

A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液对比研究

蔡英英, 韩志刚, 邓良伟, 王文国

引用本文:

蔡英英, 韩志刚, 邓良伟, 王文国. A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液对比研究[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41(3): 648-657.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0895>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

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>

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

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1062-1070 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1323>

利用藻菌共生体系强化养猪废水厌氧消化液培养微藻

钱锐, 刘辉, 徐慧婷, 马长文, 陈浩, 梁珺宇, 叶建锋

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1557-1564 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1095>

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>

有机无机肥配施对苹果园温室气体排放的影响

马艳婷, 赵志远, 冯天宇, SOMPOUVISSETThongsouk, 孔旭, 翟丙年, 赵政阳

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2039-2048 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1477>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

蔡英英, 韩志刚, 邓良伟, 等. A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液对比研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(3): 648–657.
CAI Y Y, HAN Z G, DENG L W, et al. Comparative study on A/O and SBR processes for the treatment of digested effluent of swine wastewater[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(3): 648–657.



开放科学 OSID

A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液对比研究

蔡英英¹, 韩志刚², 邓良伟^{1*}, 王文国¹

(1. 农业农村部沼气科学研究所, 农业农村部可再生能源开发利用重点实验室, 成都 610041; 2. 福州共创环保技术有限公司, 福州 350000)

摘要:缺氧/好氧工艺(A/O)与序批式活性污泥法(SBR)是应用最为广泛的猪场废水厌氧消化液好氧处理工艺,但两者的处理性能孰优孰劣,目前尚无定论。基于此,本研究对比了实验室规模的A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液的性能。结果表明:两种工艺直接处理猪场废水厌氧消化液,出水pH值下降至6以下,平均 NH_4^+-N 去除率均低于50%,但SBR的 NH_4^+-N 去除率略高于A/O。补充碱度后,4个氮负荷(0.02, 0.04, 0.06, 0.08 $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)下,两种工艺的 NH_4^+-N 去除率提高到99%以上,但对COD、TN和TP去除的改善不明显,并且A/O与SBR对COD、 NH_4^+-N 、TN、TP去除效果无显著差异。活性试验表明,SBR的氨氧化活性和厌氧氨氧化活性高于A/O,但是反硝化活性要显著低于A/O。Stover-Kincannon模型与试验数据拟合良好($R^2>0.9$),A/O和SBR对COD、TN、 NH_4^+-N 的最大去除负荷(U_{\max})分别为7.62、0.28、48.8 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和7.18、0.13、65.4 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,说明SBR有利于 NH_4^+-N 转化,而A/O有利于COD与TN去除。

关键词:猪场废水;厌氧消化液;A/O;SBR;Stover-Kincannon模型

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)03-0648-10 doi:10.11654/jaes.2021-0895

Comparative study on A/O and SBR processes for the treatment of digested effluent of swine wastewater

CAI Yingying¹, HAN Zhigang², DENG Liangwei^{1*}, WANG Wenguo¹

(1. Key Laboratory of Development and Application of Rural Renewable Energy, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chengdu 610041, China; 2. Fuzhou Gongchuang Environmental Technology Co., Ltd., Fuzhou 350000, China)

Abstract: The anoxic/oxic (A/O) process and sequencing batch reactor (SBR) process are popular aerobic biological processes for the treatment of digested effluent of swine wastewater. However, it is unclear which process has better performance. Therefore, laboratory-scale A/O and SBR processes were applied to compare their performance for the treatment of digested effluent of swine wastewater. The results showed that when the A/O and SBR processes were used to treat the digested effluent directly, the pH decreased to less than 6, thereby resulting in an average NH_4^+-N removal efficiency of less than 50%. However, the NH_4^+-N removal efficiency in the SBR process was slightly higher than that in the A/O process. After the digested effluent was supplemented with alkalinity, the NH_4^+-N removal efficiency in the two processes was improved to more than 99%. However, the improvement of the removal efficiencies of chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) was not clear. There was no significant difference between the A/O and SBR processes in removing COD, NH_4^+-N , TN, and TP. Higher NH_4^+ oxidation and anammox activities were observed in the SBR process than in the A/O process, whereas the denitrification activity in the SBR process was much lower than that in the A/O process. The modified Stover-Kincannon model best fit the experimental data ($R^2>0.9$). The maximum COD, TN, and NH_4^+-N utilization rates were 7.62, 0.28, and 48.80

收稿日期:2021-08-09 录用日期:2021-10-11

作者简介:蔡英英(1995—),女,福建福安人,硕士研究生,主要研究方向为农业废弃物处理与资源化利用。E-mail:18350128870@163.com

*通信作者:邓良伟 E-mail:dengliangwei@caas.cn

基金项目:国家现代农业产业技术体系(CARS-35)

Project supported: China Agriculture Research System of MOF and MARA (CARS-35)

$\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ in the A/O process, and 7.18, 0.13, and $65.4\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ in the SBR process, respectively. The results suggest that the SBR process is more favorable for NH_4^+-N conversion, whereas the A/O process is more favorable for COD and TN removal.

Keywords: swine wastewater; digested effluent; anoxic/oxic process; sequencing batch reactor; Stover-Kincannon model

随着生猪养殖业规模化、集约化发展,局部地区产生了大量猪场废水,这些废水含有高浓度有机物、氮、磷和致病性微生物等^[1]。猪场废水如果未经有效处理直接排入水体,会对周边水环境和人体健康产生严重影响。由于厌氧消化技术既能去除废水中大部分有机物,又能产生可再生能源——沼气^[2],被广泛应用于猪场废水处理^[3]。但是厌氧消化后产生的厌氧消化液(俗称沼液)仍含有高浓度的有机物、氮和磷,需要进一步处理或利用。目前厌氧消化液的处理利用主要有两种模式:还田利用和达标处理^[4]。最理想的处置方式是还田利用,但由于大型、特大型养殖场周边可用于还田的土地有限,利用不完的厌氧消化液必须进行达标处理,以满足排放标准或削减氮磷负荷后用作农灌水。

缺氧/好氧工艺(Anoxic/oxic process, A/O)与序批式活性污泥法(Sequencing batch reactor, SBR)是目前应用最广泛的厌氧消化液好氧生化处理工艺^[5-6]。有许多文献探究了SBR、A/O及其改良工艺对猪场粪污厌氧消化液中有机物、氮和磷的去除性能^[6-9]。例如, GURUNG等^[7]考察了A/O结合上流式含硫生物滤池处理猪场废水厌氧消化液的性能,通过调节硝化液回流比并控制适当的pH值,A/O工艺可去除98%的 NH_4^+-N 和80%的 NO_x-N 。SONG等^[8]采用SBR处理猪场废水厌氧消化液,结果表明SBR的 NH_4^+-N 、TN、TOC的去除效率分别为74.8%、82.0%和86.2%。目前已报道的实验室规模猪场废水厌氧消化液处理研究中,采用SBR较多^[8-9],而在实际工程应用中,采用A/O居多^[10-12]。A/O与SBR属于不同的进水体系,可能会对体系内微生物产生不同的影响^[13-14]。LIANG等^[13]研究了不同的进水策略对循环活性污泥工艺(Cyclic activated sludge technology, CASS)处理低C/N市政污水性能的影响,发现连续进料方式的TN去除效果(45.8%~53.7%)要高于间歇进料方式(39.5%~44.1%)。也有研究称,采用连续式生物膜气升反应器(Continuous biofilm airlift reactor, CBAR)与SBR处理合成废水(NO_2-N 含量为200~500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),发现不同进水体系的底物浓度不同,会导致占优势的亚硝酸盐氧化菌(NO₂)不同,从而表现出不同的生物动力学特征^[15]。A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液

的性能孰优孰劣,目前尚无定论,因此工艺选择盲目,缺乏科学依据。为了确认两种工艺处理猪场废水厌氧消化液性能是否存在差异以及各自适用性,有必要在相同进水和操作参数下对比研究两种工艺的处理性能。

基于此,本研究采用实验室规模的A/O与SBR工艺处理猪场废水厌氧消化液,在4个TN负荷下(0.02、0.04、0.06、0.08 $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,以每千克MLSS每日承纳的TN计,下同),对比研究了两种工艺对猪场废水厌氧消化液中有机物、氮、磷等物质的去除性能,并进一步分析了两种工艺中功能微生物活性,以及有机物和氮去除动力学特性,以明确两种工艺所能承受最大的氮负荷及其性能差异的内在机制,以期为猪场废水厌氧消化液好氧处理工艺选择提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验废水与接种污泥

试验进水取自四川双流某猪场废水沼气发酵后的厌氧消化液。试验进水的pH值为 8.03 ± 0.28 ,COD含量为 $(983\pm 151)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,TN含量为 $(1\ 167\pm 127)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+-N 含量为 $(924.0\pm 93.7)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,TP含量为 $(142\pm 62)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

反应器接种污泥取自实验室运行良好的处理猪场废水厌氧消化液的SBR好氧污泥。每个反应器接种的污泥量为有效体积的30%(约3 L污泥),接种后两种工艺的混合液悬浮固体浓度(MLSS)为 $4.44\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)为 $3.33\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.2 试验装置及操作条件

两个实验室规模的反应系统均由有机玻璃制成,A/O的总有效体积为10 L,其中缺氧池的长×宽×高为100 mm×100 mm×430 mm,有效体积为3.3 L,好氧池的长×宽×高为190 mm×100 mm×430 mm,有效体积为6.2 L,沉淀池的长×宽×高为60 mm×5 mm×300 mm,有效体积为0.5 L。SBR的总体积为12 L,有效体积为10 L,直径200 mm,高430 mm。试验装置如图1所示。

A/O每日进水时间为20 h,进水量在 $0.7\sim 3.3\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$,HRT在3.03~14.30 d,混合液回流比为300%,污泥回流比为100%。SBR的运行周期为12 h,每日2

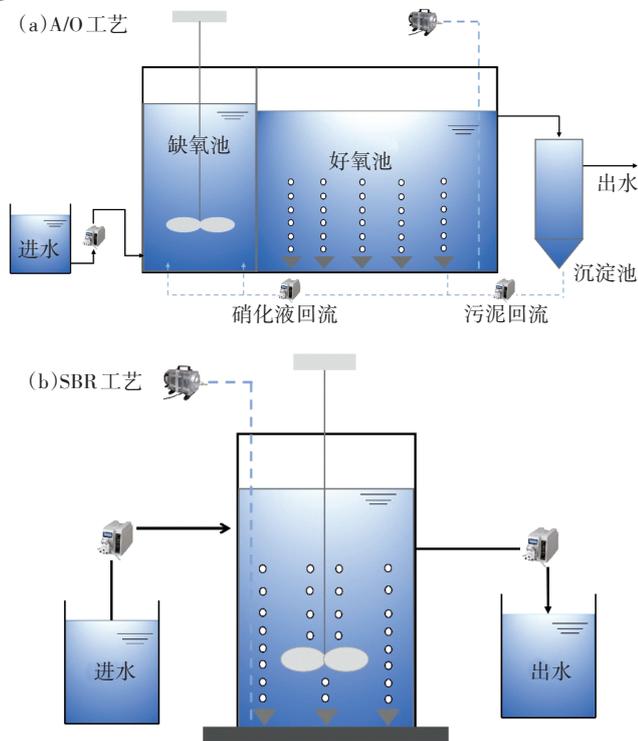


图1 两种试验工艺流程示意图

Figure 1 Schematic diagram of lab-scale anoxic-oxic process (A/O) and sequencing batch reactors (SBR)

个周期,其中进水0.5 h,缺氧搅拌4 h,曝气6 h,沉淀1 h,出水0.5 h,进水量在 $0.7\sim 3.3\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$,HRT在 $3.03\sim 14.30\text{ d}$ 。

试验运行温度控制在 $25\sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$,采用电热夹层保温。A/O和SBR的进出水、搅拌和曝气都由定时开关控制。利用蠕动泵进出水。连接空压机(ACO-002)至SBR及O池底部进行曝气。控制O池的溶解氧(DO)在 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,由于SBR的曝气时间是A/O的一半,所以调节SBR的曝气流量是O池的两倍,以保证两种工艺的日曝气量相同。试验过程中A/O及SBR的曝气量为 $288\sim 432\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

两种工艺平行运行了119 d,共分为2个阶段。第1阶段(1~25 d)在负荷 $0.04\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 下运行,对比

了两种工艺的酸化及对有机物、氮和磷的去除情况。第2阶段(26~119 d)通过外加 NaHCO_3 补充硝化过程消耗的碱度,使得SBR及A/O的O池混合液的pH值维持在7以上,共运行4个污泥负荷,分别是0.02、0.04、0.06、 $0.08\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。具体操作参数见表1。

1.3 活性试验

运行结束后,分别取出A池、O池及SBR池的污泥测定氨氧化活性、亚硝酸盐氧化活性、反硝化活性和厌氧氨氧化活性。取出的污泥用 $2\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 KHCO_3 溶液清洗,直至不再检出 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 。

在试验开始前分别称取3 g污泥于150 mL瓶中,加入培养基溶液100 mL。反硝化和厌氧氨氧化活性试验需通氮气15 min以除去氧气。依次在氨氧化活性试验瓶中加入 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NH_4^+-N 储备液1 mL,亚硝酸盐氧化活性试验瓶中加入 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NO_2^--N 储备液1 mL,反硝化活性试验瓶加入 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NO_3^--N 储备液和 $50\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的乙酸钠溶液各1 mL,厌氧氨氧化活性试验瓶中加入 $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NH_4^+-N 储备液和 $6.6\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NO_2^--N 储备液各1 mL。氨氧化活性和亚硝酸盐氧化活性试验中,每间隔1 h取样1 mL;厌氧氨氧化活性试验中,每隔2 h取样1 mL;反硝化活性试验中,每隔8 h取样1 mL。样品经 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 的滤膜过滤后,测定 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 浓度,并绘制反应底物随时间变化的线性回归直线,以确定底物的消耗速率。所有活性试验均放置在恒温摇床($30\text{ }^{\circ}\text{C}$)中进行。每组活性试验设置两个平行。

1.4 动力学模型

采用修正的Stover-Kincannon模型模拟两种工艺对主要污染物的降解情况。在稳态条件下,如果该模型成立,则可以用公式(1)来描述基质降解情况:

$$\frac{V}{Q(S_0 - S_e)} = \frac{K_b}{U_{\max}} \frac{V}{QS_0} + \frac{1}{U_{\max}} \quad (1)$$

式中: U_{\max} 为基质的最大去除速率, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; K_b 为半饱和常数, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; Q 为进水量, $\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$; V 为反应器体积,L; S_0 为进水浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; S_e 为出水浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

表1 A/O和SBR工艺操作参数

Table 1 Operating parameters of A/O and SBR processes

试验阶段 Stage	运行工况 Run	时间 Time/d	进水量 Influent flow rate/($\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$)	水力停留时间 Hydraulic retention time/d	污泥氮负荷 Total nitrogen load/($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
阶段1	工况1	1~25	1.5	6.67	0.04
阶段2	工况2	26~55	0.7	14.30	0.02
	工况3	56~87	1.5	6.67	0.04
	工况4	88~101	2.5	4.00	0.06
	工况5	102~119	3.3	3.03	0.08

以4个负荷下稳定运行时 $\frac{V}{QS_0}$ 为x轴, $\frac{V}{Q(S_0-S_e)}$ 为y轴,绘制直线求出 U_{\max} 和 K_b 。

1.5 采样分析与数据处理方法

每2 d取样测定A/O与SBR出水的COD、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N ;每周测定出水的TN、TP;每两周测定出水的 BOD_5 ;每个阶段结束后测定MLSS、MLVSS。 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、TP的测试参照《水和废水监测分析方法》^[16];TN测试采用碳、氮分析仪(岛津公司);COD测定采用COD快速测定仪(LH-3C,中国连华科技有限公司); BOD_5 测试采用生化需氧量测定仪(LH-BOD601,中国连华科技有限公司);DO测定采用便携式溶解氧分析仪(哈西,美国);pH值测定采用玻璃电极法(雷磁,上海);MLSS及MLVSS采用质量差法。

数据处理采用Excel 2019和RStudio软件,并运用student t检验分析4个TN负荷下,两种工艺对COD、 NH_4^+-N 、TN和TP去除性能的差异显著性。使用Origin 2018做图。

2 结果与讨论

2.1 出水pH值变化

如图2a所示,第1阶段未补充碱度,A/O和SBR都出现了酸化现象。在运行稳定阶段,A/O的出水pH值(5.61)要高于SBR(4.76)。反应体系出水pH值由进水碱度和反应过程中碱度消耗与产生决定,由于进水水质相同,所以出水pH值的不同主要由氮转化差异引起。第1阶段,A/O出水的 NH_4^+-N 浓度略高于SBR(图4a),这可能是因为SBR曝气段的DO浓度要显著高于A/O,DO浓度维持在较高水平可以提高氨氧化细菌(AOB)的活性^[17]。并且第1阶段A/O出水的

TN浓度略低于SBR。由图2b中可以看出,SBR反硝化段结束后的体系pH值仍小于6.0,而A/O的A池的pH值稳定在6.5左右。反硝化菌的最适pH值在6.5~8.0^[18],超出此范围时,反硝化速率明显下降。PAN等^[19]研究了pH值(6.0~9.0)对硝酸盐还原速率的影响,结果表明,pH值从8.0降至6.0,硝酸盐还原速率下降了17%。所以相比于SBR,A/O硝化过程消耗更少的碱度,而反硝化过程产生更多的碱度,导致A/O出水pH值要高于SBR。第2阶段,补充碱度后,两种工艺的出水pH值都大于7。

2.2 两种工艺对污染物的去除性能

2.2.1 有机物去除

如图3所示,第1阶段的进水有机负荷在 $0.15\sim 0.24\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ (以每立方米反应器每日承纳的COD计,下同),A/O及SBR出水COD浓度先上升再逐渐下降,可能是因为污泥还未适应进水而出现的短暂波动。第1阶段运行结束时,A/O及SBR出水COD浓度分别为 $243\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $266\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均COD去除率分别为63.6%和64.4%。本研究的出水效果明显优于郑效旭等^[20]采用SBR直接处理猪场废水厌氧消化液的结果,其出水COD浓度为 $(453\pm 15)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率仅为 $16\%\pm 1\%$ 。第2阶段,外加 NaHCO_3 补充碱度,进水有机负荷为 $0.06\sim 0.26\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$,随着负荷提高,两种工艺出水COD浓度先上升后逐渐下降,其中工况3波动较为明显是保温装置故障所导致。在运行稳定阶段,A/O与SBR出水COD浓度均在 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,加碱对COD去除的改善不明显。两种工艺出水COD浓度低于《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596—2001)中集约化畜禽养殖业日均最高排放浓度($400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),这表明在试验进水条件下,A/O及SBR工艺出水均可满足当前的行业排放标准。若要

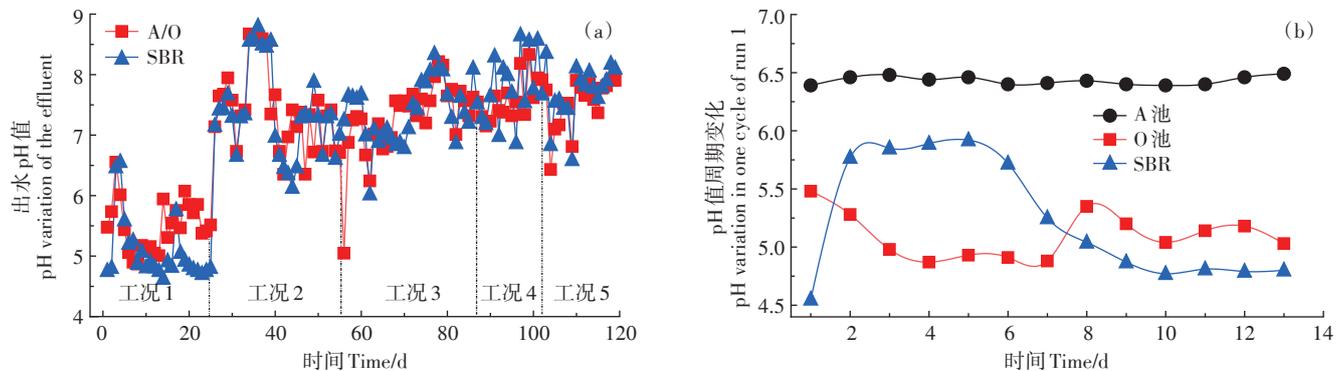


图2 两种工艺的pH值变化情况

Figure 2 The pH value variation in the two processes

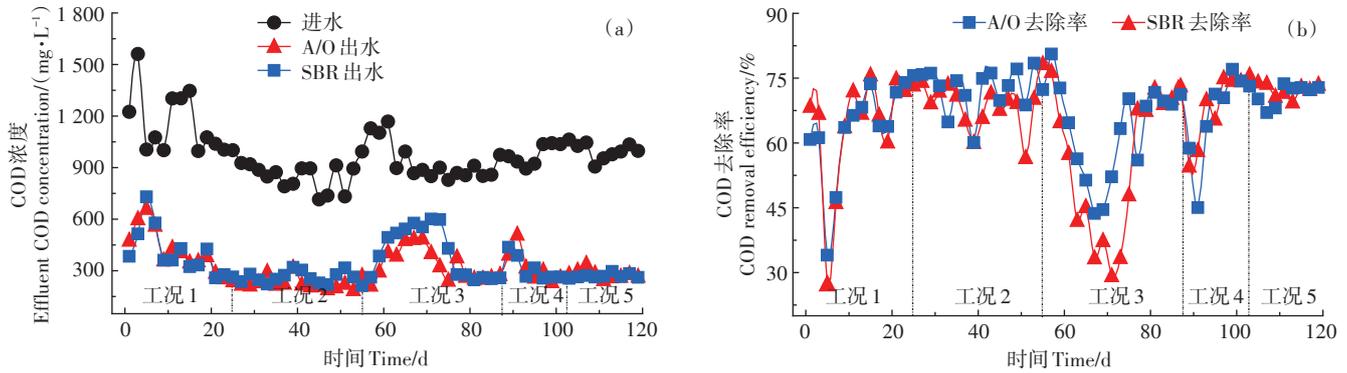


图3 两种工艺的COD去除情况

Figure 3 COD removal in the two processes

达到更高的排放标准,需要进一步深度处理,比如采用人工湿地、化学混凝等方法进行处理^[11,21]。

试验条件下,两种工艺对COD的去除效果没有显著差异。由于COD的降解机制主要是通过异养菌好氧化,以及反硝化菌、聚磷菌代谢利用^[22],而两种工艺出水中COD多是难降解有机物^[23],说明A/O与SBR对COD都已经达到最大去除能力,所以未显现出差异。

2.2.2 氮去除

两种工艺对NH₄⁺-N的去除变化情况如图4a、图4b所示。第1阶段未调节碱度时,A/O与SBR对NH₄⁺-N的平均去除率均低于50%。运行结束时,出水NH₄⁺-N浓度分别为672 mg·L⁻¹和645 mg·L⁻¹。由于进水的碱度在(1.24±0.17) g·L⁻¹,硝化过程每氧化1 mg NH₄⁺-N,要消耗7.07 mg 碱度(以CaCO₃计)^[4],进水碱度不足以满足氨氧化过程所需碱度,所以运行开始后,A/O及SBR的出水pH值均降至6以下。YAN等^[24]认为,pH值会显著影响AOB活性,pH值为8时的AOB活性是pH值为7时的1.67倍,而pH值<6时,AOB活性被严重抑制^[25],导致NH₄⁺-N去除效果差。此外,第1阶段,A/O的NH₄⁺-N去除率略低于SBR,根据莫诺方程,当底物浓度S小于半饱和常数K_s时,S是微生物增殖速率的限制因素。A/O运行稳定后,S维持在低水平,而SBR呈现周期性变化,进水后的高NH₄⁺-N基质浓度,更有利于AOB的代谢与增殖。ZHENG等^[26]也发现了相似的结果,将进料模式从连续流改为间歇流后,观察到硝化性能快速恢复。第2阶段,添加3~7 g·L⁻¹的NaHCO₃调节碱度后,4个负荷的运行稳定期,A/O及SBR出水NH₄⁺-N浓度均低于10 mg·L⁻¹,NH₄⁺-N去除率达到99%以上,远低于集约化畜禽养殖业排放标准(80 mg·L⁻¹)。《序批式活性污泥法污水处理工程技

术规范》(HJ 577—2010)要求,污泥的氮负荷率应小于0.05 kg·kg⁻¹·d⁻¹,本试验在0.08 kg·kg⁻¹·d⁻¹(以每日每千克MLSS消耗的TN计)负荷下运行,也能实现NH₄⁺-N达标,这说明在工程应用时,可以通过维持充足碱度和DO浓度来适当提高运行负荷。

如图4c、图4d所示,随着NH₄⁺-N的氧化,A/O及SBR出水NO₃⁻-N浓度逐渐上升至800 mg·L⁻¹以上,TN的去除效果较差,A/O及SBR在工况3的条件下(HRT=6.66 d,氮负荷0.04 kg·kg⁻¹·d⁻¹),TN去除率最高,平均去除率为31.6%和33.1%。这是因为工况3的BOD₅/TN值要显著高于其他工况,有更多的可利用碳源用于反硝化脱氮。与先前的研究结果相似^[4],好氧工艺直接处理猪场废水厌氧消化液时,反硝化和TN去除效果较差。目前主要是通过外加碳源解决,比如猪粪^[27]、猪场废水原水^[28]等。邓良伟等^[28]通过添加40%猪场原水将BOD₅/TN从0.64提高到2.40,反硝化速率提高了101%。也有研究称,处理猪场废水厌氧消化液时,COD/TN要达到5才可以实现完全反硝化^[29]。目前,集约化畜禽养殖业排放标准未设置TN排放限值,大部分养殖场对废水处理工程中出水TN浓度关注较少。

统计分析显示,A/O与SBR在5个工况下对氮去除效果没有显著差异。但补充碱度后,SBR的TN去除率逐渐上升至略高于A/O。如2.1所述,未补充碱度前,SBR反硝化段pH值低于6.5,导致SBR对TN去除率略低于A/O工艺。pH值上升后,回流比(R)和DO浓度不同可能是导致A/O与SBR的TN去除性能差异的原因。SBR属于全回流模式,而A/O的回流比只有300%,R越高意味着有更多的硝酸盐回流至缺氧段进行反硝化脱氮,但同时高R会给缺氧段带入更多DO。CHEN等^[30]的研究表明,在低C/N条件下

(C/N=3), R 从100%上升至600%, TN去除率从66%下降到53.3%。随着进水负荷的提高, SBR曝气结束后DO降至 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下的时间较低负荷工况缩短(数据未给出), 这可能是高负荷条件下SBR的TN去除率高于A/O的原因。

2.2.3 TP去除

如图5所示, 第1阶段, A/O及SBR出水TP浓度均高于进水浓度, 平均去除率分别为-9.05%和-10.9%, 这是因为低pH(<6.5)会抑制聚磷菌(PAOs)的活性, 并且体系酸化可能会使微生物细胞破裂, 导致磷从细胞内释放出来^[31]。第2阶段, 补充碱度后, 随着进水TP负荷(以每立方米反应器每日承纳的TP计)提高($0.008 \sim 0.043 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), A/O和SBR的TP去除率呈现上升趋势。在HRT=3.03 d、进水TP负荷在 $0.043 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, A/O和SBR的TP去除率最高, 平均去除率分别达到26.7%和36.7%。这是因为一方面, 体系pH值上升, PAOs活性恢复; 另一方面, 试验后期进水的 BOD_5/P 显著提高, 碳源是生物除磷的限制因素^[32]。此外, 工况4和工况5的条件下, SBR的TP去除率比A/O分别高出14.4个和10.0个百分点, 这可能是因为在高负荷条件下SBR的pH值要高于A/O(图2a), 较

高的pH值有利于厌氧段磷酸盐释放以及好氧段PAOs对磷的吸收^[33]。另外高负荷条件下A/O出水的硝酸盐浓度也略高于SBR, 相当数量的硝酸盐转至厌氧阶段, 它会影响磷的释放, 最终降低TP的去除率^[34], 所以SBR在高负荷条件下, 对于磷的吸收和释放要优于A/O。试验条件下, A/O及SBR出水TP浓度都达不到集约化畜禽养殖业排放标准($8.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 需进一步采用物化方法如添加聚合氯化铝、石灰等进行深度处理。

2.3 功能微生物活性

从表2中可以看出, SBR污泥的比氨氧化活性(r_{AOB})比O段污泥高50.1%, 与2.2.2的 NH_4^+-N 去除结果相一致, SBR的高基质浓度和高DO浓度可以提高AOB的活性。而SBR污泥的比亚硝酸盐氧化活性(r_{NOB} , 以每小时每克MLVSS消耗的N计)略低于O段污泥, 分别为 9.85 、 $9.90 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。SBR污泥的 $r_{\text{NOB}}/r_{\text{AOB}}$ 的比值(1.54)低于A池和O池污泥(2.11和2.32), 这表明SBR对NOB的抑制作用更显著, 更有利于实现短程硝化。MA^[35]等认为目前大部分成功实现短程硝化的工艺主要分为两类: 一是用于处理高 NH_4^+-N 废水, 二是采用序批式反应器。许多研究采用SBR处

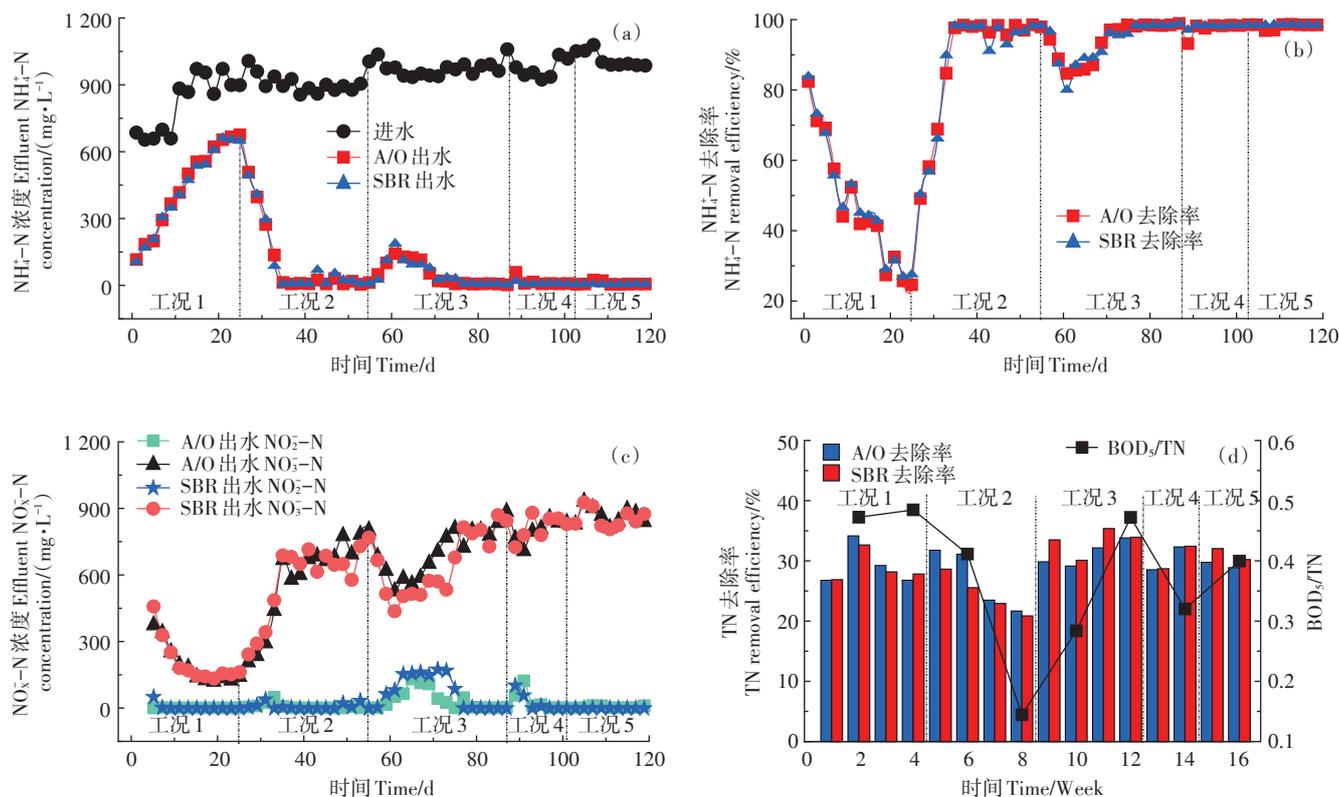


图4 两种工艺对氮的去除情况

Figure 4 Nitrogen removal in the two processes

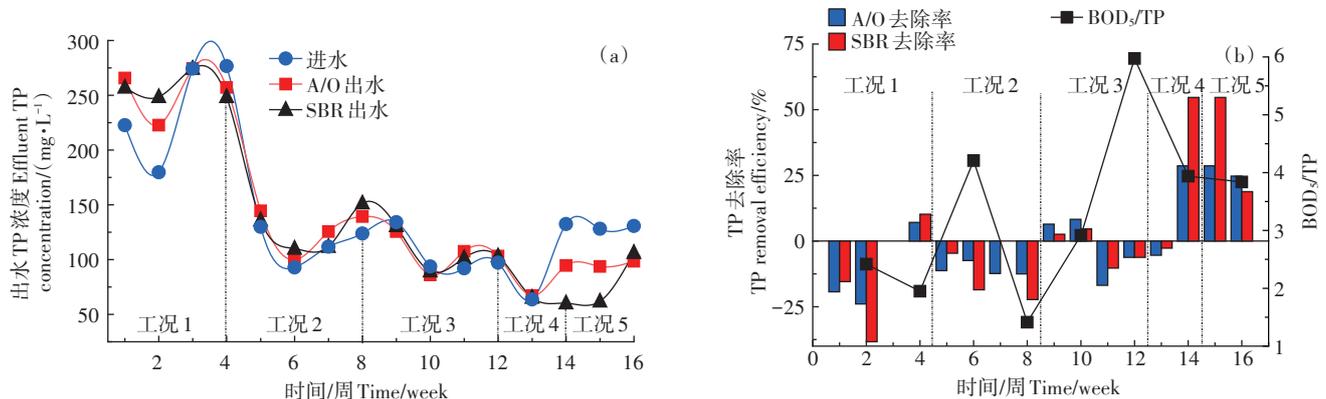


图5 两种工艺的TP去除情况

Figure 5 Total phosphorus removal in the two processes

理废水,通过实时控制策略,在氨谷出现时停止曝气,可维持短程硝化反应的稳定运行^[36]。采用A/O建立短程硝化的研究相对较少,大部分还需结合低DO条件运行、调节内回流比等策略^[37]。

A段和O段污泥的比厌氧氨氧化速率(r_{AnAOB})均低于SBR污泥,分别为4.38、6.30、7.12 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,而SBR污泥的比反硝化速率(r_{DB})显著低于A段和O段污泥,分别为1.63、2.65、2.73 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。LIANG^[13]等认为,连续流模式下,持续不断地供应碳源,增强了反硝化作用。LANGONE等^[38]的研究表明,由于连续流模式存在较高浓度的电子受体和供体(氧和有机物),异养菌会在竞争中胜过厌氧氨氧化菌。所以,SBR更有利于短程硝化-厌氧氨氧化的实现,而A/O的高比反硝化活性使得其在传统生物脱氮中更具优势。

2.4 污染物去除动力学

采用修正的Stover-Kincannon模型模拟A/O与SBR在不同氮负荷下稳定阶段对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除动力学。如图6所示,两种工艺对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除的模型拟合 R^2 都在0.9以上,说明修正的Stover-Kincannon模型与试验数据拟合良好。

A/O对COD和TN的最大去除速率 U_{max} (7.62、0.28 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)大于SBR(7.18、0.13 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。但是A/O的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 最大去除速率 U_{max} (48.8 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)小于SBR(65.4 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。这表明,相比于SBR,A/O对

COD和TN的最大基质利用率更高,但是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的最大基质利用率要小于SBR,与活性试验结果相一致。之前的研究采用下流式生物反应器处理市政污水^[39],以及旋转生物反应器处理合成废水^[40](COD 1 070~1 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,TN 65~270 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),其对COD和TN的 U_{max} 均大于本研究。这是因为,一是 U_{max} 受反应器类型及操作条件影响大,且本试验以氮负荷为设计依据,进水有机负荷(0.07~0.33 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)低,A/O和SBR的COD去除潜力还可以进一步提高,二是 BOD_5/TN 会显著影响TN去除性能,试验进水是猪场废水厌氧消化液,含可生物降解有机质少。此外,本研究求得的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 U_{max} 高于文献报道的结果^[39],这也表明加碱维持体系稳定pH值可以显著提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果。

3 结论

(1)两种工艺直接处理猪场废水厌氧消化液,体系酸化,出水pH值均小于6.0。除COD外,A/O与SBR出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP浓度均达不到《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596—2001)的排放阈值。SBR出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度略低于A/O,但是出水TN浓度略高于A/O。

(2)补充碱度后,A/O与SBR对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能提升明显,但对COD、TN和TP去除性能无明显改善。

表2 两种工艺运行结束时功能微生物活性($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)Table 2 Functional microbial activity of two processes at the end of experiment($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)

反应器 Reactor		r_{AOB}	r_{NOB}	r_{AnAOB}	r_{DB}
A/O	A段	3.57±0.44	7.52±1.21	4.38±0.29	2.65±0.08
	O段	4.27±0.45	9.90±0.50	6.30±1.26	2.73±0.15
SBR		6.41±0.30	9.85±1.26	7.12±1.00	1.63±0.12

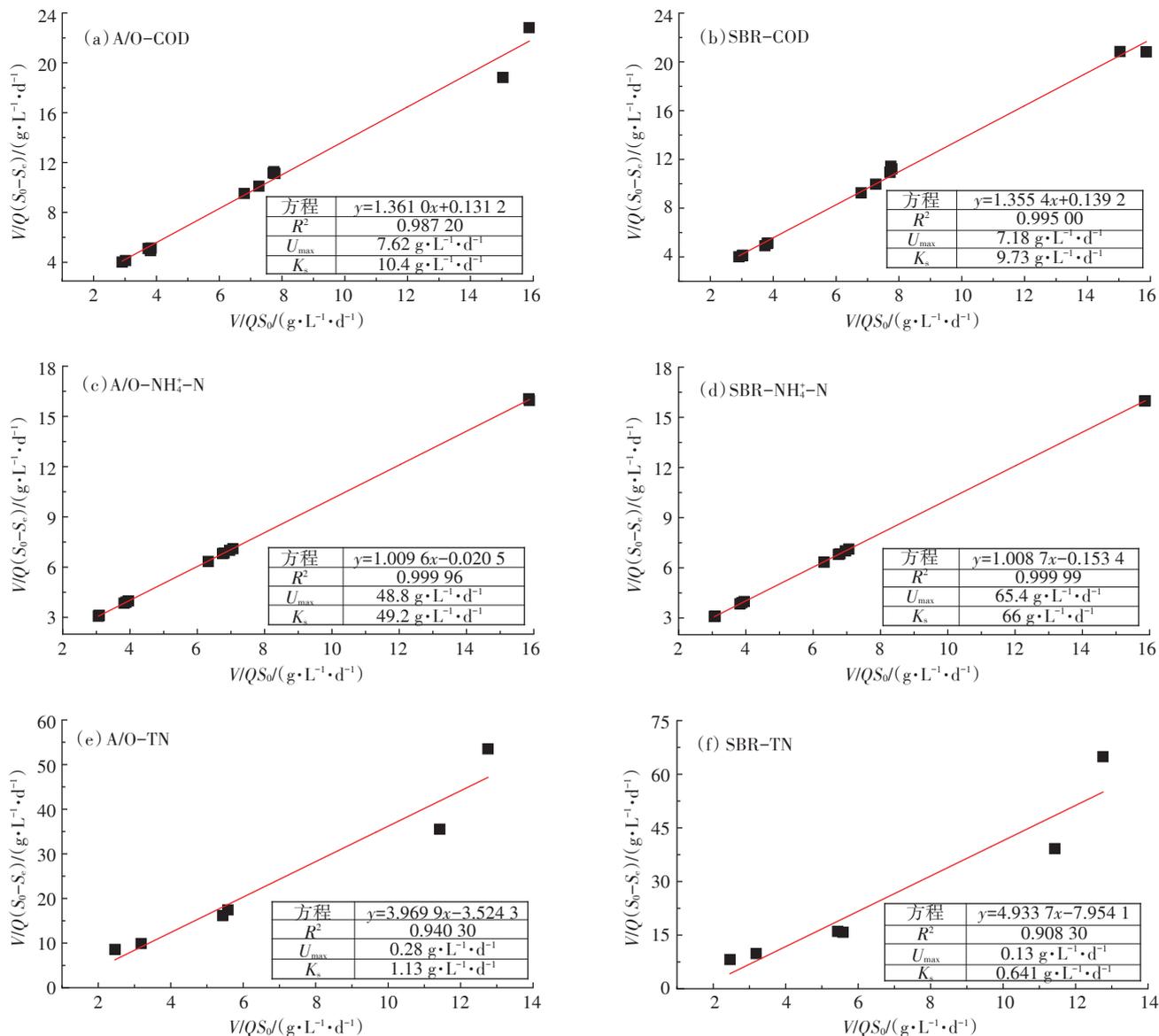


图6 两种工艺在不同氮负荷下对有机物和氮去除动力学模型

Figure 6 Kinetic models of organic and nitrogen removal for two processes at different loading rates

两种工艺出水COD、NH₄⁺-N均低于《畜禽养殖业污染物排放标准(GB 18596—2001)》的排放阈值,但TP仍达不到标准,需要进一步深度处理。4个氮负荷下,A/O与SBR对COD、NH₄⁺-N、TN和TP的去除率均没有显著性差异。

(3)功能微生物活性试验和动力学模型拟合表明,SBR更有利于实现短程硝化-厌氧氨氧化,而A/O的高比反硝化活性使得其在传统生物脱氮中更具优势。

参考文献:

[1] DEBIK E, COSKUN T. Use of the Static Granular Bed Reactor (SG-

BR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100 (11) : 2777-2782.

[2] COIMBRA-ARAÚJO C H, MARIANE L, JÚNIOR C B, et al. Brazilian case study for biogas energy: Production of electric power, heat and automotive energy in condominiums of agroenergy[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014, 40: 826-839.

[3] AZIZ A, BASHEER F, SRNGAR A, et al. Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 686: 681-708.

[4] DENG L W, ZHENG P, CHEN Z A, et al. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99 (8) : 3136-3145.

- [5] YANG Q, XIONG P P, DING P Y, et al. Treatment of petrochemical wastewater by microaerobic hydrolysis and anoxic/oxic processes and analysis of bacterial diversity[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 196: 169–175.
- [6] RAJAGOPAL R, ROUSSEAU P, BERNET N, et al. Combined anaerobic and activated sludge anoxic/oxic treatment for piggery wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3): 2185–2192.
- [7] GURUNG A, KANG W C, OH S E. Removal of nitrogen from anaerobically digested swine wastewater using an anoxic/oxic (A/O) process complemented with a sulfur-packed biofilter[J]. *African Journal of Biotechnology*, 2013, 10(48): 9831–9838.
- [8] SONG X Y, LIU R, CHEN L J, et al. Advantages of intermittently aerated SBR over conventional SBR on nitrogen removal for the treatment of digested piggery wastewater[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, 11(3): 131–140.
- [9] HAN Z Y, CHEN S X, LIN X C, et al. Performance and membrane fouling of a step-fed submerged membrane sequencing batch reactor treating swine biogas digestion slurry[J]. *Journal Environmental Science and Health, Part A*, 2018, 53(1): 65–72.
- [10] 吴浩楠, 张智, 廖建华, 等. 多级 A/O 工艺短程 SND 处理养猪沼液的工程调试[J]. 中国给水排水, 2017, 33(13): 35–45. WU H N, ZHANG Z, LIAO J H, et al. Commissioning of shortcut simultaneous nitrification and denitrification in multilevel A/O for swine biogas liquid treatment[J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(13): 35–45.
- [11] 汪文强, 王电站, 颜成, 等. 常规生化/物化工艺处理猪场废水效果及存在问题[J]. 中国给水排水, 2019, 35(21): 24–31. WANG W Q, WANG D Z, YAN C, et al. Efficiency and problems in conventional biochemical/physicochemical combined process for swine wastewater treatment[J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(21): 24–31.
- [12] WANG L, XU J M, MA S S, et al. Biological nitrogen removal in a modified anoxic/oxic process for piggery wastewater treatment[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2015, 57(24): 11266–11274.
- [13] LIANG W, YU C, REN H, et al. Minimization of nitrous oxide emission from CASS process treating low carbon source domestic wastewater: Effect of feeding strategy and aeration rate[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 172–180.
- [14] SUN Y, XIN L, WU G, et al. Nitrogen removal, nitrous oxide emission and microbial community in sequencing batch and continuous-flow intermittent aeration processes[J]. *Environmental Engineering Research*, 2018, 24(1): 107–116.
- [15] KIM D J, KIM S H. Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitrification reactor systems and their kinetic characteristics[J]. *Water Research*, 2006, 40(5): 887–894.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 246–248, 266–267, 271–273, 279–281. State Environmental Protection Administration. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater[M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 246–248, 266–267, 271–273, 279–281.
- [17] 苑宏英, 赵鑫, 王宏斌, 等. 氨氮负荷的变化对部分硝化的影响及部分亚硝化的快速启动[J]. 环境工程学报, 2021, 15(8): 2748–2758. YUAN H Y, ZHAO X, WANG H B, et al. Effect of change in ammonia nitrogen loading rate on partial nitrification and rapid construction of partial nitrification[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(8): 2748–2758.
- [18] METCALF, EDDY I. Wastewater engineering: Treatment and reuse [M]. New York: McGraw-Hill, 2003.
- [19] PAN Y T, YE L, NI B J, et al. Effect of pH on N₂O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers[J]. *Water Research*, 2012, 46: 4832–4840.
- [20] 郑效旭, 李慧莉, 徐圣君, 等. SBR 串联生物强化稳定塘处理养猪废水工艺优化[J]. 环境工程学报, 2020, 14(6): 1503–1511. ZHENG X X, LI H L, XU S J, et al. Process optimization of SBR-biological stabilization ponds for swine wastewater treatment[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(6): 1503–1511.
- [21] 孙亚平, 林运通, 梁瑜海, 等. 组合工艺对高浓度猪场废水的深度处理[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(S2): 169–174. SUN Y P, LIN Y T, LIANG Y H, et al. Research on advanced treatment of piggery wastewater with high concentration by combined process[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(S2): 169–174.
- [22] GUO Y, NIU Q, SUGANO T, et al. Biodegradable organic matter-containing ammonium wastewater treatment through simultaneous partial nitrification, anammox, denitrification and COD oxidization process[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.136740.
- [23] BORTONE G, GEMELLI S, RAMBALDI A, et al. Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater[J]. *Water Science and Technology*, 1992, 26: 977–985.
- [24] YAN L L, LIU Y, REN Y, et al. The effect of pH on the efficiency of an SBR processing piggery wastewater[J]. *Biotechnology and Bio-process Engineering*, 2014, 18(6): 1230–1237.
- [25] HANKINSON T R, SCHMIDT E L. An acidophilic and a neutrophilic nitroreducer strain isolated from the numerically predominant nitrite-oxidizing population of an acid forest soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1988, 54: 1536–1540.
- [26] ZHENG Z, LI Z, JING M, et al. The nitrification performance of biofilm reactor for treating domestic wastewater under high dissolved oxygen [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 42(4): 267–274.
- [27] LUO Z F, WANG D H, YANG J, et al. The effect of using pig manure as an internal carbon source in a traditional piggery wastewater treatment system for biological denitrification[J]. *Ecological Engineering*, 2020, 143: 105638.
- [28] 邓良伟, 操卫平, 孙欣, 等. 原水添加比例对猪场废水厌氧消化液后处理的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(3): 588–593. DENG L W, CAO W P, SUN X, et al. Impact of proportion of adding raw wastewater on post-treatment of digested piggery wastewater[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(3): 588–593.
- [29] LEE S M, JUNG J Y, CHUNG Y C. Novel method for enhancing permeate flux of submerged membrane system in two-phase anaerobic reactor[J]. *Water Research*, 2001, 35: 471–477.

- [30] CHEN Y Z, LI B K, YE L, et al. The combined effects of COD/N ratio and nitrate recycling ratio on nitrogen and phosphorus removal in anaerobic/anoxic/aerobic (A_2/O)-biological aerated filter (BAF) systems [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2015, 93:235-242.
- [31] WANG S, DENG L W, XU Z, et al. Acidification during aerobic treatment of digested swine wastewater and its effect on pollutant removal [J]. *Chemistry and Ecology*, 2017, 33(5):403-419.
- [32] XU X Y, LIU G, ZHU L. Enhanced denitrifying phosphorous removal in a novel anaerobic/aerobic/anoxic (AOA) process with the diversion of internal carbon source[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(22): 10340-10345.
- [33] WANG D B, ZHENG W, LIAO D X, et al. Effect of initial pH control on biological phosphorus removal induced by the aerobic/extended-idle regime[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(8):2279-2287.
- [34] YANG S, YANG F, FU Z, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment[J]. *Journal Hazardous Materials*, 2010, 175:551-557.
- [35] MA Y, PENG Y Z, WANG S Y, et al. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant[J]. *Water Research*, 2009, 43(3):563-572.
- [36] GU S B, WANG S, YANG Q, et al. Start up partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112:34-41.
- [37] 曾薇, 李磊, 杨莹莹, 等. A_2O 工艺处理生活污水短程硝化反硝化的研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(5):625-632. ZENG W, LI L, YANG Y Y, et al. Short-cut nitrification and denitrification in A_2O process treating domestic wastewater[J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(5):625-632.
- [38] LANGONE M, FERRENTINO R, CADONNA M, et al. Stoichiometric evaluation of partial nitrification, anammox and denitrification processes in a sequencing batch reactor and interpretation of online monitoring parameters[J]. *Chemosphere*, 2016, 164:488-498.
- [39] NGA D T, HIEP N T, HUNG N T Q. Kinetic modeling of organic and nitrogen removal from domestic wastewater in a down-flow hanging sponge bioreactor[J]. *Environmental Engineering Research*, 2019, 25(2):243-250.
- [40] AKHBARI A, ZINATIZADEH A A L, Mohammadi P, et al. Kinetic modeling of carbon and nutrients removal in an integrated rotating biological contactor-activated sludge system[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2012, 9(2):371-378.

