

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.19.019

基于厌氧氨氧化的AO-MBR工艺处理猪场污水中试

郑蕊^{1,2}, 王悦¹, 张韫², 隋倩雯³

(1. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所 农业农村部设施农业节能与废弃物处理重点实验室, 北京 100081; 2. 安平县弘嘉环保技术有限公司, 河北 衡水 053600; 3. 中国科学院生态环境研究中心 水污染控制实验室, 北京 100085)

摘要: 由于消纳农田有限, 畜禽养殖污水无害化处理成为亟须解决的难题。为此, 开发了一种一体式污水高效处理中试装置, 采用AO-MBR组合工艺实现了碳、氮污染物的高效去除。在AO工艺中, 通过一体式亚硝化-厌氧氨氧化反应实现了低碳氮比(COD/TN=1.71)沼液的高效脱氮, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率分别达到93%和88%; 随着进水COD/TN从1.71升至3.34, 同时受低温影响, 厌氧氨氧化细菌活性降低了约50%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率逐步降低。后续的MBR作为水质保障技术进一步削减污染物, AO-MBR组合工艺对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除率分别达到79%~81%、97%~99%和81%~89%, 保证了污染物的稳定去除。尽管厌氧氨氧化菌(*Ca. Brocadia*和*Ca. Kuenenia*)相对丰度从2.1%降至0.3%, 但仍能维持较高的脱氮活性[0.14 kgN/(kgMLVSS·d)]。另外, 随着进水COD的增加, 异养菌(*Truepera*、*Denitratisoma*、*Limnobacter*和*Thiobacillus*)得到富集。该猪场污水处理中试装置可耐受水质波动和低温影响。

关键词: 猪场污水; 厌氧氨氧化; 膜生物反应器; 高效脱氮; 一体化装置

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)19-0133-08

Pilot-scale Testing of Anammox-oriented AO-MBR Process for Treatment of Swine Wastewater

ZHENG Rui^{1,2}, WANG Yue¹, ZHANG Yun², SUI Qian-wen³

(1. Key Laboratory of Energy Conservation & Waste Management of Agriculture Structures <Ministry of Agriculture and Rural Affairs>, Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2. Anping Hongjia Environmental Protection Technology Co. Ltd., Hengshui 053600, China; 3. Laboratory of Water Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Due to the limited availability of farmland for wastewater disposal, the harmless treatment of livestock and poultry breeding wastewater has become an urgent issue that requires immediate attention. To address this challenge, a pilot-scale integrated high-efficiency wastewater treatment system was developed, employing the AO-MBR combined process to achieve effective removal of carbon- and nitrogen-based pollutants. In the AO process, efficient denitrification of biogas slurry with a low carbon-to-nitrogen ratio (COD/TN of 1.71) was achieved through a combined partial nitrification-

基金项目: 国家生猪产业技术体系项目(CARS-35); 中国科学院青年创新促进会项目(2021042)

通信作者: 隋倩雯 E-mail: qwsui@rcees.ac.cn

Anammox reaction, with $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN removal efficiencies reaching 93% and 88%, respectively. When the influent COD/TN ratio increased from 1.71 to 3.34, and under the influence of low temperature, the activity of Anammox bacteria decreased by approximately 50%, leading to a gradual decline in the removal efficiencies of both $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN. The subsequent MBR, serving as a water quality assurance technology, further reduced residual pollutants. The AO-MBR combined process achieved removal efficiencies ranging from 79% to 81% for COD, 97% to 99% for $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and 81% to 89% for TN, thereby ensuring consistent and effective pollutants removal. Although the relative abundance of Anammox bacteria, including *Ca. Brocadia* and *Ca. Kuenenia*, decreased from 2.1% to 0.3%, these microbial populations still exhibited a considerable level of denitrification activity, maintaining a rate of 0.14 kgN/(kgMLVSS·d). Furthermore, an increase in influent COD led to the enrichment of heterotrophic bacterial genera such as *Truepera*, *Denitratisoma*, *Limnobacter*, and *Thiobacillus*. The pilot-scale wastewater treatment system implemented at this swine farm demonstrated resilience to variations in influent quality and could effectively operate under low-temperature conditions.

Key words: swine wastewater; Anammox; membrane bioreactor; high-efficient nitrogen removal; integrated device

畜牧业是我国农业的支柱产业,随着畜禽规模化养殖水平逐步提升,由畜禽养殖高度集约化带来的环境问题日益突出。畜禽粪污经厌氧消化处理后产生大量沼液,种养结合是一种常用的处理方式,但由于受纳农田有限、养殖规模化程度高等因素,需要寻求有效的沼液处理技术。畜禽养殖场沼液具有高氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为600~2 000 mg/L)、低碳氮比(COD/TN<3)、可生化性差($\text{BOD}_5/\text{COD}<0.3$)、成分复杂、水质波动大等特点,且冬季低温会影响生物反应活性,因此对生物脱氮和工艺稳定性提出了更高的要求^[1-2]。

厌氧氨氧化(Anammox)技术以氨氮为电子供体、亚硝酸盐为电子受体反应生成氮气,适用于处理高氨氮、低碳氮比废水,具有无需外加碳源、反应速度快、污泥产量低等优点^[3]。部分猪场污水处理工程中发现了厌氧氨氧化细菌(AnAOB)自富集现象^[4],如何调试并发挥厌氧氨氧化作用成为需要解决的工程问题。Chen等^[5]通过调控曝气并逐步降低外加碳源量,在连续流改良厌氧/缺氧/好氧工艺处理猪场沼液的工程中实现了厌氧氨氧化脱氮,TN去除率达到83%;Wang等^[6]在福建某猪场沼液处理工程中(水温为22~28℃)发现厌氧氨氧化脱氮负荷为38.1 gN/(m³·d),TN去除贡献率为40%。另有研究发现,较高的有机物、溶解氧和亚硝酸盐浓度对AnAOB具有抑制作用^[7],且低温(10~15℃)条件下

AnAOB活性会显著降低^[8]。而针对水质、温度波动对厌氧氨氧化活性影响的研究大多在小试装置中开展模拟试验^[9],缺乏实际污水、工程规模的试验数据。因此,针对畜禽养殖污水水质和温度波动等复杂条件,如何应用厌氧氨氧化技术提升脱氮性能并保障出水水质,是当前工程应用难题,需要开发相应组合工艺与配套设备。

针对猪场沼液低碳氮比、高氨氮的水质特点,为进一步寻求高效低耗的工艺解决路线,笔者构建了一体式污水高效处理装置,由缺氧/好氧(AO)工艺和MBR深度处理工艺组成。其中,AO工艺中形成以厌氧氨氧化为核心的复合生物脱氮过程,MBR则为保障出水水质的深度处理技术。重点考察了在猪场沼液水质和温度波动条件下,AO-MBR组合工艺对碳、氮污染物的转化与去除效果,并利用高通量测序技术探究了微生物群落结构和功能微生物的作用机制,以期为规模化畜禽养殖污水的高效脱氮提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验装置与工艺流程

一体式装置的工艺流程如图1所示。主反应区采用AO工艺,其中A区尺寸为1 m×1 m×2.2 m、O区尺寸为3 m×2 m×2.2 m,总有效容积为14 m³,进水量约为4~5 m³/d,HRT为2.8~3.5 d,进水COD和氨氮负荷分别为1.00~1.50 kgCOD/(m³·d)和0.25~

0.30 kgN/(m³·d)。各反应池中部设置搅拌器,O区底部设置微孔曝气系统,O区DO控制在0.2~0.3 mg/L;通过气提实现O区末端至A区的混合液回流,回流比为150%~200%,由二沉池至A池前端的污泥回流比为100%~150%。

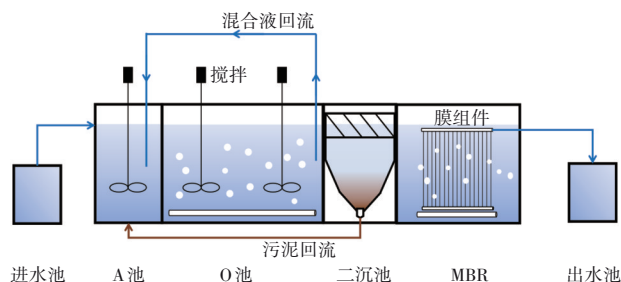


图1 一体式污水高效处理装置工艺流程示意

Fig.1 Process flow of the integrated high-efficiency wastewater treatment device

为实现碳、氮污染物的进一步削减,采用浸没式MBR作为深度处理工艺,池体尺寸为2 m×1 m×2.2 m,有效容积为4 m³,采用PVDF中空纤维膜组

件,膜面积为80 m²,通量为3~5 L/(m²·h)。产水泵抽吸间隔为运行9 min、停1 min。当产水泵抽吸负压达到-30 kPa时,采用化学药剂(2%柠檬酸)浸泡方式对膜组件进行清洗,膜组件下部穿孔管曝气5 min、停30 min,维持6 h。

1.2 接种污泥

装置接种污泥为具有一定厌氧氨氧化活性的絮体污泥,AO各分区接种污泥一致。接种后系统污泥浓度为2 860 mg/L,厌氧氨氧化活性为0.29 kgN/(kgMLVSS·d),氨氧化细菌(AOB)活性为0.58 kgN/(kgMLVSS·d),亚硝酸盐氧化细菌(NO₂-N)活性为0.08 kgN/(kgMLVSS·d)。

1.3 试验用水与试验设计

试验用水为河北省衡水市某猪场沼液,未进行水质调控。试验共运行171 d(11月—次年4月,为冬季低温期),试验根据进水水质不同分为3个阶段,3个阶段的进水C/N均值分别为1.70、2.67和3.34,具体水质指标如表1所示。

表1 进水水质

Tab.1 Influent quality

项目	时间/d	水温/℃	COD/(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	C/N值
阶段1	1~39	23.4±1.1	1 243±195	719±78	907±115	20±14	1.71±0.24
阶段2	40~109	19.7±2.7	1 495±568	531±184	738±244	14±3	2.67±0.29
阶段3	110~171	22.8±1.9	1 915±360	565±86	802±75	13±3	3.34±0.59

1.4 水质分析方法

试验过程中每天上午08:00采集进水、二沉池出水和MBR出水各500 mL,用于水质指标的检测,各项水质指标均参照国家标准方法进行测定。其中,NH₄⁺-N采用纳氏试剂分光光度法测定,NO₂⁻-N采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定,NO₃⁻-N采用紫外分光光度法测定,TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,TP采用钼酸铵分光光度法测定,COD采用重铬酸钾法测定。

NO₂⁻-N的积累率(NAR)和硝酸盐产生比例(ΔNO₃⁻-N/ΔNH₄⁺-N)计算公式如下:

$$NAR = \frac{NO_2^- - N_{eff}}{NO_2^- - N_{eff} + NO_3^- - N_{eff}} \quad (1)$$

$$\Delta NO_3^- - N / \Delta NH_4^+ - N = \frac{NO_3^- - N_{eff} - NO_3^- - N_{in}}{NH_4^+ - N_{in} - NH_4^+ - N_{eff}} \quad (2)$$

式中:NO₃⁻-N_{eff}、NO₂⁻-N_{eff}、NH₄⁺-N_{eff}分别为出水硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、氨氮浓度,mg/L;NO₃⁻-N_{in}、

NH₄⁺-N_{in}分别为进水硝酸盐氮、氨氮浓度,mg/L。

1.5 典型功能微生物的活性测定

AOB和NOB活性采用离线方式测定。取混合液约1 000 mL,在有效容积为2 L烧杯中,短时间充分曝气使DO快速提升至4 mg/L以上,开始计时。控制DO>4 mg/L、温度为37℃、pH约为7.5~8.0、初始氨氮浓度>100 mg/L,进行AOB、NOB活性测定试验,每隔20 min取样一次,试验共进行2 h,共计7个水样。对水样进行“三氮”浓度测定,根据氨氮随时间的减少量计算AOB反应速率,根据硝酸盐随时间的产生量计算NOB反应速率^[10]。

AnAOB活性也采用离线方式测定。在混合均匀状态下,取反应器内活性污泥100 mL,控制搅拌转速为100~120 r/min、温度为35℃,在氨氮过量(NH₄⁺-N>50 mg/L)情况下,加入亚硝酸盐氮储备液使NO₂⁻-N初始浓度在30 mg/L,等时间间隔取样5~10次,测定“三氮”浓度变化,绘制“三氮”浓度随时间的变化曲线,在此基础上计算厌氧氨氧化脱氮

速率^[10]。

1.6 DNA提取与微生物群落测定

在试验各阶段采集1~2个典型污泥样品,采样间隔为20~30 d。对接种污泥及运行第7、30、105、134和163天的反应器内混合液进行采样,污泥样品分别记作D0、D7、D30、D105、D134和D163。采用FastDNA® SPIN Kit for soil (MP Biomedicals, Santa Ana, CA)试剂盒提取污泥样品的DNA,然后采用Nanodrop分光光度计测定DNA浓度和质量^[7]。对提取的DNA样品进行515F/806R扩增,并对扩增子进行高通量测序。微生物群落结构采用QIIME2流程分析,采用最小样本序列数抽平后每个样品中含有41 981条clean reads,样品中的ASV数量为881~1 347个,采用silva138/16s_bacteria数据库进行分类学比对。

2 结果与讨论

2.1 碳、氮污染物的去除效果

2.1.1 COD去除效果

各阶段进水、二沉池出水和MBR出水COD浓度如图2所示。

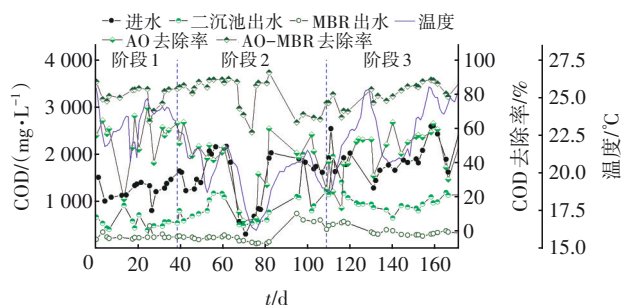


图2 AO-MBR组合工艺对COD的去除效果

Fig.2 Removal efficiency of COD in AO-MBR combined process

3个阶段的进水COD浓度整体上呈逐步升高的趋势,二沉池出水COD浓度亦逐步升高,在阶段1~3平均浓度分别为544、876和1 027 mg/L,AO工艺对COD的平均去除率分别为56%、41%和46%,AO工艺对COD的去除效果受进水水质波动影响较大。然而,3个阶段MBR出水COD平均浓度分别为259、280和374 mg/L,AO-MBR组合工艺对COD的平均去除率分别为79%、81%和80%。尽管AO出水COD浓度变化幅度较大,但AO-MBR组合工艺可维持稳定的COD去除率。杨培媛^[11]采用MBR处理奶牛场养殖污水时,在进水COD浓度为7 135~7 860

mg/L条件下,出水COD浓度为(357±53) mg/L,与本研究结果相当,表明MBR可维持较高的COD去除率。值得注意的是,由于猪场沼液中含有大量腐殖质等物质^[12],MBR出水COD浓度仍较高。

2.1.2 氨氮和TN去除效果

AO-MBR组合工艺对 NH_4^+-N 和TN的去除效果如图3所示。阶段1进水 NH_4^+-N 和TN浓度高于阶段2和3,阶段1进水COD/TN均值仅为1.71,AO工艺对 NH_4^+-N 和TN的平均去除率分别为93%和88%。Sui等^[13]分别通过硝化-反硝化和短程硝化-反硝化处理猪场污水,当进水COD/TN分别为8.81和6.95时,TN去除率分别为94%和93%。随着进水碳氮比的降低,反硝化碳源不足是限制总氮去除的主要因素。

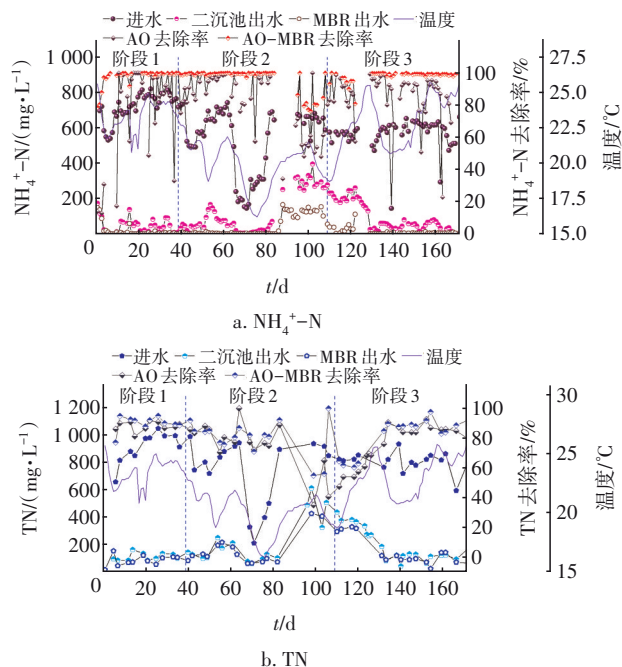


图3 AO-MBR组合工艺对 NH_4^+-N 和TN的去除效果

Fig.3 Removal efficiency of NH_4^+-N and TN in AO-MBR combined process

如图4所示,在阶段1,AOB和AnAOB活性均值分别为0.60和0.30 $\text{kgN}/(\text{kgMLVSS}\cdot\text{d})$,远高于NOB活性均值 $[0.01 \text{ kgN}/(\text{kgMLVSS}\cdot\text{d})]$,因此 NH_4^+-N 和TN的去除是通过亚硝化-厌氧氨氧化(PN/A)反应实现的。如图5所示,在阶段1,NAR平均值维持在14%左右。基于PN/A工艺,高氨氮、低碳氮比污水可实现高效脱氮,且 $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 逐步降低,均值为1.44%,表明存在反硝化反应。PN/A的理论硝酸盐产生比例为11%^[3],通过混合液

回流,在缺氧池中发生反硝化反应,降低了硝酸盐浓度。经后续的MBR处理后,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN浓度进一步降低。MBR中DO浓度在4.0~5.0 mg/L,较高的DO使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进一步被氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,而MBR可能通过截留部分有机氮而使出水TN浓度略有削减。

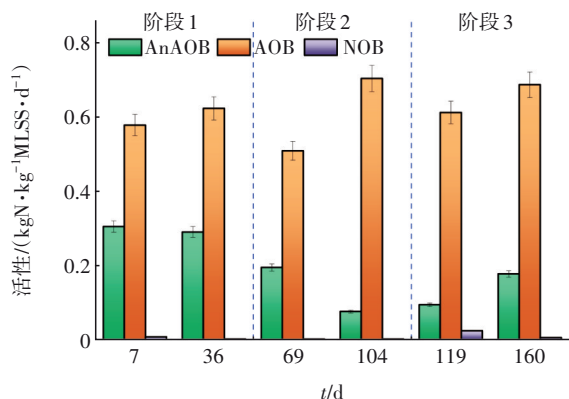


图4 AnAOB、AOB、NOB活性

Fig.4 Activities of anaerobic ammonia-oxidizing bacteria, ammonia-oxidizing bacteria, and nitrite-oxidizing bacteria

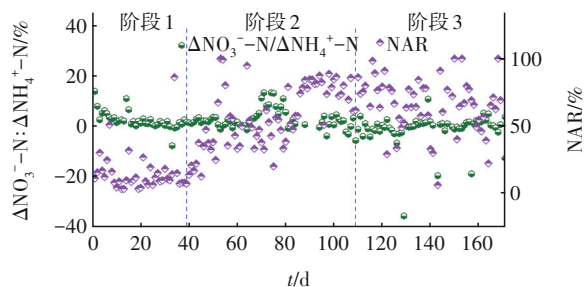


图5 不同阶段 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累率和硝酸盐产生比例

Fig.5 Accumulation rate of $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and nitrate production ratio at different stages

在阶段2,进水C/N均值升至2.67,在第66~72天存在进水浓度骤降的情况,同时伴随低温(约16℃),尽管AO工艺的COD去除率降低,但 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除率维持在较高水平,且后续的MBR工艺进一步保证了系统氮素的稳定去除。在第84~110天存在低温和运行管理疏忽等问题,导致AO工艺出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN浓度升高,但后续的MBR工艺可以进一步去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN。在阶段2,由于进水C/N值升高、温度降低,可能对AnAOB产生了抑制作用,NAR均值升至46%(见图5)。如图4所示,AnAOB活性在第104天明显下降至0.08 kgN/(kgMLVSS·d),而AOB活性较稳定,维持在0.7 kgN/(kgMLVSS·d),进而导致二沉池中亚硝酸盐的积累。

AnAOB活性受低温影响显著^[9],当温度从30℃降至20和10℃时,AnAOB活性可分别降至原活性的39%和14%^[14]。有机物是抑制AnAOB活性的另一重要因素,有研究发现,当养殖污水COD浓度从121 mg/L升至290 mg/L时,AnAOB活性受到抑制,异养微生物大量增殖^[15]。有机物可能通过抑制 NH_4^+ 和 NO_2^- 的跨膜传输以及联氨合成酶(HZS)表达对AnAOB产生抑制作用^[16]。在阶段2,AO工艺的硝酸盐产生比例($\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$)为3.27%,表明在该阶段反硝化反应仍较为显著。

在阶段3,进水C/N均值进一步升至3.34,在第110天仍存在低温现象,随着温度逐渐升高至20℃,脱氮活性逐步恢复(见图4)。在该阶段,AnAOB活性从0.09 kgN/(kgMLVSS·d)升高至0.18 kgN/(kgMLVSS·d),AOB活性从0.61 kgN/(kgMLVSS·d)升至0.69 kgN/(kgMLVSS·d),表明温度可能是影响AnAOB和AOB活性的更重要因素。Lotti等^[9]研究发现,温度从10℃升至15℃后,Anammox活性得到恢复,但长时间维持10℃会导致AnAOB活性不可逆性地降低。在阶段3,AO工艺和AO-MBR组合工艺的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率分别为86%和99%,TN去除率分别为74%和81%,从图3可以看出,AO工艺出水水质波动大,这主要受进水水质、温度、运行调控等因素的影响;而MBR出水水质稳定性高,是一种有效的水质保障工艺。

随着进水C/N值的升高,MBR对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除贡献逐步升高。在阶段2,MBR对COD的去除贡献高于阶段1和3,可能与该阶段水质波动大等因素有关。对不同进水C/N值条件下,AO工艺和AO-MBR组合工艺的污染物去除率进行了分析,结果如图6所示(图中条带为95%置信区间)。随C/N值的升高,AO工艺对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率降低,而COD和TN去除率在C/N值为3时最低。由于AOB和AnAOB是自养微生物,进水有机物浓度升高对其有抑制作用^[9]。当C/N值升高时,反硝化反应增强,可提升对COD和TN的去除率,而较低的C/N值(如小于1.5)条件下PN/A占主导作用^[17],亦可实现较高的COD和TN去除率。而AO-MBR组合工艺在不同C/N值条件下均能维持较为稳定的COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率。在AO工艺后续设置MBR工艺,可保证出水水质稳定,降低因自养和异养功能微生物活性及群落变化而导致的出水水质波动。

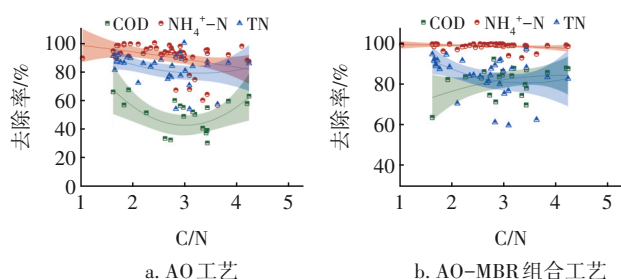


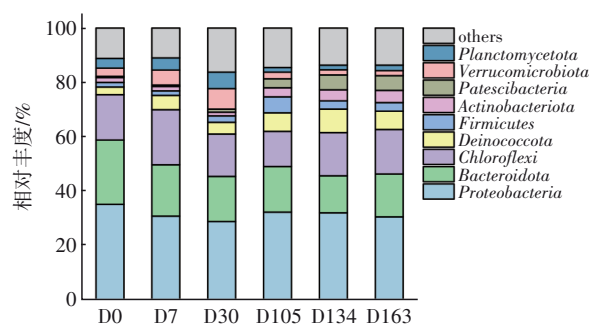
图6 不同C/N条件下AO工艺和AO-MBR组合工艺的COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率及其非线性拟合曲线

Fig.6 COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN removal rates and their nonlinear fitting curves for AO process and AO-MBR combined process under different C/N conditions

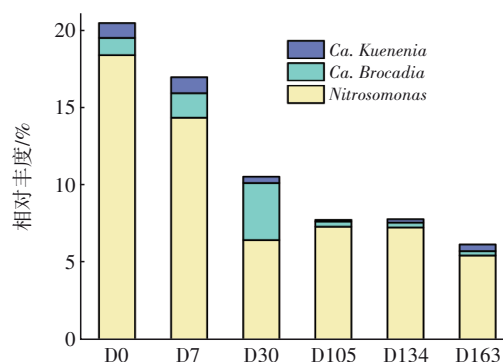
2.2 微生物群落结构变化

AO反应池中微生物群落分布情况见图7。由图7(a)可知,在门水平上, *Proteobacteria*、*Bacteroidota*、*Chloroflexi*、*Deinococcota*、*Firmicutes*、*Planctomycetota* 为主要的菌门。Chen等^[5]在处理猪场沼液的活性污泥系统中检测到的优势菌门为 *Proteobacteria*、*Bacteroidota*、*Chloroflexi*、*Firmicutes*、*Planctomycetota* 等,与本研究结果相似。其中, *Planctomycetota* 相对丰度平均为3.3%,且其相对丰度在试验后期逐步降低。

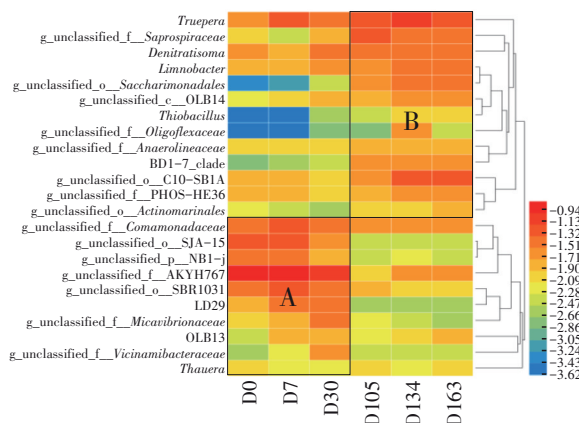
PN/A的典型功能微生物AOB和AnAOB的相对丰度如图7(b)所示。经高通量测序检测到的典型AOB和AnAOB分别为 *Nitrosomonas* 及 *Ca. Brocadia* 和 *Ca. Kuenenia*。已有的研究指出, *Ca. Kuenenia* 大多在高浓度底物条件下出现,而 *Ca. Brocadia* 的底物亲和力强,适于低氨氮浓度环境^[18-19]。在处理猪场污水时底物浓度较高,反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度普遍维持在较高浓度,且存在一定的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累现象,因此该底物条件适于 *Ca. Kuenenia* 富集。本研究中存在 *Ca. Brocadia* 和 *Ca. Kuenenia* 同时富集现象,这表明两种AnAOB协同参与氮转化过程。NOB如 *Nitrospira* 的相对丰度仅为0.033%,丰度极低。在D0和D7样品中, *Nitrosomonas* 的相对丰度分别为18.4%和14.4%,随着试验的进行,最终维持在6.6%左右。从接种污泥(D0)至阶段2(D105)AnAOB相对丰度从2.1%降至0.3%,表明进水有机物、低温等因素对AnAOB具有抑制作用。尽管AnAOB的相对丰度降低了86%,但其活性均值仍能维持为0.14 kgN/(kgMLVSS·d)(约为原活性的50%),表明AnAOB尽管丰度较低,但仍能维持较好的脱氮效果^[20]。



a. 门水平微生物相对丰度



b. 典型自养微生物相对丰度



c. 典型异养菌微生物分布热图(丰度数据经lg转化)

图7 微生物群落演替

Fig.7 Microbial community succession

样品中高丰度的异养微生物分布如图7(c)所示。不同阶段富集的异养菌分为两类,区域A为阶段1富集的异养菌,区域B为阶段2和3富集的异养菌。随着试验的进行,异养菌种类发生了较大变化。阶段1中富集的异养菌主要为 *Thauera*、*OLB13* 和 *LD29*,以及部分属水平未分类的菌属。 *Thauera* 是污水处理过程中常见的异养反硝化菌,在低碳氮比条件下可发生部分反硝化反应($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$),为厌氧氨氧化提供底物 NO_2^- ^[21]。Zhang等^[22]通过宏基

因组解析了 *Thauera* 与 AnAOB 的协作关系。阶段 2 和 3 中富集的异养菌主要为 *Truepera*、*Denitratisoma*、*Limnobacter* 和 *Thiobacillus*。随着进水 C/N 值的增加,这些微生物大量富集。*Truepera* 与 *Ca. Kuenenia* 在氮肥加工废水和垃圾渗滤液等高浓度污水处理中协同发生脱氮反应^[23]。*Denitratisoma* 为典型的异养反硝化菌,可在低温条件下发生反硝化反应^[24],大量文献报道其与 AnAOB 共同参与脱氮反应^[25]。*Limnobacter* 作为异养菌对有机物进行降解并防止 AnAOB 受到有机物抑制^[26]。*Thiobacillus* 作为典型硫自养反硝化功能微生物,可以氧化沼液中的 S^{2-} 并协同发生反硝化反应,从而提升 TN 去除率^[27]。

3 结论

① 随着猪场沼液的 C/N 均值从 1.71 提高至 3.34,同时受低温的影响,AO 工艺对 COD、 NH_4^+-N 和 TN 的去除效果受到影响,AnAOB 活性大幅降低。后续采用 MBR 作为深度处理工艺,AO-MBR 组合工艺可实现稳定的 COD、 NH_4^+-N 和 TN 去除效果。

② 当温度从 16 °C 升高至 20 °C 时,AnAOB 活性从 0.09 kgN/(kgMLVSS·d) 升高至 0.18 kgN/(kgMLVSS·d),AO 工艺的 NH_4^+-N 和 TN 去除效率快速恢复。反应器中厌氧氨氧化菌(*Ca. Brocadia* 和 *Ca. Kuenenia*)和异养菌(*Truepera*、*Denitratisoma*、*Limnobacter* 和 *Thiobacillus*)发生了协同脱氮反应。

参考文献:

- [1] SUI Q W, LIU C, DONG H M, *et al.* Effect of ammonium nitrogen concentration on the ammonia-oxidizing bacteria community in a membrane bioreactor for the treatment of anaerobically digested swine wastewater [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2014, 118: 277-283.
- [2] TANG H, MA Z, QIN Y, *et al.* Pilot-scale study of step-feed anaerobic coupled four-stage micro-oxygen gradient aeration process for treating digested swine wastewater with low carbon/nitrogen ratios [J]. *Bioresource Technology*, 2023, 380: 129087.
- [3] SLIEKERS A O, DERWORT N, CAMPOS-GOMEZ J L, *et al.* Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor [J]. *Water Research*, 2002, 36(10): 2475-2482.
- [4] SUTO R, ISHIMOTO C, CHIKYU M, *et al.* Anammox biofilm in activated sludge swine wastewater treatment plants [J]. *Chemosphere*, 2017, 167: 300-307.
- [5] CHEN Y L, ZHENG R, SUI Q W, *et al.* Coupling anammox with denitrification in a full-scale combined biological nitrogen removal process for swine wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 329: 124906.
- [6] WANG X J, YANG R L, ZHANG Z J, *et al.* Mass balance and bacterial characteristics in an in-situ full-scale swine wastewater treatment system occurring anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 292: 122005.
- [7] SUI Q W, ZHENG R, ZHANG J Y, *et al.* Successful enrichment of anammox consortium in a single-stage reactor at full-scale: the difference in response of functional genes and transcriptional expressions [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 426: 121935.
- [8] LOTTI T, KLEETEBEZEM R, HU Z, *et al.* Simultaneous partial nitrification and anammox at low temperature with granular sludge [J]. *Water Research*, 2014, 66: 111-121.
- [9] LOTTI T, KLEETEBEZEM R, LOOSDRECHT M C M. Effect of temperature change on anammox activity [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015, 112: 98-103.
- [10] ZUO F M, SUI Q W, ZHENG R, *et al.* In situ startup of a full-scale combined partial nitrification and anammox process treating swine digestate by regulation of nitrite and dissolved oxygen [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 315: 123837.
- [11] 杨培媛. 膜生物反应器处理奶牛场污水效果研究 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2019.
- YANG Peiyuan. The Performance of Membrane Bioreactor Treating Wastewater from Dairy Farm [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2019 (in Chinese).
- [12] QI B F, JIANG X M, WANG H, *et al.* Resource recovery from liquid digestate of swine wastewater by an ultrafiltration membrane bioreactor (UF-MBR) and reverse osmosis (RO) process [J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2021, 24: 101830.
- [13] SUI Q W, JIANG C, YU D W, *et al.* Performance of a sequencing-batch membrane bioreactor (SMBR) with an automatic control strategy treating high-strength swine wastewater [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 342: 210-219.
- [14] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J].

- Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65 (7): 3248-3250.
- [15] MOLINUEVO B, GARCIA M C, KARAKASHEV D, *et al.* Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: effect of organic matter content on process performance [J]. Bioresource Technology, 2009, 100 (7): 2171-2175.
- [16] LI X C, DU R, ZHANG J W, *et al.* Individual and combined effect of humic acid and fulvic acid on distinct anammox-based systems: inhibition and resistance [J]. Chemical Engineering Journal, 2022, 444: 136547.
- [17] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, *et al.* Full-scale partial nitrification anammox experiences—an application survey [J]. Water Research, 2014, 55: 292-303.
- [18] ZHANG L, NARITA Y, GAO L, *et al.* Microbial competition among anammox bacteria in nitrite-limited bioreactors[J]. Water Research, 2017, 125: 249-258.
- [19] OSHIKI M, ALI M, SHINYAKO-HATA K, *et al.* Hydroxylamine-dependent anaerobic ammonium oxidation (anammox) by “*Candidatus Brocadia sinica*” [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18(9):3133-3143.
- [20] ZHAO Y, LI J, LIU Q, *et al.* Fast start-up and stable operation of mainstream anammox without inoculation in an A²/O process treating low COD/N real municipal wastewater [J]. Water Research, 2023, 231: 119598.
- [21] SHI L L, DU R, PENG Y Z. Achieving partial denitrification using carbon sources in domestic wastewater with waste-activated sludge as inoculum [J]. Bioresource Technology, 2019, 283: 18-27.
- [22] ZHANG Z Z, ZHANG Y, CHEN Y G. Comparative metagenomic and metatranscriptomic analyses reveal the functional species and metabolic characteristics of an enriched denitrification community [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54: 14312-14321.
- [23] WEN P, HUANG Y Y, QIU Z P, *et al.* Microbial response during treatment of different types of landfill leachate in a semi-aerobic aged refuse biofilter [J]. Chemosphere, 2021, 262: 127822.
- [24] YUAN H Y, LI Y L, ZHANG X Y, *et al.* Alteration of denitrifying microbial communities by redox mediators available at low temperature [J]. Water Science & Technology, 2019, 79: 1253-1262.
- [25] ZHANG L, WANG Y P, SOSA S, *et al.* Effect of fulvic acid on bioreactor performance and on microbial populations within the anammox process [J]. Bioresource Technology, 2020, 318: 124094.
- [26] WANG C, LIU S T, XU X C, *et al.* Achieving mainstream nitrogen removal through simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification process in an integrated fixed film activated sludge reactor [J]. Chemosphere, 2018, 203: 457-466.
- [27] WANG L, WEI B P, CHEN Z A, *et al.* Effect of inoculum and sulfide type on simultaneous hydrogen sulfide removal from biogas and nitrogen removal from swine slurry and microbial mechanism [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, 99: 10793-10803.

作者简介:郑蕊(1987-),女,河北衡水人,硕士,工程师,主要研究方向为水污染治理技术。

E-mail:448064136@qq.com

收稿日期:2024-02-13

修回日期:2024-03-15

(编辑:刘贵春)

统筹水资源、水环境、 水生态治理,深入推进长江、 黄河等大江大河和重要湖泊治理