

韩伟铖, 颜 成, 周立祥. 规模化猪场废水常规生化处理的效果及原因剖析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(5): 989-995.

HAN Wei-cheng, YAN Cheng, ZHOU Li-xiang. Investigation on water quality of the effluent of large-scale swine wastewater treatment plant[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(5): 989-995.

规模化猪场废水常规生化处理的效果及原因剖析

韩伟铖¹, 颜 成², 周立祥^{1*}

(1.南京农业大学资源与环境科学学院环境工程系, 南京 210095; 2.南京贝克特环保科技有限公司, 南京 211505)

摘 要:通过连续 4 个多月现场采样测定并分析湖南某水冲粪猪场典型废水处理工艺各阶段水质, 包括 pH、悬浮固体(SS)、化学需氧量(COD)、氨氮(NH₃-N)、总氮(TN)和总磷(TP)的变化情况, 探究规模化猪场废水常规生化处理的实际效果, 并分析存在的问题与可能的原因。结果表明, 猪场常规固液分离后废水 SS、COD、NH₃-N、TN、TP 含量依然较高, 分别为 3040~4900、6440~11 290、652.3~1044、721.3~1187、55.5~148.1 mg·L⁻¹, 厌氧消化大部分去除的是废水中可溶性有机物, COD 去除较少, 进入后续生化处理负荷高。常规二级生化处理后二沉池出水水质指标中 NH₃-N 为 37.9~108.7 mg·L⁻¹, TN 为 179.1~203.4 mg·L⁻¹, TP 为 20.1~41.6 mg·L⁻¹, 不能稳定达标; 后接 CASS 工艺进一步处理后, NH₃-N 浓度可大幅降低到 0.54~3.2 mg·L⁻¹, 但 TN 和 TP 去除率低, 表明该阶段以硝化反应为主, 而反硝化脱氮过程受阻。CASS 池出水 TP 浓度超标且色度较深, 通过增加化学混凝沉淀工艺脱色、除磷, 最终出水达标, 但由此产生大量化学污泥并消耗化学药剂, 延长了工艺路线, 处理成本高达近 10 元·t⁻¹。猪场粪污传统固液分离-厌氧产沼-多级生化处理工艺水质达标困难的主要原因在于进入水处理系统的依附于 SS 中的“惰性”COD、氮和磷浓度较高, 妨碍了其降解或转化。因此, 改进并研发在前端快速高效去除 SS 和“惰性”污染物再进行生化处理的工艺, 是有效提高处理效果、缩短处理周期和降低处理成本的可行途径。

关键词:猪场废水; 生化处理; 水质; 效果; 原因

中图分类号: X713 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2017)05-0989-07 doi:10.11654/jaes.2016-1508

Investigation on water quality of the effluent of large-scale swine wastewater treatment plant

HAN Wei-cheng¹, YAN Cheng², ZHOU Li-xiang^{1*}

(1. Department of Environmental Engineering, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Nanjing BACT Environmental Solutions Co. Ltd, Nanjing 211505, China)

Abstract: In this study, we investigated and determined for successive 4 months the water quality indexes (pH, SS, COD, NH₃-N, TN and TP) of the effluent at different treatment stages from a large-scale swine wastewater treatment plant located in Changsha, Hunan. The results showed that the effluent achieved by solid-liquid separator still contained high concentration of SS, COD, NH₃-N, TN and TP with 3040~4900, 6440~11 290, 652.3~1044, 721.3~1187 mg·L⁻¹ and 55.5~148.1 mg·L⁻¹, respectively. The anaerobic digestion process mainly removed soluble COD instead of the insoluble COD attached to SS, which resulted in high organic loads of anaerobic fermentation slurry into subsequent biological treatment system. Consequently, the effluent from the secondary clarifier still contained 37.9~108.7 mg·L⁻¹ NH₃-N, 179.1~203.4 mg·L⁻¹ TN and 20.1~41.6 mg·L⁻¹ TP, which couldn't meet the water quality standard regulated by China. Therefore, additional two CASS tanks had to be constructed to continuously treat the effluent from the secondary clarifier. However, the effluent by CASS process only could achieve low concentration of NH₃-N with 0.54~3.2 mg·L⁻¹, but TN and TP could not be removed effectively, implying that nitrification reaction occurred much stronger than denitrification in the CASS tanks. In addition, the effluent from CASS tank was of high chroma.

收稿日期: 2016-11-27

作者简介: 韩伟铖(1991—), 男, 浙江嘉兴人, 硕士研究生, 研究方向为畜禽养殖废水处理。E-mail: 2014103068@njau.edu.cn

* 通信作者: 周立祥 E-mail: lxzhou@njau.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(21637003)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(21637003)

As a result, in the plant, the coagulation and sedimentation processes were needed and used to remove phosphorus and chroma. Unfortunately, this process consumed great amounts of chemicals and produced more chemical sludge needed to be treated, which undoubtedly increased the operation cost to as high as nearly 10 yuan(RMB)·t⁻¹. Obviously, it was still very difficult for conventional biological treatment technique to treat the large-scale swine slurry to completely meet water quality standard. High concentration of SS and “inert” COD, N and P were found to be responsible for the phenomenon. Therefore, to develop a new technique with completely removal of SS in the first stage followed by conventional secondary biological treatment was expected to enhance the effectiveness of large-scale swine wastewater treatment plant.

Keywords: swine wastewater; biological treatment; water quality; effectiveness; cause analyses

畜禽产品需求量的大幅增加促进了规模化、集约化养殖业的兴起与迅速发展^[1-3]。2014年,全国生猪存栏4.66亿头,出栏7.35亿头,年出栏500头以上的规模养殖比例达到41.8%^[4]。规模化养殖具有缩短畜禽养殖的生长周期、提高产量、节约成本、便于管理等优点^[5]。但与此同时,也带来了大量粪污废水的处理问题,由于这类废水具有排水量大(我国每年畜禽养殖的废水排放量超过 1×10^{10} t)和污染负荷高(COD、NH₃-N、TP含量高)等特点^[6],排入水体后不仅会污染地表水体,引起水体富营养化,还会对地下水和农田生态系统造成破坏,带来一系列的环境污染问题^[5,7]。因此,采用环保达标排放型废水处理工艺,如厌氧产沼-生化处理(A/O、A²O等),是许多大型规模化猪场粪污废水处理的主流工艺,但这些规模化猪场周围配套的可供用于沼液浇灌的农地面积有限,往往不适合采用“猪-沼-果(作物)”生态循环模式。目前就一个长时间运行的典型猪场废水生化处理设施的运行效果,尤其是不同单元的运行效果报道不多,而且现有的这类报道大都来自业主或工艺提供方,所以还需要第三方的客观评价。此外,目前常规生化处理往往需要增加其他处理工艺或加长工艺路线才能获得较好的处理效果。为此本文以湖南某规模化猪场粪污废水处理设施为例,较长时间系统地调查研究了常规生化处理各单元对猪场废水的处理效果,探讨原处理工艺存在的问题并分析原因,进而针对性地提出提高规模化猪场废水处理效率、缩短处理流程的建议,对新建

猪场废水处理工艺方法的选择、已建成规模化猪场废水处理工艺与方法的改进与优化具有一定借鉴意义。

1 材料与方法

1.1 处理设施及工艺概况

湖南省某猪场为年出栏4万头的规模化养殖场,采用水冲粪工艺清理粪污,日产粪污400 t左右。粪污处理工艺主要包括固液分离、厌氧产沼发电、好氧厌氧生化处理的污水处理系统和粪渣高温发酵堆肥制有机肥系统两部分。从猪舍清理的粪污排入铺设的沟渠后,汇入布有格栅的集粪池以去除木棍、塑料袋、秸秆等较大的悬浮或漂浮物,抽入固液分离机进行固液分离后,产生的粪渣制有机肥,分离后的废水进行常规厌氧产沼发电-好氧厌氧生化处理。废水生化处理的主要工艺流程如图1所示。该猪场废水处理设施始建于2001年,后经三次升级改造,于2013年改建完毕,一直连续运行至今,是我们所调研的众多规模化猪场中环保设施和运行效果最好的猪场之一,其生化处理工艺在我国环保达标型猪场废水处理工艺中具有很好的代表性。

1.2 供试猪场粪污与生化处理工艺各处理阶段水样采集及测定

2015年8月13日至2016年1月5日共4个月,作者驻现场定期采样检测各项指标。猪场粪污废水采自该猪场排出的原始粪污经固液分离后所产生的分离废水,其基本理化性质见表1。生化处理各单

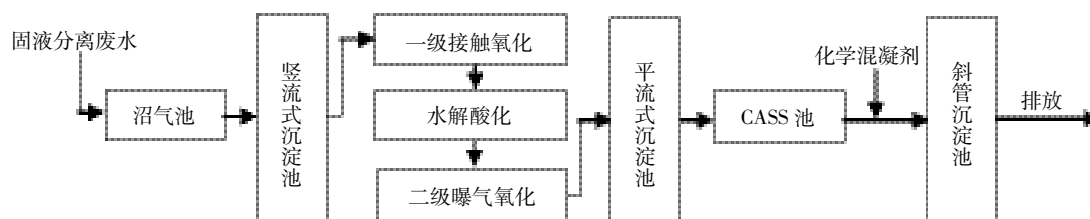


图1 猪场废水生化处理工艺流程图

Figure 1 The process flow chart of biological treatment on swine wastewater

表 1 供试猪场粪污废水基本性质

Table 1 The primary physicochemical properties of the selected swine slurry after solid-liquid separation					
pH	SS 含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	COD 含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_3\text{-N}$ 含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TN 含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TP 含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
7.20~8.14	3040~4900	6440~11 290	652.3~1044	721.3~1187	55.5~148.1

元进出水采集后一部分指标现场即时测定, 另一部分置于 4℃冰箱后, 在实验室尽快完成检测。测定的基本水质指标包括 pH、SS、COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP、色度等。

1.3 测定方法

采用 Delta 320 型精密 pH 计(梅特勒-托利多)测定 pH 值; 水质指标色度、SS、COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 和 TP 均采用标准方法^[8]测定, 分别为稀释倍数法、重量法、重铬酸钾法、纳氏试剂光度法、过硫酸钾氧化-紫外分光光度法、钼锑抗分光光度法。

2 结果与讨论

2.1 生化处理各阶段出水 SS 与 COD 的变化

猪场粪污经固液分离后由于污染物浓度高, 直接好氧处理较为困难, 一般先进行厌氧消化处理^[5,9]。如图 2 所示, 废水经厌氧产沼反应后, SS 浓度由 3040~4900 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 3012~4412 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 仅去除(5.44±4.52)%的 SS, COD 浓度由 6440~11 290 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 变化为 7174~8780 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 降低(14.44±18.75)%, SS 和 COD 去除率低。沼液进入紧接其后的竖流式沉淀池, 但因沉淀时间很短, 沉淀效果较差, 进入后续生化处理的负荷高。为有效处理这种高负荷的进水, 生化处

理工艺较长, 包括一级接触氧化+水解酸化+二级曝气氧化处理, 二沉池出水 SS 浓度为 31~186 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 浓度为 276~292 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。理论上, 厌氧消化工艺能够大幅度去除废水中 COD^[1], 如刘珊^[10]研究报道的两家处理工艺较成熟的规模化猪场, 其废水经厌氧发酵后 COD 浓度分别由 19 370、7610 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 6315、2077 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 分别去除 67.4%与 72.7%。本处理设施与其相比效果较差, 可能是由于进入沼气池的 SS 较高, 加之废水在沼气池中的 HRT 很短(3~6 d), 导致大量的以“惰性”或“颗粒物”形态存在的 COD 难以被去除。

图 3 反映了固液分离后废水和经厌氧产沼处理后的沼液过滤去除 SS 前后 COD 的变化。沼液中溶解性 COD(即过滤液中 COD)为 592~1362 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 仅占总 COD(指沼液过滤前的 COD)的 6.74%~18.99%, 沼液中绝大部分为惰性 COD, 因此增加了后续生化处理的压力。固液分离废水中溶解性 COD 为 3128~3563 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占总 COD 的 27.93%~31.56%, 进入沼气池之前, 废水中“惰性”COD 浓度为 7727~8071 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而沼气发酵后沼液中“惰性”COD 浓度仍达 5812~8188 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这进一步证明厌氧消化过程大部分去除的是废水中可溶性 COD, 而由 SS 产生的惰性 COD 去除较少。

由于目前畜禽养殖场沼气工程进水的 SS 和 COD 过高, 重“沼气产生量”轻“COD 消减量”, 即较少考虑废水处理效果问题, 导致带入的大量 SS 进入沼气池

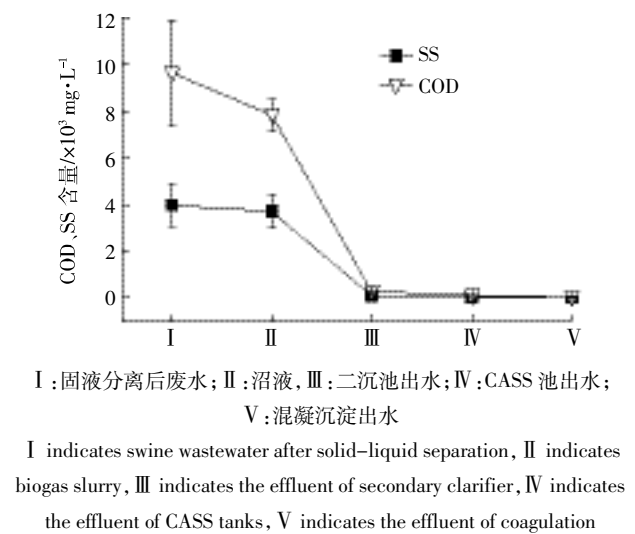


图 2 猪场废水生化处理各阶段出水 SS 与 COD
Figure 2 The variation of SS and COD in the effluent of different biological treatment stages

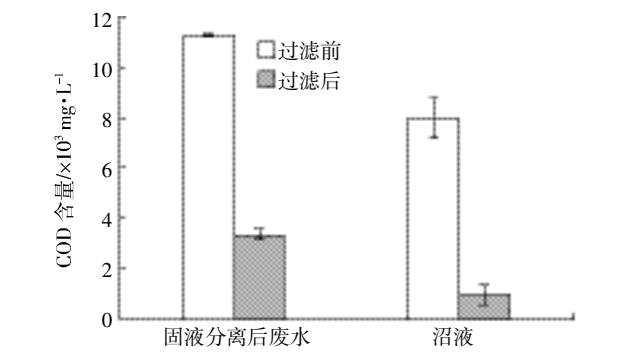
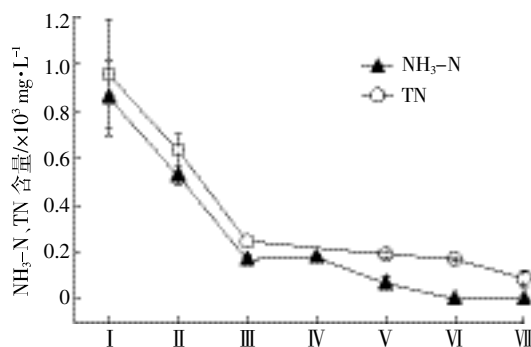


图 3 猪场粪污固液分离后废水及其沼液过滤前后的 COD
Figure 3 The variation of COD in swine wastewater after solid-liquid separation and its biogas slurry before and after filtration

后易沉渣,有效容积减少,HRT进一步缩短,对厌氧效率及程度产生很大影响。另一方面出水沼液 SS、COD 浓度高,进入后续生化处理负荷高,影响后续处理效果,在冬季温度低时尤其明显,冬季厌氧产沼对 SS 与 COD 的去除率与夏季相比分别降低约 10%和 33%。若将沼气工程的侧重点从能源利用为主要目的转变为提升废水处理效果,同时兼顾生物质能源化,如在进入沼气池前用物化法(如气浮法等)将废水中 SS 大量去除,使废水中“惰性”或“颗粒物”形态存在的 COD 预先大量去除,则厌氧处理去除 COD 的效率必然大幅提升,而且黏附于颗粒物上的氨氮与有机磷均能得到一定去除。或者清粪方式由“水冲粪”、“水泡粪”改成“干清粪、水冲洗”,将粪便与污水分离,直接减少进入沼气池的污染负荷。吴根义等^[3]调查发现,以能源利用为目标的沼气工程(粪、污水混合进入沼气池)产生的沼液,其 COD、TN、TP、NH₃-N 浓度均远高于干清粪后仅污水进入沼气池产生的沼液。厌氧单元可以选择高效 UASB 反应器代替普通沼气池来提升厌氧处理的效果^[11]。有了适合的前处理,则后端处理压力减小,利于缩短处理流程。

2.2 生化处理各阶段出水 NH₃-N 与 TN 的变化

水冲粪养殖场粪污废水含有较高的氨氮,可达到近 1000 mg·L⁻¹,使废水散发出浓烈刺鼻的臭味^[1]。如图 4 所示,该猪场粪污经固液分离后废水氨氮含量为



I: 固液分离后废水; II: 沼液; III: 一级好氧出水; IV: 水解酸化出水; V: 二沉池出水; VI: CASS 池出水; VII: 混凝沉淀出水

I indicates swine wastewater after solid-liquid separation, II indicates biogas slurry, III indicates the effluent of primarily aerobic tank, IV indicates the effluent of hydrolysis-acidification tank, V indicates the effluent of secondary clarifier, VI indicates the effluent of CASS tanks, VII indicates the effluent of coagulation

图 4 猪场废水生化处理各阶段出水 NH₃-N 与 TN

Figure 4 The variation of NH₃-N and TN in the effluent of different biological treatment stages

652.3~1044 mg·L⁻¹, 经过厌氧产沼与一级好氧处理后, 废水氨氮浓度降至 148.8~190.7 mg·L⁻¹, 去除 (82.41±0.69)% 的氨氮, 随后经过水解酸化与二级曝气氧化的二沉出水氨氮浓度为 37.9~108.7 mg·L⁻¹, 去除效率下降, 出水氨氮浓度不能稳定达到《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001)^[12]。这与报道的许多采用二级生化处理的规模化猪场处理结果一致。刘珊^[10]调查报道的两家猪场, 其废水经厌氧发酵及序批式反应池 (Sequencing batch reactor, SBR) 处理后, 氨氮浓度分别由 520、352 mg·L⁻¹ 降至 92、78 mg·L⁻¹, 分别去除 82.3% 与 80.9% 的氨氮, 出水浓度和去除率与本研究猪场二沉池出水相近。而处理工艺相对简单、落后的猪场(如王磊^[13]调研的一家东莞市规模化猪场), 其废水氨氮处理效果则较差, 经过二级生化与氧化塘处理之后, 氨氮浓度仍达 150~200 mg·L⁻¹。

该猪场为使出水氨氮能稳定达标, 后接了 CASS 工艺反复间歇曝气以降低氨氮浓度。二级生化出水进一步经过 CASS 工艺处理后, 氨氮浓度可大幅降低到 0.54~3.2 mg·L⁻¹, 但延长了工艺路线与处理时间, 增加了成本。除 CASS 池反应阶段, TN 浓度在各阶段的变化与氨氮变化基本一致, CASS 反应后 TN 浓度从 179.1~203.4 mg·L⁻¹ 降至 171.1~171.8 mg·L⁻¹, 仅去除 (10.00±5.53)%, 而此阶段的氨氮几乎得到全部去除, 去除率为 (95.93±2.54)%。由此判断 CASS 反应阶段基本以硝化反应为主, 而反硝化脱氮过程受阻。这可能与二沉池出水极低的 COD/TN (C/N) 有关, 由于二沉池出水 C/N<2, 无法为反硝化细菌提供充足的碳源, 导致反硝化过程中没有足够的电子供体而限制了反硝化过程, 使得 TN 的去除率较低^[14]。由于目前排放标准^[12]对 TN 并无要求, 所以大部分猪场对废水中 TN 浓度并无特别关注, 二级生化出水 TN 浓度范围不一。高云超等^[15]调查报道广州市钟落潭种猪场其二沉池出水 TN 浓度为 289 mg·L⁻¹, 与本研究猪场二沉池出水 TN 浓度 179.1~203.4 mg·L⁻¹ 相差较小。而刘颂东等^[16]调查发现深圳市新龙达石井猪场其接触氧化池出水 TN 浓度高达 543.6 mg·L⁻¹。随着今后越来越严格的畜禽污水排放标准, 废水中 TN 浓度亦值得关注。

已有较多研究表明高浓度氨氮对活性污泥微生物具有抑制作用^[17-19]。这是因为较高的氨氮浓度导致系统中有大量的游离氨 (Free ammonia, FA)^[14], 会对有机物降解菌、氨氧化菌 (Ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (Nitrite-oxidizing bacteria, NOB) 产生抑制作用^[20-22]。相关文献报道^[23]称游离氨浓

度在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时即对厌氧产甲烷微生物产生抑制作用,唐崇俭等^[20]在猪场废水游离氨为 $140 \sim 230 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时直接进行厌氧生物处理,反应器的 COD 去除率仅为 $8.1\% \sim 15.6\%$,反应器产气几乎停止,丧失处理功能。本研究猪场废水中游离氨浓度根据文献^[24]估算,由氨氮浓度换算后为 $6.02 \sim 66.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,其最高浓度超过报道抑制浓度,故厌氧消化时 COD 去除率为 $(14.44 \pm 18.75)\%$,亦较低。其原因除沼气池的 HRT 很短、进水 SS 过高外,游离氨的抑制作用也不能被排除^[25-27]。

游离氨会抑制硝化菌的活性,因此厌氧消化后的沼液氨氮浓度过高亦会影响后续生化处理硝化反应的顺利进行。对于不同的废水,FA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度目前尚无统一定论。有报道^[21]称 FA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度分别为 $10 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.1 \sim 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而 Rongsayamanont 等^[22]的研究结果为 $60 \sim 120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.6 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。该猪场沼液中游离氨浓度为 $5.55 \sim 16.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,对后续生化处理的硝化反应有一定影响,好氧池污泥活性不高,SVI 值(<50)较低,常规二级生化处理后二沉池出水氨氮不能稳定达标。

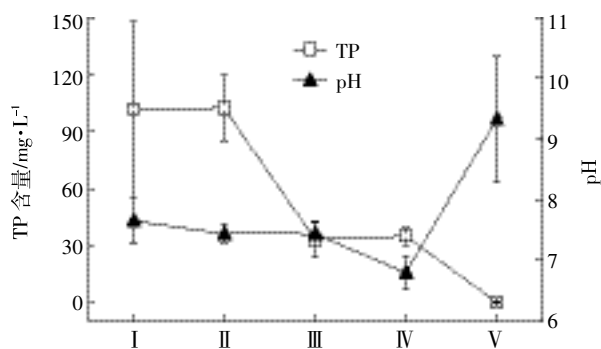
2.3 生化处理各阶段出水 pH、TP 与色度的变化

猪场废水中除含有大量有机物和氮外,还含有较高浓度的磷。图 5 反映了废水中 TP 在生化处理各阶段的变化。固液分离后废水 TP 浓度达 $55.5 \sim 148.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,由于磷多数存在于颗粒物中,经监测,固液分离前原始猪场粪污废水 TP 约 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,与其他研究者关于猪场废水中 TP 达 $100 \sim 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的报道相吻合^[28]。利用厌氧-好氧工艺的生物除磷法是目前相对较为经济的除磷方法^[29-30]。该猪场废水厌氧消化后 TP 浓度变化较小,经过一级接触氧化+水解酸化+二级曝气氧化后降至 $20.1 \sim 41.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TP 平均去除 $(67.87 \pm 4.04)\%$,CASS 反应阶段 TP 基本没有变化,出水 TP 浓度($28.5 \sim 39.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)超标。这可能是由于生化处理过程中碳源紧缺,无法同时满足聚磷菌厌氧释磷与反硝化菌反硝化脱氮,从而影响了系统充分释磷。如果在厌氧段释磷不充分,则在好氧段吸磷不完全,使系统的除磷效率降低^[31-32]。

图 5 还显示了猪场废水生化处理各阶段 pH 的变化。固液分离后废水 pH 为 $7.20 \sim 8.14$,厌氧消化及二沉池出水 pH 均稳定在 $7 \sim 8$,CASS 反应后 pH 降至 $6.35 \sim 7.08$ 。这是由于硝化过程消耗碱度,而 CASS 反应阶段反硝化过程受限(如本文 3.2 所述),则碱度得不到“回补”,导致 pH 降低。由于混凝阶段大量化学

药剂(PAC+石灰+PAM)的加入,混凝沉淀出水 pH 升高至 $7.58 \sim 10.25$ 。

目前较多猪场废水生化处理后出水呈较深的棕黄色^[33],图 6 反映了该猪场二沉池出水、CASS 池出水及混凝沉淀出水的色度变化。结果显示,常规的生化处理很难将养殖废水的色度完全消减,即使再连接 CASS 反应,出水色度仍达 40。尽管目前畜禽养殖业污染物排放标准(GB18596—2001)对色度没有要求,但排水色度深则有不好的观感。值得指出的是,由于 CASS 阶段出水 TP 浓度超标、色度较深,该污水处理站增加了化学混凝沉淀工艺脱色、除磷,混凝沉淀后废水中 TP 得到全部去除,色度降至 2,外观无色无味,最终出水完全达标。但化学脱色、除磷工艺需要消耗化学药剂并产生大量化学污泥,不但延长工艺路线



I: 固液分离后废水; II: 沼液; III: 二沉池出水; IV: CASS 池出水; V: 混凝沉淀出水

I indicates swine wastewater after solid-liquid separation, II indicates biogas slurry, III indicates the effluent of secondary clarifier, IV indicates the effluent of CASS tanks, V indicates the effluent of coagulation

图 5 猪场废水生化处理各阶段出水 TP 与 pH

Figure 5 TP and pH variation of the effluent of different biological treatment stages

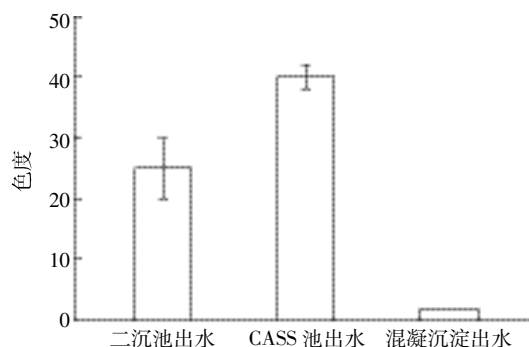


图 6 猪场废水二级生化处理后各阶段出水色度

Figure 6 Chroma variation of the effluent of different stages after secondary biological treatment

与时间,还增加了处理成本^[34]。

3 结论

(1)水冲粪猪场废水经过固液分离后,COD、NH₃-N、TP含量仍然很高,最高分别达11 290、1044、148.1 mg·L⁻¹。传统厌氧反应器短时间的厌氧消化大部分去除的是废水中可溶性COD,沼液可生化性变差,传统沼气池没有充分发挥消减COD的功效,增加了后端处理负担。

(2)常规二级生化处理后二沉池出水不能稳定达标。后接CASS工艺进一步处理后,除氨氮达标外,TN和TP去除率仍较低,出水TP浓度超标、色度深,养殖废水常规固液分离-厌氧产沼-多级生化处理仍难达标。增加化学混凝沉淀工艺能使废水完全达标,出水无色无味,但会产生大量化学污泥并消耗化学药剂,延长工艺路线并增加成本。

(3)建议将沼气工程的侧重点从能源利用转变为废水处理,同时兼顾生物质能源化,通过物化法预先去除进水SS,或改清粪方式为“干清粪、水冲洗”,同时选择高效UASB反应器代替普通沼气池。有了适合的前处理则后端处理压力减小,利于缩短处理流程。

致谢:湖南原生生物科技有限公司李世梅主任、南京贝克特环保科技有限公司魏庆经理在现场调查中给予了较多帮助,特此致谢。

参考文献:

- [1] 李 扬, 乔 亮. 现代化养殖场粪污废水处理技术探讨[J]. 北京农业, 2014(30):297.
LI Yang, QIAO Liang. Review on treatment technology of modern livestock wastewater[J]. *Beijing Agriculture*, 2014(30):297.
- [2] 潘 寻, 韩 哲, 贲伟伟. 山东省规模化猪场猪粪及配合饲料中重金属含量研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1):160-165.
PAN Xun, HAN Zhe, BEN Wei-wei. Heavy metal contents in pig manure and pig feeds from intensive pig farms in Shandong Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(1):160-165.
- [3] 吴根义, 廖新梯, 贺德春, 等. 我国畜禽养殖污染防治现状及对策[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(7):1261-1264.
WU Gen-yi, LIAO Xin-di, HE De-chun, et al. Current situation and countermeasures of livestock industry pollution control in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(7):1261-1264.
- [4] 负旭江, 宋 毅. 中国畜牧兽医年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2015:1.
YUN Xu-jiang, SONG Yi. China animal husbandry and veterinary year-book[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2015:1.
- [5] 梁 进, 李袁琴, 杨 平. 畜禽养殖废水处理技术探讨[J]. 四川环境, 2011, 30(6):139-143.
LIANG Jin, LI Yuan-qin, YANG Ping. Study on treatment of wastewater from livestock and poultry farms[J]. *Sichuan Environment*, 2011, 30(6):139-143.
- [6] 韩 巍. 规模化养猪场废水处理的试验研究[D]. 儋州: 华南热带农业大学, 2006.
HAN Wei. Study on treatment of piggery wastewater[D]. Danzhou: South China University of Tropical Agriculture, 2006.
- [7] 洪和琪. 浅析畜禽养殖废水处理技术研究进展[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(32):109-110, 217.
HONG He-qi. Advances on the research of poultry and livestock breeding wastewater treatment[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2015, 43(32):109-110, 217.
- [8] 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.
State Environmental Protection Administration. Methods for the monitoring and analysis of water and wastewater[M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [9] 尹福斌, 季 超, 董红敏, 等. 畜禽粪便中残留抗生素对厌氧消化影响的研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2016, 18(5):171-177.
YIN Fu-bin, JI Chao, DONG Hong-min, et al. Research progress on effect of antibiotic on anaerobic digestion treatment in animal manure[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2016, 18(5):171-177.
- [10] 刘 珊. 湘潭县生猪养殖污染的调查研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2010.
LIU Shan. Investigation of pig-breeding industry pollution in Xiangtan County[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2010.
- [11] 覃 舟, 徐 钢. UASB 能源生态型沼气工程与畜禽养殖场污水的处理利用[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(增刊):427-429.
QIN Zhou, XU Gang. Treatment of wastewater from domestic animal farm by UASB process[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(Suppl):427-429.
- [12] 国家环境保护总局. GB 18596—2001 畜禽养殖业污染物排放标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2003.
State Environmental Protection Administration. GB 18596—2001 Discharge standard of pollutants for livestock and poultry breeding[S]. Beijing: China Standards Press, 2003.
- [13] 王 磊. SBR 处理养猪场废水研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2005.
WANG Lei. Study on piggery wastewater treatment with SBR process[D]. Chengdu: Southwest Jiaotong University, 2005.
- [14] 王建文. SBR 工艺中同步硝化反硝化影响因素及动力学模型研究[D]. 西安: 长安大学, 2013.
WANG Jian-wen. Study on influencing factors and dynamics model of the simultaneous nitrification and denitrification processes in SBR[D]. Xi'an: Chang'an University, 2013.
- [15] 高云超, 邝哲师, 田兴山, 等. 猪场污水活性污泥-氧化塘法处理效果及环境问题探讨[J]. 广东农业科学, 2003(3):46-49.
GAO Yun-chao, KUANG Zhe-shi, TIAN Xing-shan, et al. The effect of activated sludge-oxidation pond process for swine wastewater[J]. *Guangdong Agricultural Science*, 2003(3):46-49.

- [16] 刘颂东,潘木水,高云超,等. 猪场污水 A²O-深度处理法及其效果[J]. 广东农业科学, 2003(5): 54-56.
LIU Song-dong, PAN Mu-shui, GAO Yun-chao, et al. The effect of A²O-advanced treatment for swine wastewater[J]. *Guangdong Agricultural Science*, 2003(5): 54-56.
- [17] 王庆,丁原红,任洪强,等. 高浓度氨氮对活性污泥性能的影响[J]. 工业用水与废水, 2012, 43(2): 13-16.
WANG Qing, DING Yuan-hong, REN Hong-qiang, et al. Influence of high concentration ammonia nitrogen on property of activated sludge[J]. *Industrial Water & Wastewater*, 2012, 43(2): 13-16.
- [18] Obaja D, Mace S, Costa J, et al. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 87(1): 103-111.
- [19] 吴莉娜,彭永臻,王淑莹,等. 游离氨对城市生活垃圾渗滤液短程硝化的影响[J]. 环境科学, 2012, 29(12): 3428-3432.
WU Li-na, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, et al. Effect of free ammonia on the short-cut nitrification of the municipal landfill leachate[J]. *Environmental Science*, 2012, 29(12): 3428-3432.
- [20] 唐崇俭,郑平,金仁村,等. 猪场废水厌氧生物处理 FAN 抑制及其调控对策的研究[J]. 高校化学工程学报, 2008, 22(4): 697-702.
TANG Chong-jian, ZHENG Ping, JIN Ren-cun, et al. Inhibition of anaerobic digestion of swine wastewater caused by free ammonia nitrogen and its control strategies[J]. *Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities*, 2008, 22(4): 697-702.
- [21] Kim D J, Lee D L, Keller J. 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*, 2005, 97(3): 459-468.
- [22] Rongsayamanont C, Limpiyakorn T, Law B, et al. Relationship between respirometric activity and community of entrapped nitrifying bacteria: Implications for partial nitrification[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2010, 46(3/4): 229-236.
- [23] Sossa K, Alarcón M, Aspé E, et al. Effect of ammonia on the methanogenic activity of methylaminotrophic methane producing *Archaea* enriched biofilm[J]. *Anaerobe*, 2004, 10(1): 13-18.
- [24] 张树军,彭永臻,曾薇,等. 高氮城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮[J]. 环境科学学报, 2006, 26(5): 751-756.
ZHANG Shu-jun, PENG Yong-zhen, ZENG Wei, et al. Nitrogen removal from high nitrogen municipal landfill leachate via nitrification and denitrification[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(5): 751-756.
- [25] 高文萱,张克强,梁军锋,等. 氨胁迫对猪粪厌氧消化性能的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(10): 1997-2003.
GAO Wen-xuan, ZHANG Ke-qiang, LIANG Jun-feng, et al. Effects of ammonia stresses on anaerobic digestion of swine manure[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(10): 1997-2003.
- [26] Calli B, Mertoglu B, Inanc B, et al. Effects of high ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors[J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(3/4): 1285-1292.
- [27] Ho L, Ho G. Mitigating ammonia inhibition of thermophilic anaerobic treatment of digested piggery wastewater: Use of pH reduction, zeolite, biomass and humic acid[J]. *Water Research*, 2012, 46(14): 4339-4350.
- [28] 张颖. 猪场废水厌氧除磷工艺研究[D]. 成都: 中国农业科学院, 2006.
ZHANG Ying. Research of anaerobic phosphorus removal technics of piggery wastewater[D]. Chengdu: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2006.
- [29] 郭夏丽,郑平. 接种物对磷酸盐的厌氧转化作用[J]. 浙江大学学报, 2005, 31(1): 88-91.
GUO Xia-li, ZHENG Ping. Anaerobic conversion of phosphate by the mixed inoculum[J]. *Journal of Zhejiang University*, 2005, 31(1): 88-91.
- [30] 王昶,吕晓翠,贾青竹,等. 含磷废水处理技术研究进展[J]. 水处理技术, 2009, 35(12): 16-21.
WANG Chang, LÜ Xiao-cui, JIA Qing-zhu, et al. Advances on the research of phosphorus wastewater treatment[J]. *Technology of Water Treatment*, 2009, 35(12): 16-21.
- [31] 孟祥至,孟昭福,赵君楠,等. 进水氨氮浓度对 SBR 法处理猪场废水的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(8): 1656-1663.
MENG Xiang-zhi, MENG Zhao-fu, ZHAO Jun-nan, et al. Effect of influent concentrations of ammoniacal nitrogen on SBR treatment for swine wastewater[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(8): 1656-1663.
- [32] 曹贵华,黄勇,潘杨. 常规生物脱氮除磷工艺中问题及对策[J]. 水处理技术, 2009, 35(3): 102-106.
CAO Gui-hua, HUANG Yong, PAN Yang. Problems and strategies of conventional biological nitrogen and phosphorus removal process[J]. *Technology of Water Treatment*, 2009, 35(3): 102-106.
- [33] 白中炎,仲海涛,彭晓春,等. 石马河流域规模化养猪场废水处理现状研究[J]. 广东化工, 2008, 35(9): 95-99.
BAI Zhong-yan, ZHONG Hai-tao, PENG Xiao-chun, et al. The status of investigation on piggery waste water treatment of the large-scale pig farms in Shima River basin[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2008, 35(9): 95-99.
- [34] 张颖,邓良伟. 猪场废水厌氧消化过程中的除磷效果[J]. 生态与农村环境学报, 2012, 28(1): 93-97.
ZHANG Ying, DENG Liang-wei. Phosphorus removal from swine wastewater through anaerobic digestion[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2012, 28(1): 93-97.