Program of Sichuan Province (2019YFG0322); The Major Science and Technology Projects in Sichuan Province (2019YFS0502)

molecular biology analysis showed that the abundance of Ammonia Oxidizing Bacteria (AOB) in aerobic tank biofilms increased from 0.003 6% to 0.014 3% (four times higher), and Nitrite Oxidizing Bacteria (NOB) abundance decreased from 0.004 8% to 0. This study shows that the rapid start and stable operation of partial nitrification and denitrification can be achieved using ammonia oxidation and denitrifying agents as inoculants.

Keywords: biogas slurry; partial nitrification and denitrification process; ammonia oxidation inoculant; denitrification inoculant; rapid start-up

随着我国畜牧业的快速发展,畜禽养殖污染已经成为农业面源污染的主要因素之一^[1]。2014年,我国猪场粪污的排放总量达到了 1.1×10^7 t^[2],这些污染物若不经妥善处理就直接排放,会对环境造成严重污染,其中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染尤其突出^[3-4]。同时,作为农业大国,每年有超过7亿t的农作物秸秆产生,近年来,秸秆综合利用受到广泛关注,但依旧存在秸秆收集困难、还田成本高、利用率低、收储体系不健全等问题^[5]。研究表明,畜禽粪便与农作物秸秆混合发酵可使有机物降解更彻底,从而提高甲烷产量^[6-7]。因此,将畜禽粪污与农作物秸秆进行联合发酵已逐渐成为近年来的研究热点^[8-10]。通过畜禽粪污与农作物秸秆的混合发酵,一方面可实现厌氧发酵产沼气,另一方面发酵产生的沼液沼渣具有丰富氮、磷、钾及有机质养分,可用作农田灌溉,这样既可再利用能源,又解决了环境污染问题。

尽管畜禽粪污与农作物秸秆混合发酵产生的沼液可用于农田灌溉,但土地利用对沼液的需求具有周期性,而畜禽粪便的产生是连续的,因此存在沼液供需不平衡问题。四川省是我国畜禽养殖大省,粪污产量大,导致其耕地氮污染负荷达 $202.98 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,远高于全国平均水平^[11]。通过农田灌溉尚不能有效解决沼液的消纳问题。近年来,异位发酵床以其无排污、异味轻、占地少、效率高等特点在畜禽养殖粪污处理中获得了广泛应用,这一定程度上提升了畜禽粪污无害化处理与综合利用率。然而,目前关于异位发酵床在垫料高度、发酵时间与重金属富集、盐渍化、抗生素残留等方面的研究十分缺乏,对于其发酵产物是否可直接还田利用仍存在较大争议^[12]。因此,在当前集约化养殖的现状条件下,对部分沼液废水进行无害化处理显得十分必要。沼液的达标处理以生化法为主,处理工艺包括厌氧、好氧以及厌氧-好氧组合处理等工艺。然而,传统的生化处理工艺存在运行不稳定、脱氮效率低、运行成本高等问题^[13-15],对于低成本、运行稳定、可操作性强的生物脱氮技术的探索迫在眉睫。

近年来,短程硝化反硝化、厌氧氨氧化、反硝化除磷等一批新型高效脱氮技术受到广泛关注并成为研究热点。其中,短程硝化反硝化技术是将硝化反应控制在 $\text{NO}_2\text{-N}$ 阶段,不进行 $\text{NO}_2\text{-N}$ 至 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的转化,直接进行反硝化反应^[16],缩短了反应历程,因此较传统的硝化反硝化技术具有诸多优势,如降低25%曝气量、节省40%碳源、减小污泥产量、降低碱度投加量以及缩短反应时间等^[17]。一般认为,大于50%的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累率是短程硝化成功的标志。当前,国内外利用氨氧化细菌(AOB)与亚硝酸盐氧化菌(NO_B)的生长性状差异,通过控制运行条件逐渐淘汰NO_B,富集AOB等策略,已经成功实现短程硝化反硝化的启动^[18-24]。短程硝化的实现关键在于富集AOB、淘汰或抑制NO_B的生长,但在自然环境中,NO_B相比AOB更易于生长^[21],难以形成短程硝化,因此需对微生物生长环境进行适当调控,短程硝化反硝化才能得以实现。目前的主要调控策略为直接向系统接种活性污泥然后通过溶解氧(DO)、pH、氨浓度等条件控制,逐渐实现亚硝态氮的积累,从而实现短程硝化反硝化,但启动时间普遍较长,如赵晴等^[25]对垃圾渗滤液中试短程硝化工艺的启动时间为60 d;穆剑楠^[26]以厌氧污泥为种泥,29 d内实现了短程硝化启动;Blackburne等^[27]通过曝气和抑制剂双重控制,经70 d实现了短程硝化。生物强化是通过向系统投加优势菌种,以提高系统处理能力的方法,具有缩短微生物驯化培养时间、强化污染物去除等优点,在废水处理中已显示出其独特的作用^[28]。本实验室前期利用生物强化技术在炼油废水、苯胺废水等难降解有机废水处理中也取得了良好的效果^[29-30]。基于此,本文采用泥膜一体化处理系统(IFAS,主体工艺为A/O工艺)处理猪粪秸秆厌氧沼液,考察了实验室自制菌剂(氨氧化菌剂、反硝化菌剂)在沼液短程硝化反硝化快速启动过程中的应用效果,探究了整个运行期间系统的硝化菌丰度变化情况,并评估了生物强化作用下系统的短程硝化反硝化性能,旨在为实际废水的短程硝化反硝化快速启动及

稳定运行提供技术参考。

1 材料和方法

1.1 短程硝化反硝化菌剂制备

1.1.1 菌剂培养装置及接种物来源

氨氧化菌剂、反硝化菌剂的制备均在SBR反应器(有效容积50 L)中完成。其中,氨氧化菌剂制备装置配有曝气泵,反硝化菌剂制备装置配有搅拌器。制备氨氧化菌剂的接种物为四川省绵阳市某生活污水处理厂好氧处理单元中的活性污泥,制备反硝化菌剂的接种物由实验室已驯化获得的反硝化菌剂经活化而来。

1.1.2 菌剂的制备

分别采用人工合成硝化培养基^[31]、反硝化培养基^[32]来制备氨氧化菌剂与反硝化菌剂,微量元素的配制参考Chen等^[33]的方法。

氨氧化菌剂制备:控制SBR反应器运行条件为pH 7.5~8.5、DO 0.5~7.0 mg·L⁻¹,培养温度15~20℃,NH₃-N浓度保持在80~150 mg·L⁻¹。菌剂制备过程可分为3个阶段,分别为:1~5 d,活性恢复;6~7 d,NOB活性抑制;8~12 d,AOB快速生长。最终,在第12 d,氨氧化速率达到5.3 mg·L⁻¹·h⁻¹,NO₂-N积累率达到了69.6%,意味着氨氧化菌剂的制备成功(图1A)。

反硝化菌剂制备:控制SBR反应器运行条件为pH 8.0~8.5、DO<0.2 mg·L⁻¹,培养温度15~20℃,进水NO₂-N浓度随其降解效果逐渐提高,浓度范围为50~600 mg·L⁻¹。原反硝化菌剂效果较好,在第1 d时NO₂-N去除速率即达到23.24 mg·L⁻¹·h⁻¹,整个驯化过程中,NO₂-N平均去除速率为31.54 mg·L⁻¹·h⁻¹,NO₂-N平均去除率达到98.85%(图1B)。

1.2 一体化IFAS工艺启动运行

1.2.1 一体化装置组成及工艺流程

试验所用装置为长4.6 m、宽1.8 m、高2.0 m的泥膜一体化反应器(IFAS),其主体工艺为A/O工艺,装置主要包括主箱体和设备间。主箱体主要是工艺流程中各个阶段的反应池;反应池主要包括调节池、初沉池、缺氧池、好氧池和竖流沉淀池,缺氧池有效容积为2.7 m³,好氧池有效容积为4.3 m³,缺氧池和好氧池挂有组合填料,缺氧池搅拌方式为穿孔曝气搅拌。设备间放置进水泵、回流泵、风机与电控柜;电控柜可对各用电设备进行自动化控制,工艺流程见图2。

1.2.2 一体化装置的启动及稳定运行

短程硝化反硝化启动策略为缺氧池、好氧池先独立启动,后联合运行。分别将120 L氨氧化菌剂和40 L反硝化菌剂泼洒到好氧池和缺氧池的填料上,控制好氧池DO 6.0~8.0 mg·L⁻¹,pH 6.9~7.8;缺氧池DO

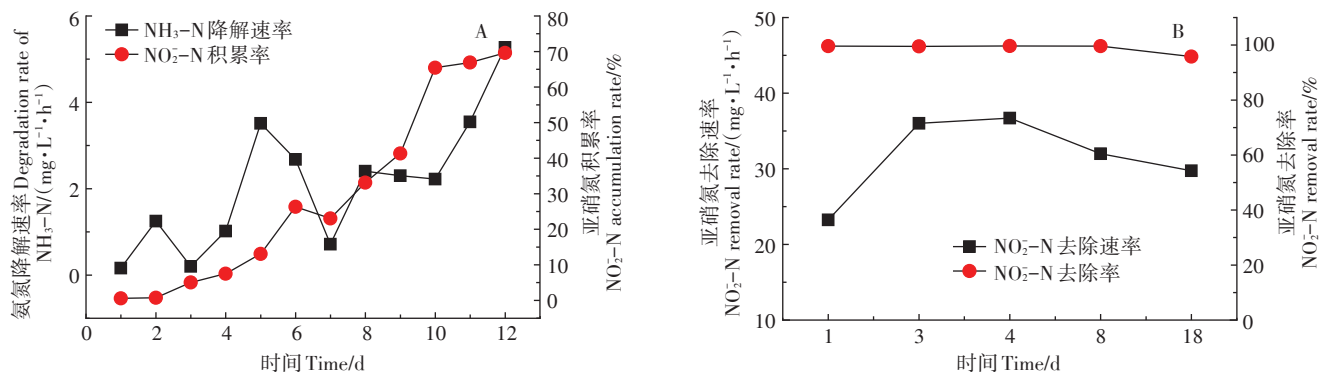


图1 菌剂制备过程中的脱氮性能

Figure 1 Nitrogen removal performance in the process of bacterial preparation

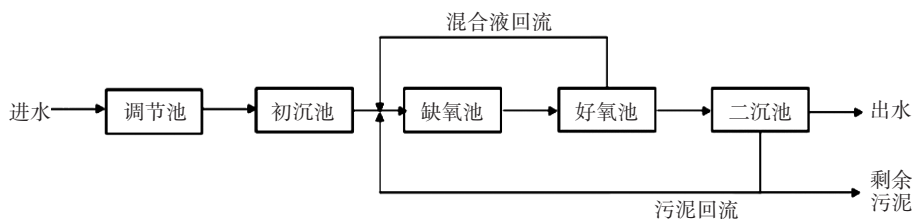


图2 工艺流程图

Figure 2 Flow-diagram of the integrated equipment

0.2~0.5 mg·L⁻¹, pH 7.8~8.6, 进水由人工培养基逐渐向实际秸秆猪粪混合发酵沼液废水转变, 最后实现连续进水并开启混合液回流, 完成启动; 系统稳定运行期间, 进猪粪秸秆沼液水 0.7 m³·d⁻¹, 控制混合液回流比 300%, 水力停留时间为 10 d, 污泥龄为 10 d, 好氧池 DO 0.5~2.0 mg·L⁻¹, 缺氧池 DO 0.2~0.5 mg·L⁻¹, 好氧池、缺氧池 pH 为 7.5~8.0, 整个运行期间, 水温为 25~30 ℃。秸秆猪粪混合发酵沼液废水水质指标如表 1 所示。

表 1 沼液水质(mg·L⁻¹)Table 1 Characteristics of slurry(mg·L⁻¹)

项目 Items	NH ₃ -N	TN	COD _C
浓度 Concentration	490.7~951.2	571.1~1 011.0	8 500.0~14 633.7
平均值 Means	670.5	751.2	11 302.1

一体化装置缺氧池、好氧池中单位体积的污染物去除量计算:

$$r_o = \frac{C_i + RC_A}{1 + R} - C_o \quad (1)$$

$$r_A = C_o - C_A \quad (2)$$

式中: r_o 、 r_A 分别为缺氧池、好氧池单位体积污染物去除量, mg·L⁻¹; C_i 为进水污染物浓度, mg·L⁻¹; C_A 为好氧池污染物浓度, mg·L⁻¹; C_o 为缺氧池污染物浓度, mg·L⁻¹; R 为回流比。

1.3 微生物群落结构分析

活性污泥和生物膜样品均取自一体化装置的中间位置, 活性污泥取样后立即在 5 000 r·min⁻¹ 转速下离心 10 min, 弃上清液, 将污泥样品转移到 10 mL 灭菌离心管, 置于冰盒中送至实验室-80 ℃冰箱保存; 生物膜样品从填料上剪取后置于 10 mL 灭菌离心管, 然后置于冰盒中送至实验室-80 ℃冰箱保存。样品总细菌 DNA 的提取采用 MoBio 土壤基因组 DNA 强力提取试剂盒进行提取, 提取过程严格按照试剂盒说明书进行操作。在此基础之上, 取 20 μL 基因组 DNA 样品进行高通量测序。高通量测序序列结果采用 QI-ME Pipeline-Version 1.7.0 进行处理, 测序序列经过序列拼接、质量控制、去嵌合体 and 重抽样等过程处理后进行后续处理过程, 对高质量序列进行 OTU 挑选、OTU 代表性序列的物种注释等生成 OTU 表, 用于下游物种的相对丰度分析。

1.4 检测指标及分析方法

COD、NH₃-N、NO₂-N、NO₃-N、TN 等指标测定采用国家标准方法^[34-35], pH、DO、温度用哈希便携式多

功能水质测定仪(HQ40D)进行测定。

2 结果与讨论

2.1 一体化装置的快速启动

如图 3 所示, 一体化装置的启动分为 3 个阶段, 即独立启动阶段、联合启动阶段与连续进水运行阶段: 1~11 d, 独立启动, 即将氨氧化菌剂与反硝化菌剂分别投加至好氧池、缺氧池, 第 1 d 分别以氨氧化和反硝化培养基培养, 之后阶段投加猪粪秸秆沼液进行培养; 11~18 d, 回流启动, 随着好氧池 NO₂-N 和缺氧池 NH₃-N 升高, 为了平衡好氧池 NO₂-N 和缺氧池 NH₃-N, 开启回流泵进行回流。第 18 d, 连续进水, 开启进水泵, 沼液连续进入系统, 进水量 0.5 m³·d⁻¹。

独立启动阶段(1~11 d): 启动第 1 d, 向缺氧池投加 NO₂-N (50 mg·L⁻¹), 向好氧池投加 NH₃-N (80 mg·L⁻¹)。启动前 3 d, 每日向缺氧池投加 NO₂-N (200 mg·L⁻¹) 与反硝化培养基, 缺氧池 NO₂-N 从 50 mg·L⁻¹ 降至 0 mg·L⁻¹; 第 3~11 d, 缺氧池的碳源改为沼液废水 (200 L·d⁻¹)。由于碳源的改变, 缺氧池中 NH₃-N 浓度上升至 177 mg·L⁻¹, NO₂-N 浓度也不断升高 (从 0 mg·L⁻¹ 上升至 119 mg·L⁻¹), 而反硝化效果却下降; 好氧池中, 前 4 d 进行闷曝, NH₃-N 从 80 mg·L⁻¹ 降低至 16.6 mg·L⁻¹; 第 5 d 添加硫酸铵使 NH₃-N 浓度达到 52 mg·L⁻¹, 第 6 d 降至 18 mg·L⁻¹, 说明好氧池中的氨氧化活性有所提升; 第 6 d 开始, 缺氧池废水充满, 开始流向好氧池, 7~11 d, 好氧池 NO₂-N 浓度持续升高 (从 91.5 mg·L⁻¹ 升至 176.5 mg·L⁻¹), 而 NH₃-N 浓度则持续下降 (从 82.6 mg·L⁻¹ 降至 27.1 mg·L⁻¹), 表明好氧池硝化效果良好。

联合启动阶段(11~18 d): 考虑到缺氧池 NH₃-N 浓度 (168.7 mg·L⁻¹) 和好氧池 NO₂-N 浓度 (151.4 mg·L⁻¹) 过高, 因此在 11 d 开启混合液回流泵 (流量 100 L·h⁻¹), 回流时间 6 h, 第 14 d 调整至 12 h, 自第 16 d 起回流连续开启。每次开启回流后, 缺氧池 NH₃-N 和好氧池 NO₂-N 均有所降低, 自第 15 d 起, 缺氧池 NO₂-N 低于 6 mg·L⁻¹, 17 d 起, 好氧池 NH₃-N 浓度也持续下降, 平均为 29.4 mg·L⁻¹。

连续运行阶段: 第 18 d, 开始按设计水量连续进水, 进水量为 0.5 m³·d⁻¹, 连续进水后 5 d 内, 好氧池 NH₃-N 浓度平均为 15.9 mg·L⁻¹, NO₂-N 积累率为 95%, 此时判定反应器连续启动成功, 启动时间为 17 d。

本研究短程硝化反硝化启动时间为 17 d, 由于前期菌剂制备阶段就已经完成了 AOB 的富集, 获得高

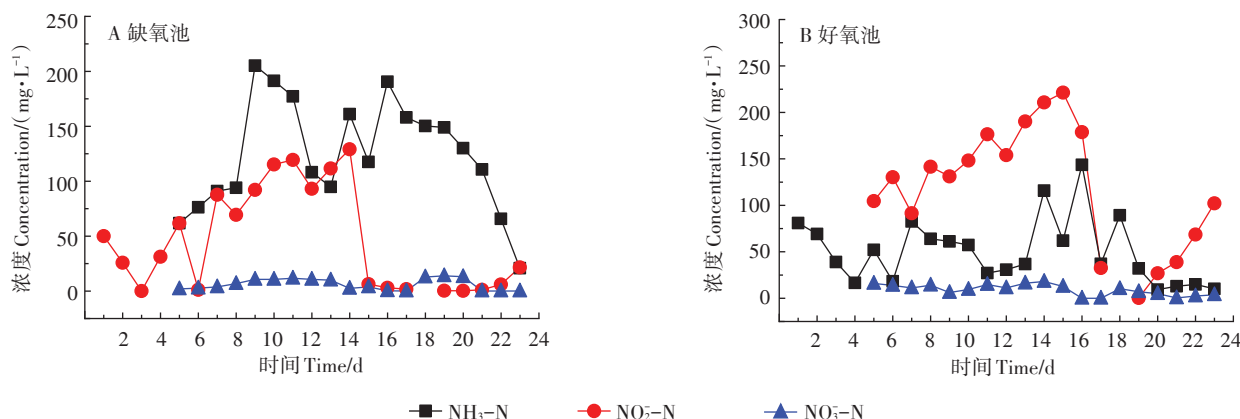


图3 启动阶段缺氧池、好氧池 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度变化

Figure 3 Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ in anoxic tank, aerobic tank during start-up stage

浓度的高效菌剂,因此本研究启动时间短于类似研究。如陈晓轩等^[36]采用SBR工艺在第61 d完成了模拟废水的短程硝化启动。张昭等^[37]对小试规模的SBR短程硝化反硝化研究中,启动第20 d,系统 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累率达到80%,氨氧化率超过70%。Gu等^[20]通过中试规模SBR反应器,采用控制曝气和pH的策略,在40 d内完成了短程硝化启动。因此,相比直接接种活性污泥来实现反应器的启动,投加菌剂可有效缩短短程硝化反硝化工艺的启动时间。

2.2 一体化装置稳定运行效果

稳定运行期间,系统平均进水COD $11\,302.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均出水COD $889.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图4A)。COD平均去除率为92.1%,平均有机负荷为 $1\,040.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。小试研究证明,即使延长水力停留时间出水COD值也不再降低(数据未给出),说明出水中较高的COD主要由难降解有机物组成,这是因为沼液发酵原料主要为玉米秸秆,含有大量的木质素、纤维素等难降解有机物,不易被微生物利用^[38]。研究指出,白腐霉等真菌对秸秆中木质素等难降解有机物具有良好的降解效果^[39-40],因此,对此类废水,可尝试在启动阶段接种白腐菌,以提高COD去除率。

如图4B所示,系统平均进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ $670.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ $20.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均去除率为97.0%,好氧池平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 负荷为 $110\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,氨氮去除效果良好。进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度总体呈现上升趋势,而出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度则随进水COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的波动而产生波动,如第2~4 d进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 上升明显,导致出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 从第3 d开始上升,到第5 d达到最高值 $66.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,但出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 仍可满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596—2001)中氨氮的限值

($80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),说明IFAS系统在处理沼液废水时抗冲击能力较强。

系统进水TN浓度平均为 $751.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水TN浓度平均为 $72.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图4C),系统对TN的去除率呈现上升趋势,由最初81.8%上升到最后的93.0%,平均去除率达到90.1%。稳定阶段进水碳氮比为15,反硝化碳源充足,所以系统对TN的去除效果良好。本系统在稳定阶段并没有污泥回流,则A/O工艺的理论脱氮率应为 $r/(1+r)$, r 为混合液回流比,%。本阶段 r 为300%,则理论脱氮率应为75%,但是实际脱氮率90.1%,远高于理论脱氮率,这与吴昌永^[41]的研究一致,可能的原因有:微生物同化,一部分氮被固定到微生物体内;同步硝化反硝化途径去除,而本阶段好氧池DO $0.5\sim 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,缺氧池DO小于 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此外系统填充的填料可为不同微生物创造不同生态位,缺氧池与好氧池均满足同步硝化反硝化脱氮条件。卢阳阳^[42]的研究表明,控制溶解在 $1.4\sim 1.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内,可取得良好的同步硝化反硝化效果。

如图4(D)所示,好氧池平均 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度 $2.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度 $40.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累率91.4%。系统保持高的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累率,可能原因是本研究在启动阶段投加了氨氧化菌剂,可使系统AOB成为优势菌群。此外,运行条件的控制如较高的pH(7.5~8.0)、较低的溶解氧(好氧池DO $0.5\sim 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,缺氧池DO $< 0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)与较短的污泥龄(10 d)不利于增殖期长的NOB的生长繁殖(12~59 d)^[43]。在稳定运行的第7 d开始, $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累率有下降趋势,主要是因为系统中反硝化效果较好, $\text{NO}_2\text{-N}$ 被利用,并非短程硝化效果遭破坏。

目前,国内外针对高氨氮废水的短程硝化反硝化

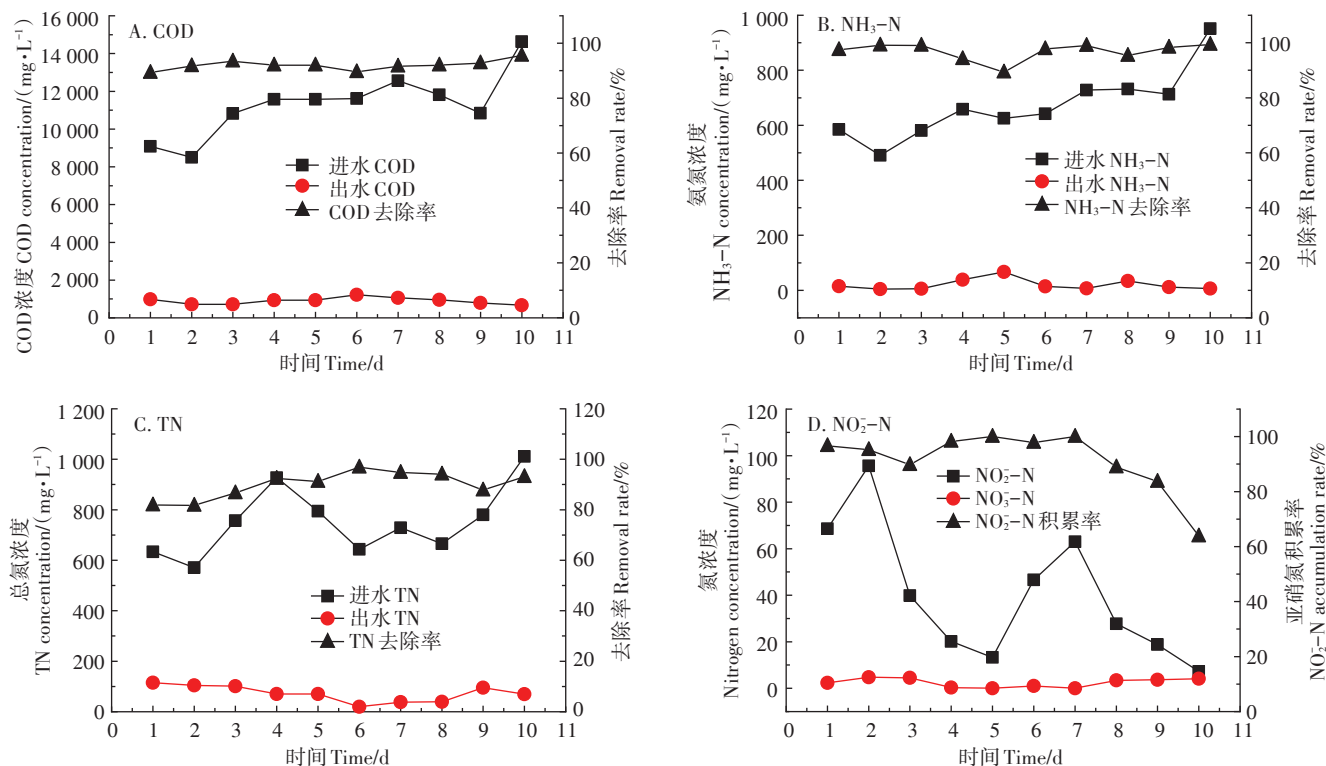


图4 稳定运行阶段COD、氨氮、总氮去除及亚硝氮积累情况

Figure 4 The removal performance of COD, $\text{NH}_3\text{-N}$, TN and accumulation rate of $\text{NO}_2\text{-N}$ during the stable operation stage

开展了较为广泛的研究。如赵明^[44]采用A/O-MBR工艺对养猪沼液的处理研究中,COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率分别为70.6%和99.4%,但TN去除率则低于30%。Hou等^[45]实现了模拟废水的短程硝化反硝化处理, $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TN的去除率分别是94.6%和82.6%,且证明短程硝化反硝化与同等条件的全程硝化反硝化相比,TN去除率提高55%。由上可知,本研究与同类研究相比具有更高效的污染物去除效果,说明IFAS工艺与生物强化适用于沼液废水中污染物的强化处理。

在整个运行过程中,IFAS系统的混合液回流比为300%,污泥回流未开启,如图5所示,缺氧池、好氧池对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的平均去除量分别为109.5、56.9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,缺氧池、好氧池对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除贡献分别为65.8%和34.2%,尤其到运行后期(7~10 d)系统90%以上的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除发生在缺氧池。该结果与A/O工艺的缺氧反硝化、好氧硝化理论不相符。一方面,本系统缺氧池生物量高于好氧池。另一方面,虽然缺氧池DO基本都小于0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,但缺氧池搅拌方式为曝气搅拌,曝气过程中给缺氧池带进去大量溶解氧,使得 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在AOB作用下发生了短程硝化反应,这使缺氧池AOB得到大量繁殖,而到后期缺氧池AOB数量越来越多,导致在缺氧池 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解基本完成;TN去

除方面,缺氧池、好氧池对TN的平均去除量分别为137.3、37.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,两者对TN去除的贡献分别占比78.6%和21.4%。整体而言,TN的去除发生在缺氧池,可能是由于缺氧池中反硝化、同步硝化反硝化甚至微生物同化共同作用的结果。此外,好氧池中填充有填料,填料生物膜厚度较大,氧气传递存在梯度,导致膜内部溶解氧浓度较低,满足了同步硝化反硝化微观理论的条件,故好氧池中也贡献了部分TN的去除。这与潘松青等^[46]采用A/O生物膜-活性污泥法处理养猪废水时发现缺氧池好氧池均存在TN的去除,且同步硝化反硝化作用主要发生在缺氧池的研究结论一致。

2.3 启动过程中硝化细菌丰度变化

IFAS系统启动前后硝化细菌(AOB、NOB)的相对丰度如表2所示。装置启动第1 d,缺氧池硝化细菌相对丰度均为0,即缺氧池中不存在硝化细菌,这是因为缺氧池采用培养的反硝化菌剂进行启动,所以初始的菌群中无AOB及NOB的存在;装置启动成功后,16 d混合液回流完全开启,好氧池的硝化菌群会有部分转移至缺氧池,但缺氧池污泥和膜上均未检测到NOB的存在,说明缺氧池中的运行条件能够很好的维持短程硝化过程。

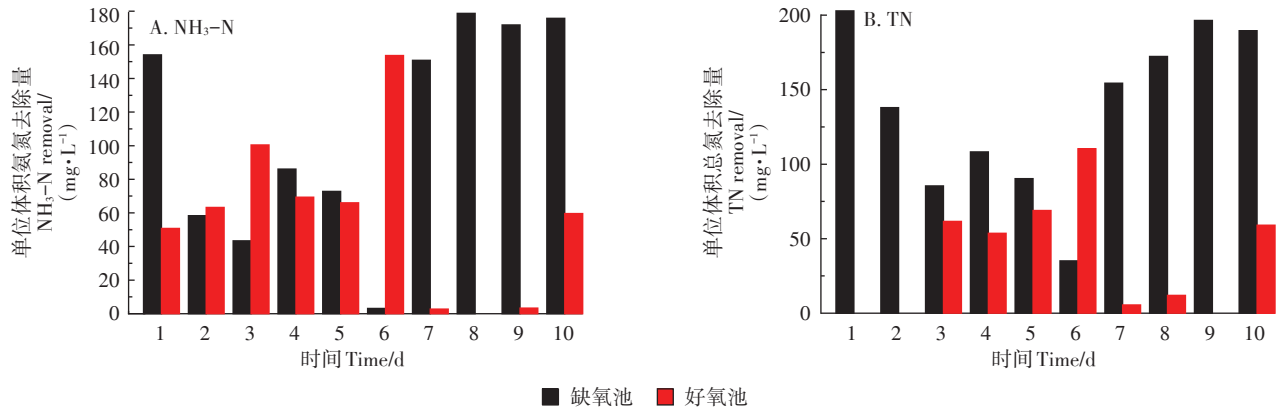


图5 缺氧池、好氧池对NH₃-N和TN的去除效果

Figure 5 Removal performance of NH₃-N and TN in anoxic tank and aerobic tank

表2 启动阶段硝化细菌相对丰度(%)

Table 2 Nitrifier abundance in anoxic and aerobic tanks during start-up stage(%)

细菌丰度 Bacteria abundance	缺氧池 Anoxic tank			好氧池 Aerobic tank		
	第1 d	第23 d		第1 d	第23 d	
	菌剂 Inoculant	污泥 Sludge	膜 Film	菌剂 Inoculant	污泥 Sludge	膜 Film
AOB	0	0.001 7	0.008 2	0.003 6	0.003 1	0.014 3
NOB	0	0	0	0.004 8	0	0

好氧池通过添加氨氧化菌剂启动,启动初期菌剂中除了AOB(Nitrosomonas和Nitrosococcus),还检测到了NOB(Nitrospira),且NOB丰度比AOB丰度更高[NOB/(AOB+NOB)=57.1%],推测氨氧化菌剂制备过程中NOB只是活性被抑制,并未被淘汰;装置启动成功后,好氧池中未检测到NOB,表明此时NOB在装置中被完全淘汰;与此同时,生物膜上AOB的丰度由0.003 6%上升至0.014 3%,增长至原来的4倍,而污泥中AOB的丰度仅为0.003 1%,说明硝化作用主要在生物膜上完成。此外,缺氧池与好氧池NO₃-N浓度平均值分别为3.7、4.4 mg·L⁻¹,且好氧池NH₃-N浓度16~23 d由190.5 mg·L⁻¹下降至20.7 mg·L⁻¹,表明装置短程硝化效果较好。

3 结论

(1)本研究采用泥膜一体化反应器系统处理猪粪与秸秆混合发酵沼液,通过添加氨氧化菌剂与反硝化菌剂,缺氧池与好氧池先分别独立启动,后联合运行的策略,17 d内实现短程硝化反硝化的启动,证实了生物强化在沼液短程硝化反硝化快速启动过程中的应用潜力。

(2)稳定运行期间,好氧池中NO₂-N平均积累率达到91.4%,系统对猪粪秸秆沼液COD、NH₃-N、TN的去除率分别为92.1%、97.0%、90.1%;尽管系统出水水质浓度随进水COD、NH₃-N的变化而波动,但出水水质始终较稳定,泥膜一体化反应器短程硝化反硝化工艺在猪粪秸秆沼液处理中具有优良的污染物去除与抗冲击能力。此外,泥膜一体化反应器系统NH₃-N、TN的去除主要发生在缺氧池,说明缺氧池中不仅存在短程硝化反硝化,同时亦具有同步硝化反硝化功能。

(3)分子生物学结果表明,亚硝酸盐氧化细菌存在于氨氧化菌剂中,仅是活性被抑制,在反应器连续运行后,亚硝酸盐氧化细菌逐渐被淘洗出系统。综上,本研究中采用的泥膜一体化反应器工艺及其运行条件利于沼液短程硝化反硝化过程的稳定维持,可为实际沼液短程硝化反硝化处理提供技术支撑。

参考文献:

[1] 郝守宁, 付意成. 林芝市农业面源污染负荷时空变化与分布特征[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1308-1315. HAO Shou-ning, FU Yi-cheng. Spatio-temporal changes and distribution characteristics of pollutant loads from agricultural non-point sources in Nyingchi, Tibet[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(7): 1308-1315.

[2] Meng J, Li J, Li J, et al. Efficiency and bacterial populations related to pollutant removal in an up flow microaerobic sludge reactor treating manure-free piggery wastewater with low COD/TN ratio[J]. Bioresource Technology, 2016, 201: 166-173.

[3] Polprasert C, Yang P Y, Kongsricharoern N, et al. Productive utilization of pig farm wastes: A case study for developing countries[J]. Resources Conservation & Recycling, 1994, 11(1-4): 245-259.

[4] Almeida C M, Santos F, Ferreira A C, et al. Can veterinary antibiotics

- affect constructed wetlands performance during treatment of livestock wastewater[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 102:583-588.
- [5] 周春婧. 农作物秸秆综合利用分析[J]. 中国科技信息, 2020(23): 36-37. ZHOU Chun-jing. Comprehensive utilization analysis of crop straw[J]. *China Science and Technology Information*, 2020(23): 36-37.
- [6] 赵玲, 王聪, 田萌萌, 等. 秸秆与畜禽粪便混合厌氧发酵产沼气特性研究[J]. 中国沼气, 2015, 33(5): 32-37. ZHAO Ling, WANG Cong, TIAN Meng-meng, et al. Characteristics of anaerobic fermentation of mixed livestock manure and straw[J]. *China Biogas*, 2015, 33(5): 32-37.
- [7] Weiland P. Anaerobic waste digestion in Germany status and recent developments[J]. *Biodegradation*, 2000, 11(6): 415-421.
- [8] Wang X, Li Z, Zhou X, et al. Study on the bio-methane yield and microbial community structure in enzyme enhanced anaerobic co-digestion of cow manure and corn straw[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 219:150-157.
- [9] 熊佳欣. 猪粪与玉米秸秆混合厌氧发酵影响因素及产物特性的研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2016. XIONG Jia-xin. The study on anaerobic fermentation influencing factors and products properties of mixed swine manure and corn stalks[D]. Wuhan: Wuhan University of Technology, 2016.
- [10] 牛明芬, 于海娇, 武肖媛, 等. 猪粪秸秆高温堆肥过程中物质变化的研究[J]. 江苏农业科学, 2014, 42(9): 291-293. NIU Ming-fen, YU Hai-jiao, WU Xiao-yuan, et al. Study on biogas production by mixed anaerobic fermentation of straw and livestock manure[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2014, 42(9): 291-293.
- [11] 王子凌, 信欣, 刘琴, 等. 响应面法优化 CANON 工艺处理猪场沼液脱氮性能研究[J]. 环境科学研究, 2020, 33(10): 2326-2334. WANG Zi-ling, XIN Xin, LIU Qin, et al. Optimization of denitrification performance of CANON process for treating anaerobic digester liquor of swine wastewater by response surface methodology[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33(10): 2326-2334.
- [12] 郑灿财, 马敏, 徐旭. 关于异位发酵床在川应用的思考[J]. 畜牧业环境, 2019(7): 21-23. ZHENG Can-cai, MA Min, XU Xu. Consideration on the application of ectopic fermentation bed in Sichuan Province[J]. *Animal Industry and Environment*, 2019(7): 21-23.
- [13] Jubany I, Lafuente J, Baeza J A, et al. Total and stable washout of nitrite oxidizing bacteria from a nitrifying continuous activated sludge system using automatic control based on oxygen uptake rate measurements[J]. *Water Research*, 2009, 43(11): 2761-2772.
- [14] Wu C Y, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Effect of sludge retention time on nitrite accumulation in real-time control biological nitrogen removal sequencing batch reactor[J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2011, 19(3): 512-517.
- [15] 王欢, 裴伟征, 李旭东, 等. 低碳氮比猪场废水短程硝化反硝化-厌氧氨氧化脱氮[J]. 环境科学, 2009, 30(3): 815-821. WANG Huan, PEI Wei-zheng, LI Xu-dong, et al. Removing nitrogen from Low-C/N-piggery-wastewater using shortcut nitrification/denitrification-ANAMMOX[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(3): 815-821.
- [16] Sun H, Peng Y, Wang S, et al. Achieving nitrification at low temperatures using free ammonia inhibition on nitrobacter and real-time control in an SBR treating landfill leachate[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 30: 157-163.
- [17] Miao Y, Zhang L, Yang Y, et al. Start-up of single-stage partial nitrification-anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 218: 771-779.
- [18] Khin T, Annachatre A P. Novel microbial nitrogen removal processes[J]. *Biotechnology Advances*, 2004, 22(7): 519-532.
- [19] 高大文, 彭永臻, 郑庆柱. SBR 工艺中短程硝化反硝化的过程控制[J]. 中国给水排水, 2002, 18: 13-18. GAO Da-wen, PENG Yong-zhen, ZHENG Qing-zhu. Process control of shortcut nitrification-denitrification in sequencing batch reactor process[J]. *China Water & Wastewater*, 2002, 18: 13-18.
- [20] Gu S, Wang S, Yang Q, et al. Startup partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112: 34-41.
- [21] 吴丹. 不同曝气方式下短程硝化反硝化工艺特性研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2012. WU Dan. Study on shortcut nitrification-denitrification under different aeration methods[D]. Chongqing: Chongqing University, 2012.
- [22] Peng Y Z, Chen Y, Peng C Y, et al. Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater[J]. *Water Science and Technology*, 2004, 50(10): 35-43.
- [23] Kim D J, Lee D I, Jürg Keller. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(3): 459-468.
- [24] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of Nitrosomonas and Nitrobacter[J]. *Water Science and Technology*, 2007, 56(7): 89-97.
- [25] 赵晴, 周浩, 吕慧, 等. AO-SBR 短程硝化反硝化垃圾渗滤液预处理中试应用[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5): 545-552. ZHAO Qing, ZHOU Hao, LÜ Hui, et al. Pilot-scale AO-SBR of partial nitrification-denitrification process for landfill leachate pretreatment[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(5): 545-552.
- [26] 穆剑楠. 基于 DO 与 ORP 短程硝化反硝化 SBR 实时控制研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2019. MU Jian-nan. The study of nitrification-denitrification SBR real time control based on DO and ORP[D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2019.
- [27] Blackburne R, Yuan Z, Jürg Keller. Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. *Water Research*, 2008, 42(8/9): 2166-2176.
- [28] 刘向阳, 张千, 吴恒, 等. HN-AD 菌生物强化接触氧化工艺处理猪场沼液[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2349-2356. LIU Xiang-yang, ZHANG Qian, WU Heng, et al. Treatment of piggery biogas slurry by enhanced biological contact oxidation with HN-AD bacteria[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2349-2356.
- [29] 谭周亮, 杨俊仕, 李旭东. 微生物菌剂强化处理炼油废水的中试研究[J]. 水处理技术, 2007(2): 67-70. TAN Zhou-liang, YANG Jun-shi, LI Xu-dong. Pilot scale research on oil refinery wastewater treat-

- ment by microorganism agent[J]. *Technology of Water Treatment*, 2007 (2):67-70.
- [30] 彭小明, 谢翼飞, 王桢, 等. 生物强化技术应急处理苯胺泄漏事故[J]. 环境工程学报, 2013, 7(1):14-18. PENG Xiao-ming, XIE Yi-fei, WANG Zhen, et al. Bioaugmentation technology for emergency treatment of aniline leakage accidents[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(1):14-18.
- [31] 陈茂霞. 硝化菌群低温胁迫响应机制及应用研究[D]北京:中国科学院大学, 2015. CHEN Mao-xia. Response mechanism and application of nitrifying bacteria to low temperature stress[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015.
- [32] 张玉芹, 刘开启, 王革, 等. 反硝化细菌的筛选及培养条件的研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(1):165-168. ZHANG Yu-qin, LIU Kai-qi, WANG Ge, et al. Screening of denitrifying bacteria and determination of the culture conditions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(1):165-168.
- [33] Chen M, Wang W, Feng Y, et al. Impact resistance of different factors on ammonia removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium *Aeromonas* sp. HN-02[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 167:456-461.
- [34] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 四版. 北京:中国环境科学出版社, 2002:701-705. State Environmental Protection Administration. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater[M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:701-705.
- [35] 奚邑立, 孙裕生, 刘秀英. 环境监测[M]. 二版. 北京:高等教育出版社, 1996:219. XI Yi-li, SUN Yu-sheng, LIU Xiu-ying. Environmental monitoring[M]. 2nd Ed. Beijing: Higher Education Press, 1996:219.
- [36] 陈晓轩, 刘春, 杨景亮, 等. 短程硝化启动运行中功能菌群变化研究[J]. 微生物学通报, 2012, 39(5):597-605. CHEN Xiao-xuan, LIU Chun, YANG Jing-liang, et al. Variation of functional bacteria during start-up and operation of partial nitrification process[J]. *Microbiology China*, 2012, 39(5):597-605.
- [37] 张昭, 李冬, 仲航, 等. 常温下低氨氮污水的短程硝化启动研究[J]. 中国给水排水, 2012, 28(9):35-39. ZHANG Zhao, LI Dong, ZHONG Hang, et al. Start-up experiment of shortcut nitrification for low ammonia nitrogen wastewater at room temperature[J]. *China Water & Wastewater*, 2012, 28(9):35-39.
- [38] 郭乐乐. 发酵玉米秸秆营养成分分析及其对鸡饲喂效果的研究[D]. 保定:河北农业大学, 2013. GUO Le-le. Analysis of fermented corn stalks nutrients and study effects of its chicks feeding[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2013.
- [39] 刘波, 黄慧艳, 余洪波, 等. 木质纤维素种类对白腐菌降解选择性的影响[J]. 中南林业科技大学学报, 2012, 32(8):108-111. LIU Bo, HUANG Hui-yan, YU Hong-bo, et al. Effects of lignocellulose species on selective lignin-degrading ability of white rot fungus[J]. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2012, 32(8):108-111.
- [40] Kerem Z, Friesem D, Hadar Y. Lignocellulose degradation during solid-state fermentation; *Pleurotus ostreatus* versus *Phanerochaete chrysosporium*[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, 58(4):1121-1127.
- [41] 吴昌永. A2/O工艺脱氮除磷及其优化控制的研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2010. WU Chang-yong. Optimization of biological nitrogen and phosphorus removal in A2/O wastewater treatment process[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010.
- [42] 卢阳阳. 生活污水同步硝化反硝化脱氮研究[D]. 北京:北京交通大学, 2013. LU Yang-yang. The study on simultaneous nitrification and denitrification of domestic sewage[D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2013.
- [43] 陈旭. 生物膜法短程硝化反硝化脱氮的研究[D]. 南京:南京理工大学, 2008. CHEN Xu. Study on the denitrification and denitrification by biofilm[D]. Nanjing: Nanjing University of Science and Technology, 2008.
- [44] 赵明. A/O-MBR工艺处理养猪沼液的研究[J]. 工业水处理, 2012, 32(8):27-29. ZHAO Ming. A/O-MBR process for treating digested piggery wastewater[J]. *Industrial Water Treatment*, 2012, 32(8):27-29.
- [45] Hou J, Xia L, Ma T, et al. Achieving short-cut nitrification and denitrification in modified intermittently aerated constructed wetland[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 232:10-17.
- [46] 潘松青, 徐颖, 吴杰, 等. A/O生物膜-活性污泥复合工艺处理养猪场沼液研究[J]. 中国沼气, 2016, 34(4):19-24. PAN Song-qing, XU Ying, WU Jie, et al. A lab-experiment on treatment of piggery biogas slurry by combined biofilm and activated sludge A/O process[J]. *China Biogas*, 2016, 34(4):19-24.