

臭氧曝气对厌氧处理猪场废水磷素形态的影响*

王 风¹ 张 月¹ 薛长亮¹ 石亚楠¹ 张克强¹ 张龙江²
(1. 农业部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要:应用自行设计的臭氧深度处理装置对猪场厌氧处理废水开展曝气试验,在曝气 0、10、20、40、60 min 时分别取样测定各种形态磷素质量浓度。结果表明,臭氧不同曝气时间对废水体系(液体和固体)中磷素形态有显著影响。可溶性总磷、可溶性无机磷、总有机磷和颗粒态有机磷质量浓度呈下降趋势,60 min 取样时分别比初始减少 30.28%、41.80%、34.92% 和 79.53%,均达到显著性差异水平($P < 0.05$);可溶性有机磷、颗粒态总磷、颗粒态无机磷质量浓度呈上升趋势,60 min 取样时分别比初始增加 105.11%、46.74% 和 123.86%,均达到显著性差异水平($P < 0.05$)。60 min 内通过磷化氢气态途径损失量极小,仅占废水体系总磷量的 0.38%。废水体系中的总磷质量浓度基本保持不变。经臭氧消毒准备用于农田的猪场废水应考虑易被植物利用的速效磷的损失以及颗粒态磷素的回收。

关键词: 臭氧曝气 猪场废水 磷形态

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2014)07-0151-05

引言

近年来我国畜禽养殖业迅速发展,随之产生的大量粪污成为制约养殖业健康生产的关键因素。因粪污中营养盐及有机物含量较高^[1],直接排放势必造成水环境的污染^[2]。针对我国畜牧养殖业的发展特点,将养殖废水进行简易处理后,以水肥耦合的方式进行农田灌溉是最佳的处理和利用途径^[3]。但养殖废水中含有大量的病原微生物,直接用于农业生产会降低粮食和蔬菜品质,甚至威胁人类健康^[4],因此养殖废水农用之前必须进行消毒处理。目前臭氧曝气是我国应用较多的消毒方法^[5],其通过破坏细菌细胞膜,使细菌内含物外溢而死亡,对杀灭细菌具有显著的效果^[6],优于氯、二氧化氯等其它杀菌剂^[7],且产生的有害副产物少,同时还能降低废水的 COD、浊度、色度^[8]等,是一种环境友好型杀菌剂。但臭氧消毒过程可能会改变养分形态进而影响养分利用效率,对后期废水的农田利用造成影响。本文通过自行设计的臭氧曝气装置对厌氧处理

猪场废水进行处理,探讨曝气时间对猪场废水磷素形态和质量浓度作用特征,为后续农业高效利用提供实践指导。

1 试验

1.1 试验材料

试验用猪场废水取自天津市益利来养殖有限公司厌氧消化池。主要水处理工艺流程包括固液分离—过滤和匀浆—厌氧消化等。消化池类型为改良塞流式厌氧池,容积 100 m³,日处理猪场废水 20 m³,水力滞留期为 5 d。猪场废水厌氧处理后出水水质见表 1(表中 TKN 为总凯氏氮,COD 为化学需氧量,TP 为总磷,DTP 为可溶性总磷,DIP 为可溶性无机磷,DOP 为可溶性有机磷,PTP 为颗粒态总磷,PIP 为颗粒态无机磷,POP 为颗粒态有机磷)。

1.2 试验装置

试验用臭氧曝气装置见图 1。臭氧接触反应器材质为有机玻璃,直径为 12 cm,高 50 cm,气体流量为 3 ~ 3.5 L/min,臭氧质量浓度为 38 ~ 60 mg/L。以

表 1 猪场废水厌氧处理后出水水质
Tab.1 Water quality of the tested anaerobic swine wastewater

参数	TKN 质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N 质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N 质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	COD 质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	pH 值	TP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	DTP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	DIP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	DOP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	PTP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	PIP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	POP 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	Ca 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)	Mg 质量 浓度/ (mg·L ⁻¹)
数值	634.82	616.85	3.49	416.2	8.53	28.93	17.47	16.10	1.37	11.34	7.04	4.30	116	63

收稿日期: 2013-09-08 修回日期: 2013-11-04
* “十二五”国家科技支撑计划资助项目(2012BAD15B02)和天津市科技支撑计划重点项目(12ZCZDNC01800)
作者简介: 王风,助理研究员,主要从事农业废弃物资源化利用研究,E-mail: wangfeng_530@163.com

10 mol/L 的浓 HNO_3 为气态磷吸收液,臭氧尾气由碘化钾溶液吸收,并加入少量可溶性淀粉,启动臭氧发生器后淀粉碘化钾试剂开始变蓝时开始计时。臭氧制造原料为氧气,由空气滤膜在常温常压下将氧气与空气中的其他成分分离获得;通过高压放电发生器制造的高压电流形成高压电晕电场,使电场内或电场周围的氧气分子发生电化学反应而制备臭氧。

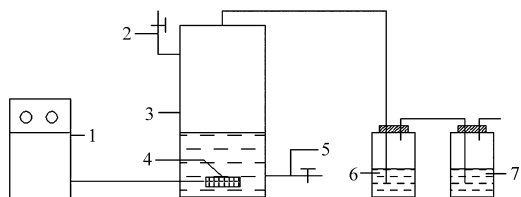


图1 试验装置流程图

Fig.1 Schematic diagram of experimental apparatus

1. 臭氧发生器 2. 进样口 3. 臭氧曝气装置 4. 曝气头 5. 出样口 6. 吸收液 7. 淀粉碘化钾指示剂

1.3 试验设计

试验前用蒸馏水冲洗曝气装置内壁,并将 1 L 厌氧处理猪场废水倒入曝气装置内。由实验室测得的臭氧消毒数据可知,在本臭氧曝气装置中处理 1 L 水,曝气 60 min 时杀菌效果最好,因此分别在曝气 0、10、20、40、60 min 时将样品混合均匀后取样 60 mL,取样时段分别记作 t_0 、 t_{10} 、 t_{20} 、 t_{40} 、 t_{60} 。

1.4 测定指标与方法

测定指标包括 TP、DTP、DIP、DOP、PTP、PIP、POP^[9] 以及 PH_3 。不同形态磷素提取方法和步骤如下:TP 采用过硫酸钾消煮后比色测定;DTP 是将通过 0.45 μm 滤膜后的水样用过硫酸钾消煮后比色测定;DIP 是将过 0.45 μm 滤膜后的水样比色测定;DOP 为 DTP 与 DIP 之差;PTP 是将滤过 10 mL 废水的 0.45 μm 滤膜置于马弗炉中,550℃灼烧 2 h 后用 1 mol/L 的 HCl 浸提 16 h,离心,比色测定;PIP 是将滤过废水的滤膜用 1 mol/L 的 HCl 浸提 16 h 后,离心,比色测定;POP 为 PTP 与 PIP 之差;总有机磷 TOP 为 DOP 与 POP 之和;气态 PH_3 采用 10 mol/L 浓 HNO_3 吸收比色测定^[10]。以上具体提取步骤参照 Aspila 的方法^[11]。所有形态磷素均采用钼锑抗分光光度法比色测定^[12]。

1.5 数据处理与分析

数据采用 SAS v8.0 进行差异显著性分析,用 Duncan 新复极差法在 0.05 水平上检测。图表绘制在 Excel 2003 中完成。

2 结果与分析

2.1 臭氧不同曝气时间对废水中 TP、DTP 和 DIP 质量浓度的影响

不同处理时间猪场废水中 TP、DTP 和 DIP 的变

化趋势见图 2。从图中可以看出,废水体系中(液相+固相)TP 质量浓度基本保持稳定不变,方差分析结果表明随臭氧曝气时间延长废水体系中总磷质量浓度差异不显著($P > 0.05$);随臭氧曝气时间延长废水体系中 DTP 和 DIP 质量浓度均呈下降趋势。 t_{10} 、 t_{20} 、 t_{40} 和 t_{60} 时段的 DTP 质量浓度均与 t_0 时段差异达到显著水平($P < 0.05$), t_{60} 时段废水中的 DTP 质量浓度与 t_0 相比降低了 5.29 mg/L,相当于减少了 30.28%;各取样时段 DIP 质量浓度差异均达到显著水平($P < 0.05$), t_{60} 时段废水中的 DIP 质量浓度与 t_0 相比降低了 6.73 mg/L,相当于减少了 41.8%。而且各取样时段 DIP 的降低速率和减少的量均超过了 DTP。

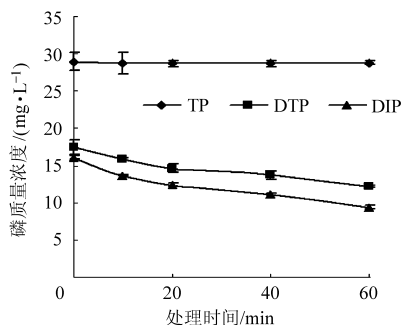


图2 臭氧不同曝气时间下废水中 TP、DTP 和 DIP 质量浓度

Fig.2 Contents of TP, DTP and DIP in wastewater after different ozone aerating duration

2.2 臭氧不同曝气时间对废水中 TOP、POP 和 DOP 质量浓度的影响

不同处理时间猪场废水中 TOP、POP 和 DOP 质量浓度的变化趋势见图 3。从图中可以看出,随臭氧曝气时间延长废水中 TOP 和 POP 质量浓度均呈下降趋势。方差分析结果显示, t_0 与 t_{10} 时段 TOP 质量浓度没有显著差异,而 $t_{20} \sim t_{60}$ 各时段 TOP 质量浓度均与 t_0 时段达到显著差异水平,且在 $t_{20} \sim t_{60}$ 时段内 TOP 质量浓度没有显著变化,说明 TOP 质量浓度降低主要集中在 $t_{10} \sim t_{20}$ 阶段,随处理时间的延长 TOP 降低趋势逐渐减缓; t_{60} 时段 TOP 质量浓度比 t_0 时段降低了 1.98 mg/L,相当于减少 34.92%。随臭氧曝气时间延长废水中 POP 质量浓度变化特征与 TOP 相似, t_{60} 时段 POP 质量浓度比 t_0 时段降低了 3.42 mg/L,相当于减少 79.53%。各取样时段 POP 质量浓度降低速率和减少的量均超过了 TOP。随臭氧曝气时间延长废水中 DOP 质量浓度呈上升趋势,在 $t_0 \sim t_{20}$ 时段内增加迅速,各时段废水 DOP 质量浓度与 t_0 时段相比显著增加($P < 0.05$),随处理时间的推移 DOP 增加趋势逐渐减缓; t_{60} 时段 DOP 质量浓度比 t_0 时段升高了 1.44 mg/L,相当于增加了

105.11%。

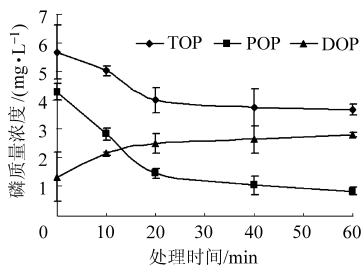


图 3 臭氧不同曝气时间下废水中 TOP、POP 和 DOP 质量浓度

Fig. 3 Contents of TOP, POP and DOP in the wastewater after different ozone aerating duration

2.3 臭氧不同曝气时间对废水中 PTP 和 PIP 质量浓度的影响

不同处理时间猪场废水中 PTP 和 PIP 质量浓度的变化趋势见图 4。从图中可以看出,各时段废水中的 PTP 和 PIP 质量浓度均呈上升趋势,随臭氧曝气时间延长上升的速率逐渐减缓。 t_{60} 时段废水中 PTP 和 PIP 质量浓度分别比 t_0 时段升高了 5.30 mg/L 和 8.72 mg/L,相当于分别增加了 46.74%、123.86%。不同取样时段之间 PTP 以及 PIP 质量浓度分别达到了显著性水平($P < 0.05$)。

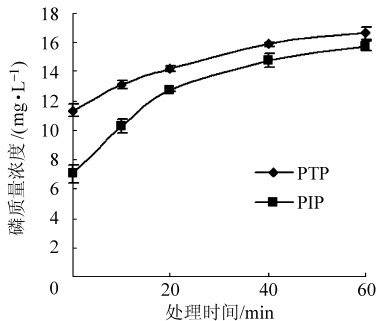


图 4 臭氧不同曝气时间下废水中 PTP 和 PIP 质量浓度

Fig. 4 Contents of PTP and PIP in the wastewater after different ozone aerating duration

2.4 臭氧曝气前后废水中磷形态和构成

臭氧曝气前后废水中磷形态和构成见图 5。从图中可以看出, t_0 时段各种磷素形态总量和 t_{60} 时段一致。臭氧曝气后废水体系中磷素形态和构成变化显著,DTP 质量浓度减少而 PTP 质量浓度增加, t_{60} 时段检测到浓 HNO_3 吸收液中有磷素存在,但其累积产生量极少,仅为废水体系 TP 质量浓度的 0.38%。此外,臭氧曝气后 DTP 质量浓度减少是因为 DIP 的减少而造成的;PTP 质量浓度增加是通过 PIP 的增加而实现的。

3 讨论

臭氧作为一种强氧化剂,可以杀死废水中大部分微生物,因此被广泛应用于废水消毒领域^[13-17]。

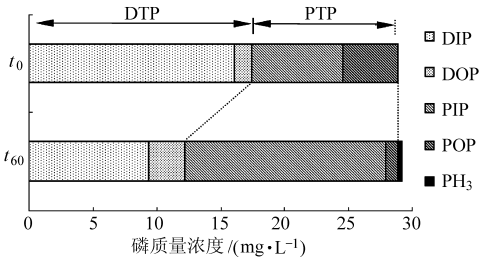


图 5 臭氧曝气前后废水中磷形态和构成

Fig. 5 Forms of phosphorus in wastewater without and with ozone aeration

试验所用猪场废水呈弱碱性(pH 值为 8.53),在碱性环境下会与臭氧离解生成的羟基自由基反应,比臭氧直接反应有更强的氧化性^[18]。在臭氧曝气过程中废水中 TP 质量浓度无显著变化,表明该过程磷素仍然存在于反应体系中,没有造成损失或发生磷素显著脱离反应体系现象,与张克强等^[19]在臭氧处理蔬菜发酵料液中的研究结果一致;试验中 DTP 与 DIP 变化趋势与幅度均一致,表明试验过程中 DTP 质量浓度的降低是由 DIP 质量浓度降低引起的,臭氧曝气会降低磷素有效性,主要原因在于:以 PO_4^{3-} 为主要存在形式的 DIP,遇到有机物分解^[20]释放的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 Fe^{3+} 等金属离子,结合形成沉淀造成 DIP 质量浓度降低,而 PIP 质量浓度升高;同时 POP 质量浓度降低也证实了有机物氧化分解的反应过程。虽然臭氧曝气过程会导致部分 POP 向 DTP 转化,但转化的速度远小于 PIP 增加的速度,最终造成了 DTP 质量浓度的降低。臭氧曝气过程中废水 TOP 质量浓度总体呈下降趋势,而 TP 质量浓度不变,表明部分有机磷转化成了无机磷, TOP 的转化过程可能包括 2 个途径:POP 直接氧化分解为无机磷;POP 首先转化为 DOP, DOP 继续氧化为无机磷。两个途径共同促进有机磷向无机磷的转化。废水 DOP 质量浓度的升高表明臭氧对大分子有机物的氧化分解作用要强于小分子有机物,高乃云等试验结果也证实了这个结论^[21]。

猪场废水厌氧消化阶段体系中氧化还原电位较低,一些无机磷(磷酸二氢钾、磷酸氢二钾等)和有机磷(卵磷脂、蛋白胍等)可以被厌氧微生物转化为磷化氢^[22],并以水结合态或基质结合态存在于厌氧废水中。试验从开始启动臭氧发生器至淀粉-碘化钾试剂变蓝,中间间隔了 1.5 min,此过程通入的气体主要是纯氧气,因为臭氧制备需要一定过程;或者是初期产生的臭氧更多消耗在体系中较多的还原性物质上,曝气过程间接等同于气体搅拌,可能会将废水中部分以结合态形式存在的 PH_3 吹脱出废水体系,被浓硝酸吸收液氧化而固定。因此磷的气态损

失主要集中在臭氧曝气前的纯氧气曝气阶段,由于该过程时间较短, PH_3 气态损失量也较少。邓良伟^[23]等发现猪场废水在经过6 d的厌氧消化后,上清液中的总磷去除率高达57.3%,且在气体吸收液中同样检测到了磷,说明废水中部分磷素通过气态化合物途径排放脱离体系。污水厌氧处理过程也发现磷素损失达到30%~40%,而其损失量的25%~50%是以气态 PH_3 的形式散发到大气中^[24]。因此,非氧化性气体曝气对 PH_3 损失途径需要引起重视,特别是在厌氧发酵过程,而 PH_3 产生机制和逸失的影响因素还需进一步试验研究。

4 结论

(1) 臭氧曝气对厌氧处理猪场废水中磷素形态

及质量浓度有显著影响。可溶性总磷、可溶性无机磷、总有机磷、颗粒态有机磷均随曝气时间延长而减少,持续臭氧曝气60 min分别降低30.28%、41.80%、34.92%和79.53%。可溶性有机磷、颗粒态总磷、颗粒态无机磷随曝气时间延长而增加,持续臭氧曝气60 min分别增加105.11%、46.74%和123.86%。有机态磷素形态转化过程主要发生在臭氧曝气的前20 min内。

(2) 臭氧曝气对猪场废水体系总磷质量浓度无显著影响,而非氧化性气体曝气过程促进废水体系 PH_3 损失,但其占体系总磷量微乎其微。

(3) 经臭氧消毒准备用于农田的猪场废水应考虑易被植物利用的速效磷的损失,并关注颗粒态磷素的回收。

参 考 文 献

- 1 Lansing S L, Martin J F. Use of an ecological treatment system (ETS) for removal of nutrients from dairy wastewater[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28(3): 235–245.
- 2 李文哲,徐名汉,李晶宇. 畜禽养殖废弃物资源化利用技术发展分析[J]. *农业机械学报*, 2013, 44(5): 135–142.
Li Wenzhe, Xu Minghan, Li Jingyu. Prospect of resource utilization of animal faeces wastes[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2013, 44(5): 135–142. (in Chinese)
- 3 Mohammad M J, Mazahreh N. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2003, 34(9–10): 1281–1294.
- 4 Qadir M, Wichelns D, Raschid-Sally L, et al. The challenges of wastewater irrigation in developing countries [J]. *Agricultural Water Management*, 2010, 97(4): 561–568.
- 5 王祥勇,陈洪斌,阮久丽. 污水和再生水臭氧消毒的研究和应用[J]. *水处理技术*, 2010, 36(4): 19–23.
Wang Xiangyong, Chen Hongbin, Ruan Jiuli. Process on wastewater and reuse water disinfection by ozone [J]. *Technology of Water Treatment*, 2010, 36(4): 19–23. (in Chinese)
- 6 Xu P, Janex M L, Savoye P, et al. Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design[J]. *Water Research*, 2002, 36(4): 1043–1055.
- 7 蒋以元,柯真山,张昱,等. 城市污水再生利用中的消毒问题研究[J]. *环境工程学报*, 2008, 2(1): 16–18.
Jiang Yiyuan, Ke Zhenshan, Zhang Yu, et al. Study on disinfection problems in municipal wastewater reclamation treatment process [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2008, 2(1): 16–18. (in Chinese)
- 8 Facile N, Barbeau B, Prévost M, et al. Evaluating bacterial aerobic spores as a surrogate for *Giardia* and *Cryptosporidium* inactivation by ozone[J]. *Water Research*, 2000, 34(12): 3238–3246.
- 9 戚晓红. 中国近海部分典型海域磷的生物地球化学研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2005.
Qi Xiaohong. Studies on biogeochemistry of phosphorus in the coastal waters of China[D]. Qingdao: Chinese Marine University, 2005. (in Chinese)
- 10 韦伟. 污水处理中磷化氢的释放过程研究[D]. 广州:广州大学,2010.
Wei Wei. Research on release of phosphine in wastewater treatment[D]. Guangzhou: Guangzhou University, 2010. (in Chinese)
- 11 Aspila K I, Agemian H, Chau A S Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments[J]. *Analyst*, 1976, 101: 187–197.
- 12 Koroleff F. Determination of nutrients [M] // Grasshoff K, Almgreen T. *Methods of Seawater Analysis*. New York: VCH Publishers, 1976: 117–156.
- 13 Rakness K L, Corsaro K M, Hale G, et al. Wastewater disinfection with ozone—process control and operating results[J]. *Ozone: Science & Engineering*, 1993, 15(6): 497–513.
- 14 Ternes T A, Stüber J, Herrmann N, et al. Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater[J]. *Water Research*, 2003, 37(8): 1976–1982.
- 15 Snyder S A, Wert E C, Rexing D J, et al. Ozone oxidation of endocrine disruptors and pharmaceuticals in surface water and wastewater[J]. *Ozone: Science & Engineering*, 2006, 28(6): 445–460.
- 16 Huber M M, Göbel A, Joss A, et al. Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal wastewater effluents: a pilot study[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(11): 4290–4299.

17 Zhang H, Yamada H, Tsuno H. Removal of endocrine-disrupting chemicals during ozonation of municipal sewage with brominated byproducts control[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(9): 3375 – 3380.

18 竹湘锋. 有机废水的催化臭氧氧化研究[D]. 杭州:浙江大学,2005.
Zhu Xiangfeng. Catalytic ozonation of the organic wastewater[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2005. (in Chinese)

19 乔汪硯,王惠生,杨鹏,等. 臭氧在蔬菜废弃物发酵液深度处理中的应用[J]. 环境工程,2012,30(1):35 – 38.
Qiao Wangyan, Wang Huisheng, Yang Peng, et al. The application of ozone in treatment of the aerobic fermentation liquid of vegetable wastes[J]. Environmental Engineering, 2012, 30(1): 35 – 38. (in Chinese)

20 李红兰,张克峰,王永磊. 臭氧在饮用水处理中的应用[J]. 水资源保护,2006,22(3):60 – 65.
Li Honglan, Zhang Kefeng, Wang Yonglei. Application of ozone to drinking water treatment [J]. Water Resources Protection, 2006, 22(3): 60 – 65. (in Chinese)

21 汪力,高乃云,朱斌,等. 从分子质量的变化分析臭氧活性炭工艺[J]. 中国给水排水,2005,21(3):12 – 16.
Wang Li, Gao Naiyun, Zhu Bin, et al. Analysis on ozone/biological activated carbon process from the view of molecular weight distribution[J]. China Water & Wastewater, 2005, 21(3): 12 – 16. (in Chinese)

22 周康群,刘晖,孙彦富,等. 厌氧条件总磷还原为磷化氢种泥筛选及功能菌株鉴定[J]. 生态环境,2007,16(6):1669 – 1673.
Zhou Kangqun, Liu Hui, Sun Yanfu, et al. Screening the phosphate reducer deoxidizing total phosphate into PH₃ and the identification of the functional bacteria[J]. Ecology and Environment, 2007, 16(6): 1669 – 1673. (in Chinese)

23 张颖,邓良伟. 猪场废水的厌氧消化除磷机制[J]. 环境工程学报,2012,6(7):2345 – 2350.
Zhang Ying, Deng Liangwei. Mechanism of phosphorus removal from piggery wastewater under anaerobic condition[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, 6(7): 2345 – 2350. (in Chinese)

24 牛晓君,耿金菊,马宏瑞,等. 富营养浅水湖泊中新发现的磷化氢[J]. 中国环境科学,2004,24(1):85 – 88.
Niu Xiaojun, Geng Jinju, Ma Hongrui, et al. Discovery of a new phosphide-phosphine in eutrophic lakes [J]. China Environmental Science, 2004, 24(1): 85 – 88. (in Chinese)

Influence of Ozone Disinfection on Phosphorus Form Transformation in Anaerobic Swine Wastewater

Wang Feng¹ Zhang Yue¹ Xue Changliang¹ Shi Ya'nan¹ Zhang Keqiang¹ Zhang Longjiang²
(1. Institute of Agro-environmental Protection, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China
2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China)

Abstract: As a kind of advanced oxidation technology, ozone aeration has been widely used in wastewater treatment and disinfection. Ozone aeration of piggery wastewater also significantly affects the forms of phosphorus and effectiveness, which have important effects on the utilization of pigfarm effluent regeneration in farmland. In order to study the influences of different durations of ozone aeration on the phosphorus content and form transformation in anaerobic swine wastewater, the experiment, sampling and measuring the content of phosphorus in different forms, was conducted on self-designed apparatus, with five different durations of ozone aeration, 0 min, 10 min, 20 min, 40 min, 60 min, respectively. The results show that different durations of ozone aeration remarkably affect the content of phosphorus in different forms in wastewater system. Specifically, the contents of total soluble phosphorus, soluble inorganic phosphorus, total organic phosphorus and particulate organic phosphorus show decline trends with the magnitudes of 30.28%, 41.80%, 34.92% and 79.53% at the end of aeration lasted for 60 min, respectively. By the contrary, the contents of soluble organic phosphorus, total particulate phosphorus and particulate inorganic phosphorus show upward trend, which increase by 105.11%, 46.74% and 123.86% at the end of 60 min ($P < 0.05$), respectively. Meanwhile, the loss of gaseous phosphorus is also detected in the absorbing liquid with trace amount, which only occupying 0.38% of the total phosphorus. The total phosphorus content in the wastewater system is basically unchanged. The loss of available phosphorus and the recovery of particulate phosphorus in the swine wastewater after ozone aeration should be taken into consideration.

Key words: Ozone aeration Swine wastewater Phosphorus forms