doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2024.S2.033

不同氢氧化钙投加条件下两段式氨吹脱处理餐厨垃圾沼液性能研究

王洪芹[1,2] 陈志豪[1] 王亮才[3] 徐剑翔[3] 董仁杰[1] 柳 珊[1,2]

（1. 中国农业大学工学院，北京 100083；2. 中国农业大学烟台研究院，烟台 264670；
3. 金华格莱铂新能源环保科技有限公司，金华 321000）

摘要：为改善氨吹脱技术处理餐厨垃圾沼液时碱剂利用率低、气液接触效果差和氨吸收率低等问题，提高餐厨垃圾沼液氨回收效率和工艺经济性，提出两段式沼液氨吹脱处理工艺，探究了不同氢氧化钙添加量和气流量对餐厨垃圾沼液氨吹脱效果的影响；研究了不同预吹脱（进液速度、预吹脱时间、曝气速度）和氨吹脱条件（投碱量、气液比）对两段式氨吹脱工艺运行效果的影响；并进行了餐厨垃圾沼液氨吹脱工艺经济性评价。结果表明，当氢氧化钙添加量为4.0、8.2、8.7 g/L时，沼液氨氮去除率提升显著（$P\leqslant0.05$），氨氮去除率分别为85.00%、87.64%、91.79%；当气流量为1、2、3 L/min时总氮去除率分别为81.80%、82.45%、83.46%（$P>0.05$）；通过氨吹脱装置试验确定两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液最适条件为第1段预吹脱8 h（进气速度20 L/min），第2段投碱吹脱12 h（$Ca(OH)_2$投加量8.7 g/L、进气速度40 L/min），最终氨氮去除率为86.61%，总磷去除率为22.21%；对两段式氨吹脱处理餐厨垃圾沼液工艺运行进行评价，投碱氨吹脱条件下处理每立方米沼液成本为7.584元、每千克NH_4^+-N成本为2.68元。研究结果为两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液应用提供了参考。

关键词：餐厨垃圾沼液；两段式氨吹脱；预吹脱；氢氧化钙投加；氮磷去除

中图分类号：X703 **文献标识码：**A **文章编号：**1000-1298(2024)S2-0319-11

Performance of Two-stage Ammonia Stripping for Treating Kitchen Waste Digestate under Different Calcium Hydroxide Dosing Conditions

WANG Hongqin[1,2] CHEN Zhihao[1] WANG Liangcai[3] XU Jianxiang[3] DONG Renjie[1] LIU Shan[1,2]

（1. *College of Engineering, China Agricultural University, Beijing* 100083, *China*
2. *Yantai Research Institute, China Agricultural University, Yantai* 264670, *China*
3. *Jinhua Gelaibo New Energy Environmental Technology Co., Ltd., Jinhua* 321000, *China*）

Abstract: In order to improve the problems of low alkali utilization, poor gas-liquid contact and low ammonia absorption rate in the treatment of kitchen waste digestate by ammonia blow-off technology, and improve the ammonia recovery efficiency of kitchen waste digestate and the economy of the process, a two-stage digestate ammonia blow-off process was proposed, and the effects of different calcium hydroxide additions and gas flow rates on the effect of ammonia blow-off of kitchen waste digestate were investigated; the effects of different pre-blowing conditions (liquid inlet speed, pre-blowing time, aeration speed) and ammonia blow-off conditions (soda injection volume, gas-liquid ratio) on the operating effect of the two-stage ammonia blow-off process were also evaluated; and the economic evaluation of the process was carried out. The effects of different pre-blowing (feed rate, pre-blowing time, aeration rate) and ammonia blowing conditions (alkali dosage, gas-liquid ratio) on the operation of the two-stage ammonia blowing process were investigated, and the economic evaluation of the ammonia blowing process of kitchen waste digestate was carried out. The results showed that the ammonia nitrogen removal rate of the digestate was increased significantly ($P\leqslant0.05$) when calcium hydroxide was added at 4 g/L, 8.2 g/L and 8.7 g/L, with the ammonia nitrogen removal rates of 85.00%, 87.64% and 91.79%, respectively. The total nitrogen removal rate was 81.80%, 82.45% and 83.46% ($P>0.05$) when the gas flow rate was 1 L/min, 2 L/min and 3 L/min,

收稿日期：2024-08-12 修回日期：2024-09-12

基金项目：金华市科技计划项目(2022-3-066)和农业农村部种养结合重点实验室开放项目(202306)

作者简介：王洪芹(1979—)，女，副教授，主要从事生物质工程及环境影响评价研究，E-mail: whqcau@163.com

通信作者：柳珊(1985—)，女，副教授，博士，主要从事生物有机废弃物资源化利用研究，E-mail: liu610shan@cau.edu.cn

respectively; the optimal conditions for the two-stage ammonia blow-off process for kitchen waste digestate were determined by the ammonia blow-off device experiment as the first pre-blow-off for 8 h (air intake rate 20 L/min), and the second alkali blow-off for 12 h ($Ca(OH)_2$ dosage of 8.7 g/L and air intake rate of 40 L/min). The final ammonia nitrogen removal rate was 86.61%, and the total phosphorus removal rates was 22.21%. The two-stage ammonia stripping process was evaluated, and the cost of treating each cubic meter of digestate under alkaline ammonia stripping conditions was 7.584 yuan, and the cost of treating each kilogram of NH_4^+-N was 2.68 yuan. The results can provide a reference for the application of the two-stage ammonia blow-off process for treating kitchen waste digestate.

Key words: kitchen waste biogas slurry; two-stage ammonia stripping; preblow off; adding calcium hydroxide; nitrogen and phosphorus removal

0 引言

随着我国城市化进程加快和居民生活水平提高,城市生活垃圾产量急剧增长,2020年,我国生活垃圾清运量达到$2.351\ 2\times10^8$ t,其中餐厨垃圾产量约1.41×10^8 t[1]。餐厨垃圾如不及时有效地处理,不仅容易滋生细菌、霉菌,还可能成为环境污染和公共卫生的隐患[2]。目前厌氧消化技术是处理餐厨垃圾的主要方式之一[3],通过厌氧消化虽然在一定程度上缓解了餐厨垃圾带来的环境问题,但产生的沼液由于具有高盐分、高水分、高油脂、高氨氮、高化学需氧量(Chemical oxygen demand, COD)和低碳氮比的特点,后续处理难度较大,达标排放处理成本高,且沼液中的氮磷养分的利用率低[4],当前亟需探索能实现沼液资源化利用的新途径或适应性技术。

在沼液资源化处理方法中,氨吹脱工艺具有氨氮去除效果好、操作简便、易于控制等优点,是实现氨氮回收利用的有效途径[5]。氨氮吹脱是一个气液传质的过程,其传质动力靠系统中游离态氨对应的分压与吹脱载气中氨分压间的差值提供,差值越大,吹脱效果越明显。通过提高沼液pH值使NH_4^+转变为易挥发的NH_3,然后通过曝气或通入水蒸气的方式使氨氮从液相转移到气相,从而实现氨氮的去除。氨吹脱的去除效率受pH值、气流量、温度、反应器的设计等操作条件的影响。同时氨吹脱工艺也存在吹脱塔易结垢、碱消耗量大、耗能高以及在低温下氨氮去除率低等问题[6]。针对这些问题,文献[7]对吹脱时的初始pH值、反应温度和气流量等进行了研究,认为pH值、温度和气流量是影响脱除效率3个最基础的因素;文献[8]提出两阶段氨吹脱工艺,通过第1阶段的预吹脱去除沼液中的CO_2以提升其pH值,减少氨吹脱过程中的投碱量;文献[9]对不同投碱药剂的氨吹脱效果以及成本进行了分析,认为以$Ca(OH)_2$作为投碱剂具有成本低的优势。目前,大多数氨吹脱研究主要集中在处理低浓度沼液或废水中的氨氮回收,而对于餐厨垃圾沼液这类氨氮浓度高的原料的氨吹脱技术的适应性研究还不充分,尤其对两阶段氨吹脱工艺下投加$Ca(OH)_2$工艺的效果与经济可行性还不明确。

因此,本文以餐厨垃圾沼液为研究对象,探究$Ca(OH)_2$添加量和气流量对餐厨垃圾沼液氨吹脱过程中pH值、电导率(Electrical conductivity, EC)、氨氮(Ammonia nitrogen, NH_4^+-N)、总氮(Total nitrogen, TN)、总磷(Total phosphorus, TP)、COD等影响;对比不同预吹脱(进液速度、预吹脱时间、曝气速度)和氨吹脱条件(投碱量、气液比)对两段式氨吹脱工艺运行效果的影响;并进行餐厨垃圾沼液氨吹脱工艺的经济性评价,以期获得低成本高效率的餐厨垃圾沼液氨氮脱除工艺参数,为后续餐厨垃圾沼液处理提供参考。

1 材料与方法

1.1 餐厨垃圾沼液

试验所用沼液由金华某餐厨垃圾沼气工程出料经固液分离获得,沼液取回后放在4 ℃冷库保存,使用前放至室温(20 ℃)并通过搅拌器搅拌均匀。沼液原料特性见表1。

表1 餐厨垃圾沼液理化特性

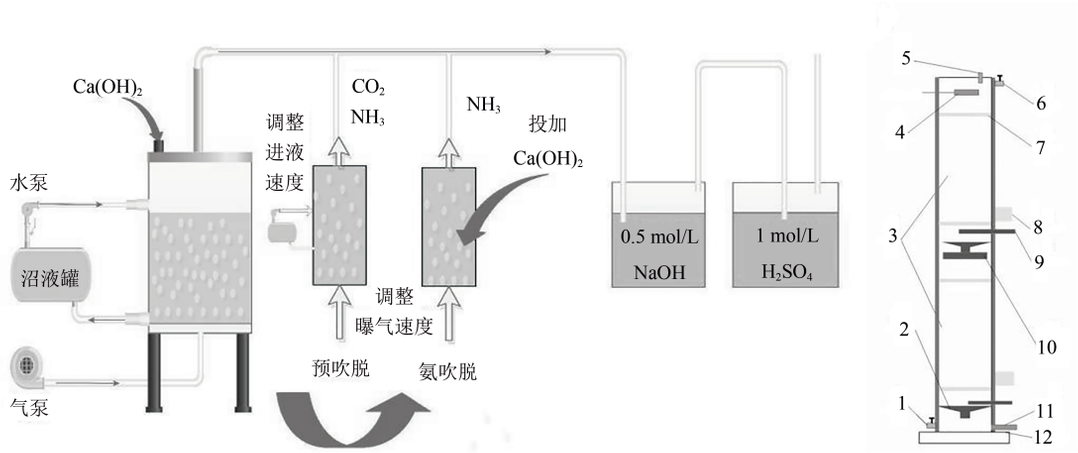
Tab. 1 Characteristics of kitchen slurry raw materials

参数	数值
pH值	8.43±0.16
电导率/(mS·cm^{-1})	26.94±1.77
TN质量浓度/(mg·L^{-1})	3 088.08±69.11
NH_4^+-N质量浓度/(mg·L^{-1})	2 706.25±147.54
TP质量浓度/(mg·L^{-1})	70.35±2.21
总化学需氧量/(mg·L^{-1})	13 591.67±904.22

1.2 两段式氨吹脱工艺与装置搭建

如图1a所示,两段式氨吹脱工艺包括预吹脱和氨吹脱两个阶段。餐厨垃圾沼液离心后进入氨吹脱柱进行第1阶段预吹脱去除沼液中的CO_2,通过试验不同进液速度、曝气速度以及尝试缩短预吹脱时间探究预吹脱最适参数。在第2阶段,探究不同$Ca(OH)_2$投加量和曝气速度对餐厨垃圾沼液的处理效果。该工艺中的预吹脱和氨吹脱均在7 L的氨氮吹脱柱中进行,具体结构如图1b所示,沼液经蠕动泵的驱动由布液器进入装置,由上到下通过吹脱柱的填料层,均匀分布后与空气逆流接触,利用气

液传质原理脱除沼液中氨氮，最后由底部集液器离开吹脱柱，回到沼液桶内开始下次循环。



(a) 两段式氨吹脱处理沼液工艺图　　(b) 吹脱装置图

图 1　两段式氨吹脱处理沼液工艺图和吹脱装置图

Fig. 1　Two-stage ammonia stripping biogas slurry process diagram and stripping device diagram

1. 热水入口　2. 集液器　3. 空心球填料层　4. 布液器　5. 出气管　6. 热水出口　7. 填料压板　8. 填料口　9. 穿孔曝气管　10. 集液分布器　11. 出液体口　12. 柱底座

1.3　试验设计

1.3.1　氢氧化钙投加对餐厨垃圾沼液氨吹脱的影响

试验采用玻璃瓶吹脱，装置包括曝气瓶和酸吸收瓶两部分，总容积为 3 L。曝气瓶容积为 2 L，瓶内装有 1.2 L 沼液，通过恒温水浴锅使其维持在 37 ℃。酸吸收瓶容积为 1 L，装有 1 mol/L 硫酸吸收液 0.6 L。

(1)氢氧化钙

对餐厨垃圾沼液分别投加 0、4、8.2、8.7、9.5、11.9 g/L $Ca(OH)_2$，对应处理组编号为 CH0、CH1、CH2、CH3、CH4、CH5，在 2 L/min 气流量下吹脱 60 h，并每隔 3 h 取样 10 mL，测定沼液 pH 值、电导率以及 NH_4^+-N、TN、TP 质量浓度和可溶性化学需氧量(Soluble chemical oxygen demand，SCOD)，以上所有处理设置 3 组重复。

(2)气流量

采用玻璃瓶吹脱，设置气流量为 1、2、3 L/min，对应处理组编号为 AC1、AC2、AC3。曝气 8 h 后投加 8.2 g/L $Ca(OH)_2$ 并继续吹脱 60 h，试验每隔 3 h 取样 10 mL，测定沼液 pH 值、电导率以及 NH_4^+-N、TN、TP 质量浓度和 SCOD，以上所有处理设置 3 组重复。

1.3.2　氢氧化钙投加对两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液出水水质的影响

(1)氢氧化钙

基于瓶吹脱结果，考察 $Ca(OH)_2$ 投加对两段式氨吹脱工艺吹脱效果的影响，试验在如图 1b 所示氨吹脱柱中进行。装置在气体流速 20 L/min、液体流速 140 mL/min 下运行 60 h。试验以不投碱为对照组，试验组装置运行 8 h 后投加 8.7 g/L $Ca(OH)_2$。试验装置运行 8 h 后每隔 3 h 取吹脱后沼液 10 mL，测定沼液 pH 值和 NH_4^+-N 浓度。试验设置两个反应器同时运行作为重复。

(2)气流量

试验在如图 1b 所示的氨吹脱柱中进行，设置两段式氨吹脱工艺进液速度为 140 mL/min、进气速度分别为 10、20、30、40 L/min 下吹脱 20 h，对应处理组编号为 AC1、AC2、AC3、AC4。试验每隔 4 h 取吹脱后沼液 10 mL，并在第 8 小时投加 8.7 g/L $Ca(OH)_2$。每次取样后测定沼液 pH 值、电导率以及 NH_4^+-N、TN、TP 质量浓度和 SCOD，试验设置两个反应器同时运行作为重复。

1.3.3　预吹脱对两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液出水水质的影响

(1)预吹脱对二氧化碳的影响

取离心后沼液 1 L 放入 2 L 锥形瓶内，设置气体流速 2 L/min 吹脱 10 h，试验每隔 1 h 取样 10 mL，测定沼液 pH 值和 CO_2 质量浓度，试验设置 3 组重复。

(2)不同预吹脱进液流速对两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液出水水质的影响

设置两段式氨吹脱工艺进气速度 20 L/min，进液速度分别为 33、140、247 mL/min，对应处理组编号为 AC33、AC140、AC247。试验吹脱 9 h 并每隔 1 h 取样 10 mL 测定沼液 pH 值、CO_2 质量浓度和 NH_4^+-N 质量浓度，试验设置 3 组重复。

(3)缩短预吹脱时间对两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液出水水质的影响

设置两段式氨吹脱工艺在液体流速 140 mL/min、气体流速分别为 20 L/min 和 40 L/min 下预吹脱 4 h 后投加 8.7 g/L $Ca(OH)_2$ 并继续吹脱 16 h，对应处理组编号为 AC1、AC2。试验每隔 4 h 取样 10mL 测定沼液 pH 值、电导率以及 NH_4^+-N、TN、TP 质量浓度和 SCOD，试验设置 3 组重复。

1.4 理化指标测试及分析方法

CO_2质量浓度用HI3818型二氧化碳检测试剂盒检测；COD质量浓度用快速消解分光光度法检测；电导率用电导仪检测；NH_4^+-N质量浓度用纳氏试剂分光光度法（HJ 535-2009）检测；pH值用玻璃电极法（GB/T 6920-86）检测；TN质量浓度用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法（HJ 636-2012）检测。

使用Excel 2019和SPSS 26进行数据整理和分析，其中氨吹脱过程中氮、磷和COD的去除效率用去除率表示，去除率计算公式为

$$\eta_A = \frac{C_{A_0} - C_{A_t}}{C_{A_0}} \times 100\% \quad (1)$$

式中 η_A——A物质去除率，%

C_{A_0}——吹脱前原沼液中A物质质量浓度，mg/L

C_{A_t}——吹脱至t时刻沼液中A物质质量浓度，mg/L

2 结果与分析

2.1 氢氧化钙投加对餐厨垃圾沼液氨吹脱的影响

2.1.1 氢氧化钙添加量

不同$Ca(OH)_2$投加量下沼液氨吹脱pH值变化如图2a所示。投加$Ca(OH)_2$后沼液pH值迅速上升，CH5处理组投碱后的pH值为12.5，显著高于未投碱处理组相同时刻下pH值9.05。随着吹脱的进行沼液pH值逐渐下降，在24 h后除CH5处理组外其他处理组pH值稳定在9左右。原因是通过曝气处理会使沼液中CO_3^{2-}浓度下降，从而导致沼液pH值略微升高[10]，当投加过量$Ca(OH)_2$时，$Ca(OH)_2$水解从而产生OH^-进而使得沼液pH值大幅上升[11]，当pH值大于9.26时，氨的解离加快[12]，沼液中氨氮逐渐被脱除从而导致pH值逐渐降低[13]。

电导率能够反映溶液中可溶性盐浓度，常见的可溶性盐离子包括Na^+、K^+、Cl^-、Ca^{2+}、Mg^{2+}、SO_4^{2-}、CO_3^{2-}等，吹脱过程中沼液电导率变化如图2b所示。未投碱处理组沼液随着吹脱的进行，电导率逐渐从开始的31.02 mS/cm下降至30 h的22.15 mS/cm并最终降至21.34 mS/cm，去除率为31.21%。投碱组沼液电导率在投碱后迅速降低，且随投碱量的增加，电导率降低更为明显。主要是由于$Ca(OH)_2$与沼液中部分阴离子如SO_4^{2-}、CO_3^{2-}生成沉淀，从而降低了可溶性盐浓度。部分处理组电导率在后期上升则是由于Ca^{2+}与PO_4^{3-}生成的羟基磷灰石中间产物不稳定，持续曝气使Ca^{2+}重新溶解，进而导致电导率升高[14]。

沼液氨氮去除率如图2c所示，经过60 h吹脱后，未投碱组沼液的氨氮去除率为80.60%，$Ca(OH)_2$投加量为4、8.2、8.7 g/L时，氨氮去除率分别为85.00%、87.64%、91.79%，结果表明氨氮去除率与$Ca(OH)_2$投加量呈正相关性，对氨氮去除率进行方差分析（表2），在0~8.7 g/L内随着$Ca(OH)_2$投加量的增加，氨氮去除率提升显著（$P \leqslant 0.05$）。当$Ca(OH)_2$投加量从8.7 g/L增至9.5 g/L和从9.5 g/L增至11.9 g/L时，氨氮去除率增加了3.03%和4.96%，通过方差分析显示其提升不显著（$P>0.05$）。因此，对该餐厨垃圾沼液而言，当$Ca(OH)_2$投加量为8.7 g/L时氨氮去除率提升最为显著，投碱后沼液pH值为10.8，与文献[15-16]的最适区间10.5~11.5相吻合。

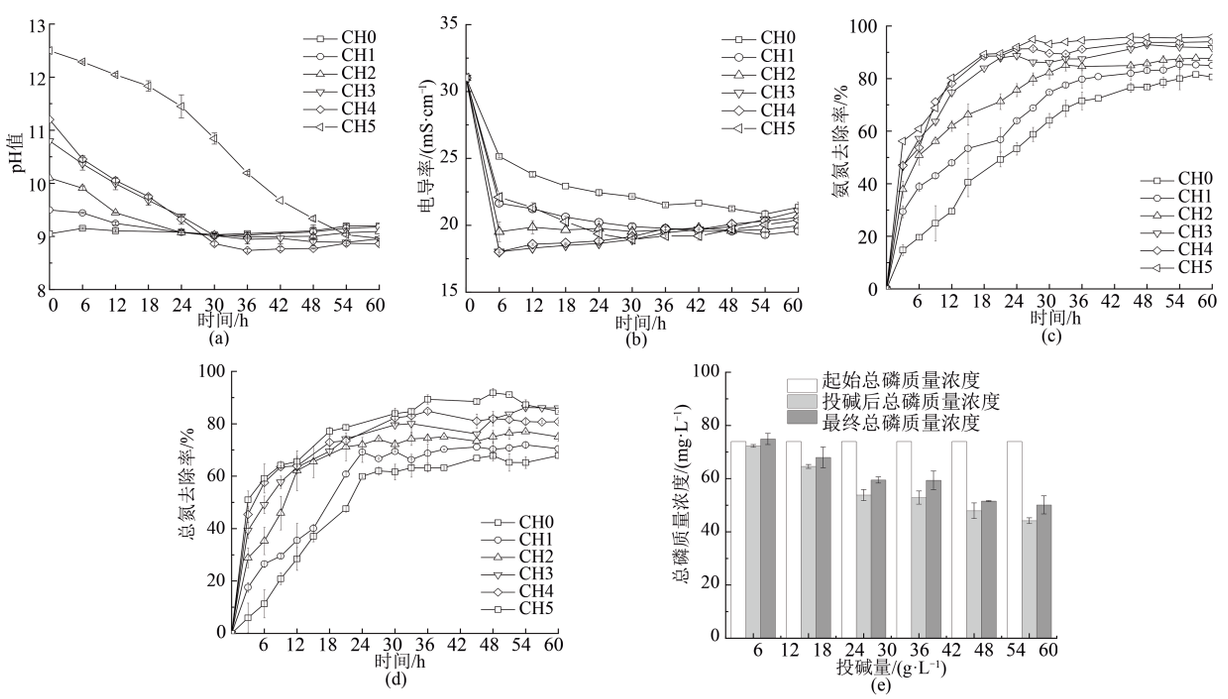


图2 氨吹脱过程中$Ca(OH)_2$对沼液pH值、电导率、氨氮去除率、总氮去除率和总磷质量浓度的变化

Fig. 2 Changes of pH value, EC, ammonia nitrogen removal rate, total nitrogen removal rate and total phosphorus removal rate of biogas slurry with $Ca(OH)_2$ addition during ammonia stripping process

表 2　不同浓度 $Ca(OH)_2$ 投加对沼液氨吹脱性能的影响

Tab. 2　Effect of adding different concentrations of $Ca(OH)_2$ on ammonia stripping performance of biogas slurry

参数		预吹脱 8 h	$Ca(OH)_2$ 投加量/(g·L^{-1})					
			0	4	8.2	8.7	9.5	11.9
pH 值		10.41	(9.19±0.01)^{a}	(9.16±0.02)^{a}	(9.06±0.03)^{b}	(8.92±0.03)^{cd}	(8.86±0.01)^{d}	(8.97±0.06)^{c}
电导率/(mS·cm^{-1})		31.02	(21.12±0.26)^{a}	(19.43±0.14)^{e}	(19.79±0.16)^{de}	(20.72±0.31)^{ab}	(20.49±0.14)^{bc}	(20.13±0.21)^{cd}
TP	质量浓度/(mg·L^{-1})	73.97	(73.49±0.22)^{a}	(63.33±1.31)^{b}	(59.48±0.81)^{bc}	(59.02±3.81)^{c}	(56.11±1.03)^{cd}	(52.57±2.43)^{d}
	去除率/%		(0.65±0.30)^{d}	(14.38±1.77)^{c}	(19.59±1.09)^{bc}	(20.21±5.16)^{b}	(24.15±1.39)^{ab}	(28.93±3.29)^{a}
SCOD	质量浓度/(g·L^{-1})	15.80	(7.57±1.49)^{ab}	(6.41±0.03)^{bc}	(5.65±0.08)^{c}	(8.66±0.67)^{a}	(7.50±0.55)^{ab}	(8.03±0.79)^{a}
	去除率/%		(52.12±9.42)^{bc}	(59.40±0.20)^{ab}	(64.26±0.50)^{a}	(45.17±4.24)^{c}	(52.55±3.47)^{bc}	(49.21±4.97)^{c}
TN	质量浓度/(mg·L^{-1})	2 589.32	(865.98±49.12)^{a}	(745.13±26.30)^{ab}	(621.10±36.32)^{bc}	(359.84±1.76)^{de}	(497.82±2.59)^{cd}	(362.78±46.36)^{e}
	去除率/%		(66.56±1.90)^{e}	(71.22±1.02)^{de}	(76.01±1.40)^{cd}	(86.10±0.07)^{ab}	(80.77±0.10)^{bc}	(85.99±1.79)^{a}
NH_4^+-N	质量浓度/(mg·L^{-1})	2 200.18	(424.82±17.43)^{a}	(326.37±3.40)^{b}	(271.76±3.03)^{c}	(177.84±3.89)^{d}	(134.43±3.11)^{e}	(94.87±7.25)^{f}
	去除率/%		(80.69±0.79)^{f}	(85.16±0.15)^{e}	(87.65±0.14)^{d}	(91.92±0.18)^{c}	(93.89±0.14)^{b}	(95.69±0.33)^{a}

注：同行数据不同字母表示显著差异（P≤0.05）。

通过比较图 2d 与图 2c 发现，TN 去除率变化趋势与氨氮去除率变化趋势相似，但去除率却低于氨氮。CH0~CH5 处理组的 TN 去除率分别为 67.90%、70.51%、80.81%、84.72%、86.05%，均低于相应的氨氮去除率。由于沼液总氮主要由有机氮、氨氮和硝氮等组成，其中，氨氮含量最高，占沼液总氮的 90% 以上；硝氮一般占沼液总氮的 1%，有机氮占总氮的 0.2%~28.2%，亚硝氮质量浓度一般小于 0.1 mg/L[17]。氨吹脱是利用亨利定理使废水中的溶解氨不断穿过气液界面，从而将废水中的氨氮脱除，但对于其他形态的氮去除效果有限[18]。

如图 2e 所示，60 h 吹脱过程中，未投加 $Ca(OH)_2$ 处理组总磷浓度基本不变，而 $Ca(OH)_2$ 投加量为 4、8.7、9.5、11.9 g/L 时，总磷去除率分别为 14.48%、20.21%、23.36%、28.93%，随着投碱量的增加，沼液中总磷质量浓度呈线性下降趋势。这主要由于碱性条件下 Ca^{2+} 与 PO_4^{3-} 形成羟基磷酸钙沉淀去除了沼液中的磷[19]。

2.1.2　气流量

不同气流量下沼液 pH 值和电导率变化如图 3a 所示。吹脱过程中沼液电导率呈先快速下降后缓慢上升趋势，吹脱开始后沼液电导率迅速从 31 mS/cm 快速下降至 19 mS/cm，随后电导率小幅度回升，经过 60 h 的吹脱后，AC1、AC2、AC3 处理组的沼液电导率为 21 ~ 24 mS/cm。如图 3b 所示，TP 去除率在第 12 小时达到最大值；SCOD 去除率随吹脱的进行逐渐升高，且在同一时刻下气流量越大 SCOD 去除率越高。从 TP 和 SCOD 去除率变化趋势考虑，将吹脱时间控制在 24 h 内较适宜。

沼液氨氮去除率如图 3c 所示。曝气吹脱 24 h 后，AC1、AC2、AC3 处理组的氨氮去除率分别为 76.98%、83.19%、89.54%，随气流量的增加氨氮去除率显著升高（P≤0.05）。吹脱 60 h 后，AC1、AC2、AC3 处理组的氨氮去除率分别为 84%、87.8%、87.8%，通过显著性分析发现气流量由 1 L/min 提高到 2 L/min 后氨氮去除率显著提高（P≤0.05），而当气流量从 2 L/min 提高到 3 L/min 时氨氮去除率提高不显著（P>0.05）。这是因为液相和气相中氨浓度的差异会影响氨吹脱效率，高空气流速可以使空气中的氨浓度保持在较低水平，从而促进氨向空气相中转移[20]。试验结果与韩彤彤[21]对粪水进行吹脱提出最适气流量为 2 L/min 相吻合。

不同气流量下总氮去除率与氨氮去除率变化相似。当气流量分别为 1、2、3 L/min 时总氮去除率分别为 81.80%、82.45%、83.46%，通过显著性分析发现气流量从 1 L/min 提升至 3 L/min 时总氮去除率无显著性提高（P>0.05）。

2.1.3　气液比

氨吹脱过程中气流量的改变会使气液比也随之改变，当采用气液比作为自变量时，在不同气流量下沼液达到相同气液比时氨氮去除率接近。如表 3 所示，当气液比为 2 700 时，不同气流量（1、2、3 L/min）下的氨氮去除率差距不大，分别为 84.39%、85.27%、84.39%，这是因为提高气流量实际上增加了单位时间内的气液比增速，从而缩短了达到特定气液比所需的吹脱时间，但在相同气液比下，由于气泡的大小未发生变化，所以在整个曝气期间内，总的接触面积两者是相同的，理论上只要气液比相同，氨吹脱效率也应相同[22]。

试验中氨氮去除率曲线在气液比达到 1 500 左右时逐渐趋于平行，表明在此范围后，进一步增加气液比对于氨氮去除率提升效果有限。这与文献[23]的研究结果相吻合：气液比在 1 500 之前对氨氮去除率具有显著影响，更高的气液比对于进一步提升氨氮去除率效果有限，适宜的气液比应在 1 500~2 000 之间。

2.2　氢氧化钙投加对两段式氨吹脱工艺处理沼液出水水质的影响

2.2.1　氢氧化钙添加量

使用两段式氨吹脱工艺处理沼液时，投加 $Ca(OH)_2$ 后沼液 pH 值迅速从 8.48 升高至 11.11（图 4a），氨氮去除速率随之提升（图 4b），在投碱后的 4 h 氨氮质量浓度由 1 664.86 mg/L 降至 783.78 mg/L，氨氮去除率达 70.12%，未投碱组氨氮质量浓度从 1 837.84 mg/L 下降到 1 308.11 mg/L，

氨氮去除率为28.82%。投碱8 h后氨氮去除率增长逐渐平缓，到20 h投碱组的氨氮去除率曲线趋于水平，此时的氨氮去除率为91.45%，而未投碱组此时的氨氮去除率为70.22%，投碱对提升氨氮去除率效果明显。到60 h投碱组氨氮去除率为94.79%，相比20 h时仅提升了3.34%，而未投碱组氨氮去除率为91.41%，提升了21.19%，说明在足够的吹脱时间下，投碱与不投碱的氨氮去除效果差距不大。这与文献[24]的研究结果相符。

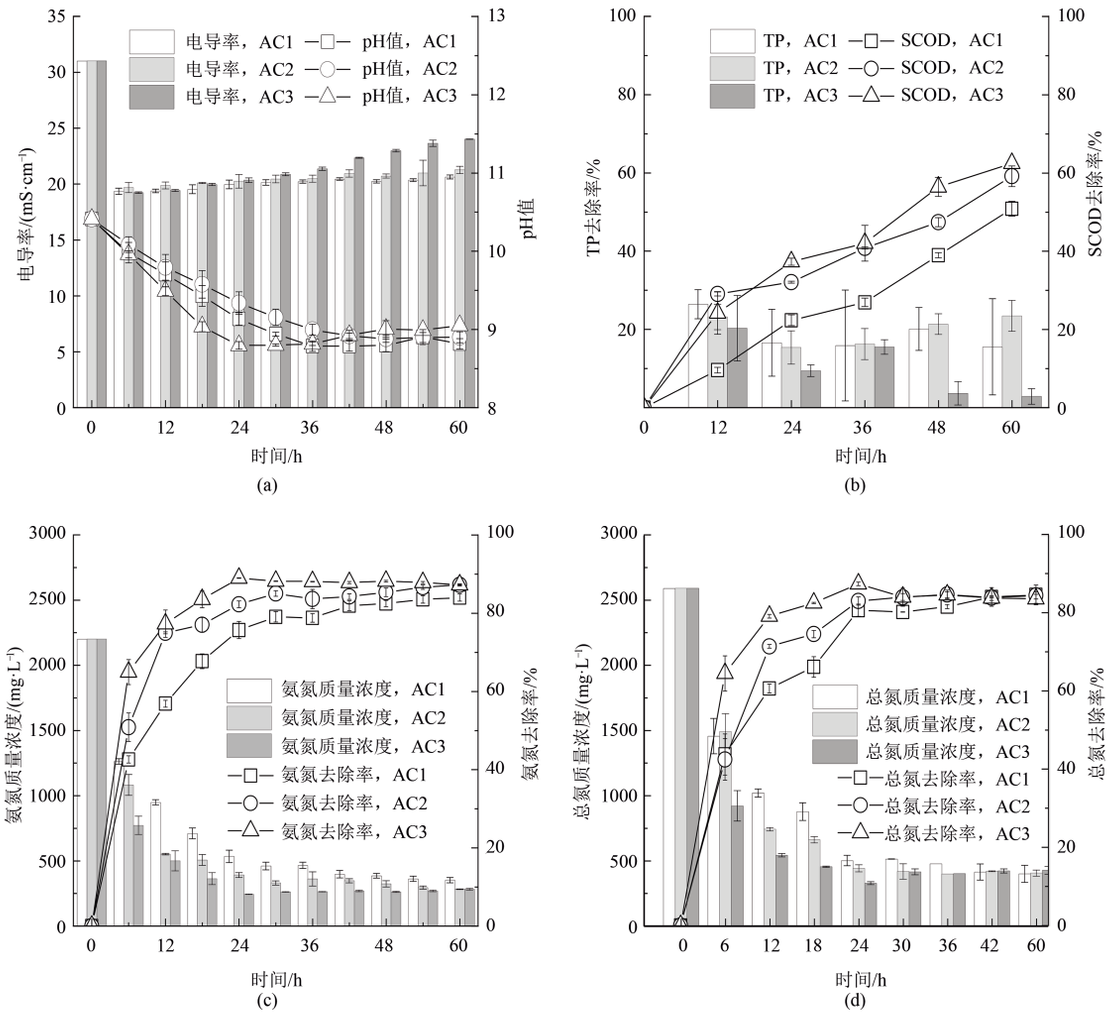


图3 氨吹脱不同气流量下沼液pH值与电导率、TP与SCOD去除率、氨氮、总氮去除率和质量浓度随时间的变化

Fig. 3 Variations of pH value and conductivity, TP and SCOD removal, ammonia nitrogen, total nitrogen removal and mass concentration of biogas with time at different gas flow rates of ammonia blowdown

表3 不同气液比对沼液氨吹脱氨氮去除率的影响

Tab. 3 Effect of different gas-liquid ratios on NH_4^+-N removal rate on ammonia stripping of biogas slurry

气液比	气体流速/(L·min⁻¹)					
	1		2		3	
	对应时间/h	NH_4^+-N去除率/%	对应时间/h	NH_4^+-N去除率/%	对应时间/h	NH_4^+-N去除率/%
300	6	(42.61±0.94)^a	3	(41.56±3.51)^a	2	
600	12	(56.84±0.90)^a	6	(50.85±3.63)^a	4	
900	18	(67.70±1.89)^a	9	(63.29±0.52)^b	6	(64.94±3.18)^{ab}
1 200	24	(75.69±2.18)^a	12	(74.98±0.26)^a	8	
1 500	30	(79.05±1.32)^a	15		10	
1 800	36	(78.79±1.10)^a	18	(77.02±1.89)^a	12	(77.30±3.50)^a
2 100	42	(81.92±1.31)^a	21	(82.18±2.20)^a	14	
2 400	48	(82.45±0.81)^a	24	(82.25±0.85)^a	16	
2 700	54	(83.52±0.95)^a	27	(84.45±2.61)^a	18	(83.52±2.12)^a
3 000	60	(83.98±0.93)^a	30	(85.01±0.71)^a	20	

注：不同字母表示差异显著(P≤0.05)。

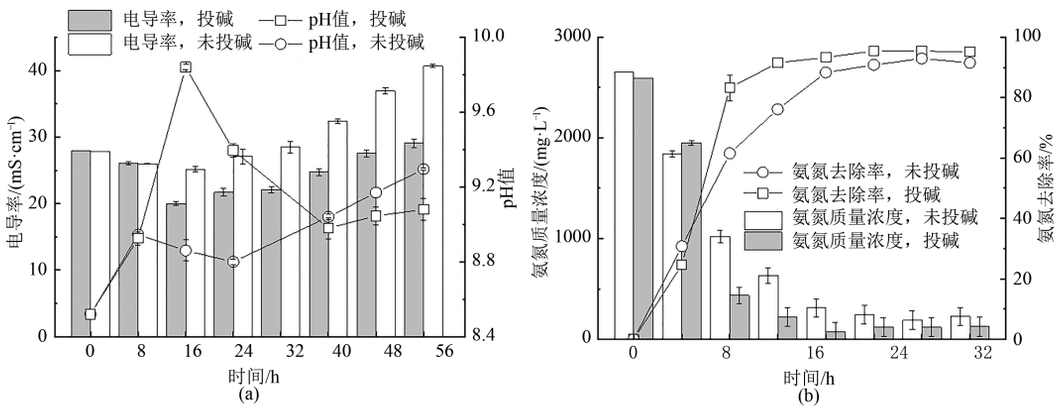


图4　投加$Ca(OH)_2$后装置氨吹脱过程中电导率、pH值和氨氮质量浓度、氨氮去除率的变化

Fig. 4　Changes of conductivity, pH value and mass concentration of ammonia nitrogen, and ammonia nitrogen removal during ammonia blow-off of device after $Ca(OH)_2$ injection

两段式氨吹脱工艺吹脱24 h后，沼液体积从6 L减少至大约5 L，按补水操作计算，投碱组吹脱24 h和60 h的出水氨氮质量浓度约为77.1 mg/L，明显低于未投碱组吹脱24 h的442.6 mg/L，充分展现了两段式氨吹脱工艺优异的氨氮去除效果。

2.2.2　不同气流量的影响

图5a显示了不同处理组pH值和电导率变化。投碱后各处理组pH值均升高至11左右，随着吹脱的进行沼液pH值快速降低，8 h时沼液pH值达到最低，随后又开始上升，16 h后沼液pH值均在9.5以上。沼液pH值变化一定程度上反映了沼液中氨氮的去除效果，随着气流量的增加沼液pH值下降速度加快。随着吹脱的进行沼液电导率先降低后升高，当气流量为20 L/min和40 L/min时，吹脱结束时沼液电导率分别为28.43 mS/cm和22.13 mS/cm，EC去除率分别为28.43%和22.13%。

不同气流量下氨氮去除效果如图5b所示，随气流量的增加，沼液氨氮去除率不断提高但提升效率有限，气体流速为20 L/min和40 L/min时，20 h后氨氮去除率分别为80.21%和86.61%，当气体流速从20 L/min提高到40 L/min后氨氮去除率仅提升6.4%。这一结果与其它研究具有可比性，文献[25]将气液速度比从50提高到5 500后，氨氮去除率仅从53%增加到67%。文献[26]采用氨吹脱工艺对垃圾渗滤液进行预处理时发现当气液速度比大于1 000时，再增大进气速度对于去除率提升不明显。本研究中当进气速度为40 L/min、气液速度比为286时，剩余氨氮质量浓度为357 mg/L已较低，再提高空气流速氨去除率变化不大且会增大成本，因此认为采用两段式工艺处理该餐厨垃圾沼液最适空气流速为40 L/min。

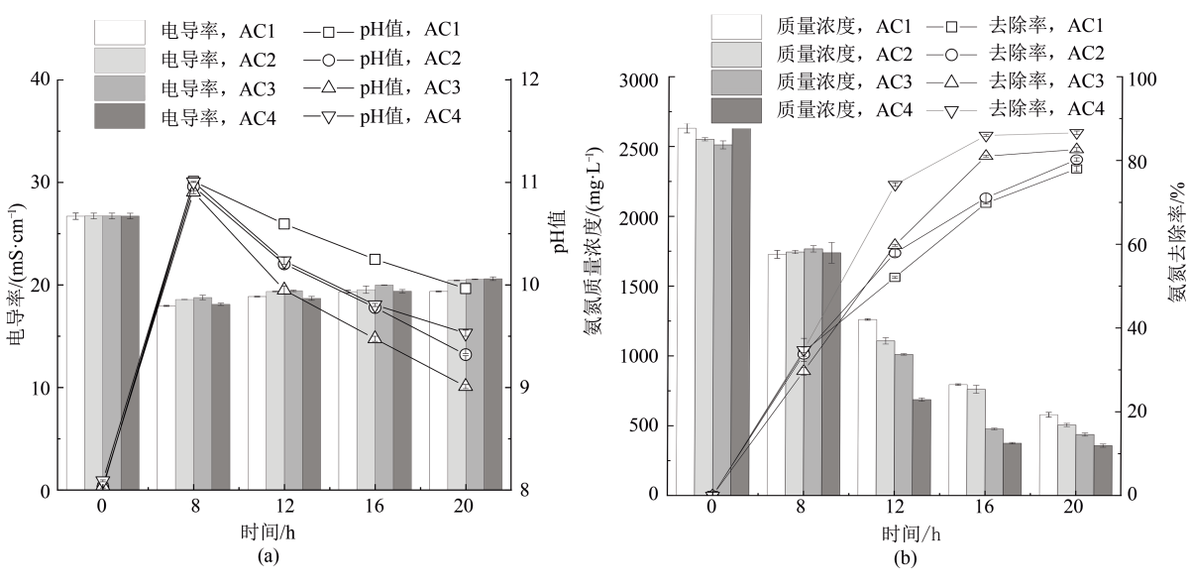


图5　装置不同进气速度下pH值、电导率、和NH_4^+-N的变化

Fig. 5　Changes of pH value, EC and NH_4^+-N at different intake speeds

2.3　预吹脱对两段式氨吹脱工艺处理沼液出水水质的影响

预吹脱过程中CO_2的脱除效果受到温度、曝气方式、曝气时间等操作的影响[27]。两段式氨吹脱工艺通过预吹脱去除CO_2可提升沼液pH值，能够降低厌氧消化液的缓冲能力，从而加快氨氮的解离，进而提升氨氮去除

率，实现减少$Ca(OH)_2$的投加量，达到缩短反应时间和减少成本的目的[10, 12]。

2.3.1 预吹脱对二氧化碳的影响

曝气过程中CO_2浓度变化如图6所示：经过6 h曝气后CO_2质量浓度约降至0 mg/L，此时沼液pH值为8.95；继续曝气至8 h沼液pH值在9.1左右趋于稳定。结果表明设置气流量为2 L/min、曝气8 h可以确保CO_2有效去除。文献[28]在研究中指出空气中的CO_2含量限制了废水中能够被脱除的CO_2含量，当使用环境空气作为脱除废水CO_2的气体介质时，pH值在16 min内迅速升至8.5，并在此后稳定在8.53，另外使用不含CO_2的气体进行吹脱能够提高去除效率，但吹脱成本更高，经济性需要进一步评估。

2.3.2 不同进液流速对两段式氨吹脱工艺处理沼液出水水质的影响

不同进液流速下预吹脱过程中CO_2质量浓度、pH值和氨氮质量浓度变化如图7所示。当进液速度分别为33、140、247 mL/min时，吹脱7 h后CO_2已有效去除，相应沼液pH值分别为8.55、8.72、8.85，氨氮去除率为19.8%、20.7%、21.7%。随着进液速度的提高，吹脱结束时沼液pH值和氨氮去除率虽略有上升，但不存在显著性差异（P>0.05）。

2.3.3 缩短预吹脱时间对两段式氨吹脱工艺处理沼液出水水质的影响

沼液pH值变化如图8a所示，向AC2、AC4处理组投加8.7 g/L $Ca(OH)_2$后沼液pH值迅速由8.03、8.09提升至10.96、11.00，投碱后4 h内pH值又迅速降至9.7和9.79。同时氨氮质量浓度也从2 372.97、2 243.24 mg/L降至1 627.03、1 048.65 mg/L，氨氮去除率为31.43%和53.25%，吹脱到12 h时氨氮去除率提升至54.74%和73.68%，此后氨氮去除率增速放缓，20 h后氨氮去除率为78.90%和82.42%，均小于相同气流量预吹脱8 h的氨氮去除率（图8d）。原因是当沼液中氨氮浓度较高时，气液相间氨氮浓度差较大，氨吹脱难度较小，氨氮易被脱除，但过早投碱会导致在吹脱后期氨氮浓度较低时pH值提升效果消失，从而使氨氮去除效果放缓甚至停滞。因此，从氨氮去除角度认为预吹脱8 h为更优处理。

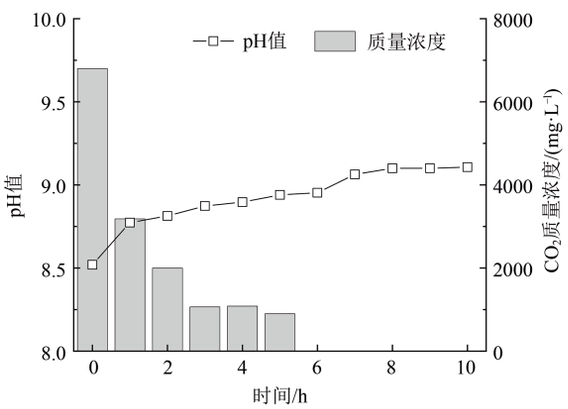


图6 预吹脱过程中CO_2质量浓度和pH值变化

Fig. 6 Changes in CO_2 concentration and pH value during pre-stripping process

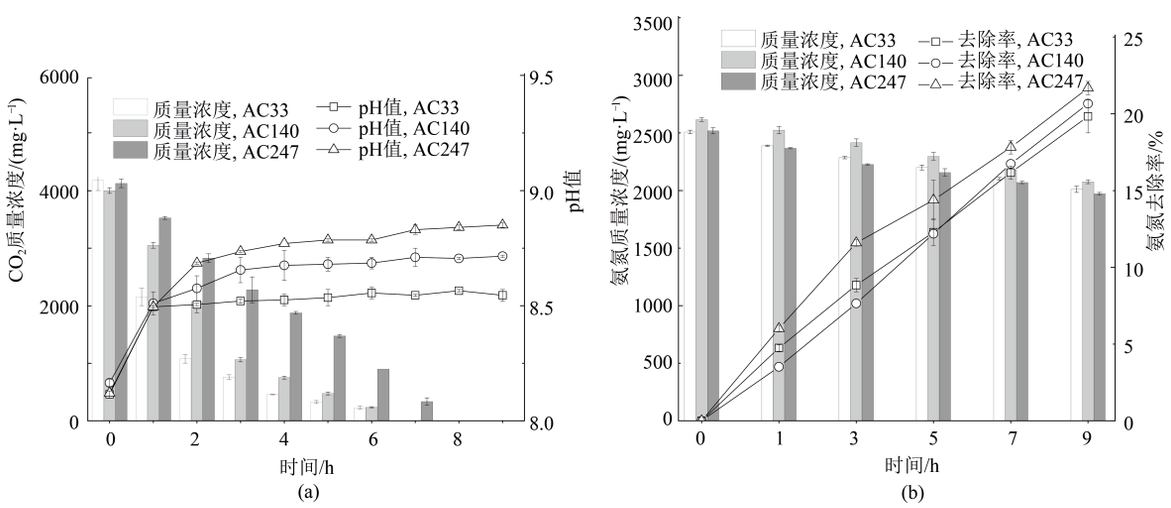


图7 装置预吹脱不同进液速度下pH值与CO_2、NH_4^+-N的变化

Fig. 7 Changes of pH value and CO_2, NH_4^+-N during pre-stripping process in device at different liquid inlet speeds

预吹脱4 h的SCOD浓度变化如图8b所示。在20 L/min爆气速率下吹脱结束时的SCOD去除率为23.57%，在40 L/min下沼液SCOD最终去除率为26.76%。SCOD的去除一方面与$Ca(OH)_2$的絮凝作用有关[29]，另外在吹脱过程中可挥发有机物（如乙酸盐）的挥发和好氧微生物的降解也可能造成SCOD的降低[30]。

2.4 两段式氨吹脱工艺成本分析

污水处理成本主要包括电费、药剂费、人工费、折旧

沼液中TP的去除主要发生在投加$Ca(OH)_2$后，如图8c所示（图中第4小时的数据为投碱前值），沼液TP质量浓度在投碱后迅速由72 mg/L下降到约49 mg/L，而后随着吹脱的进行TP质量浓度再次上升，吹脱结束时约为56 mg/L，气流量改变对TP去除率的影响不大于1%，但缩短吹脱时间能减少投碱后TP质量浓度的上升。费等，在实际工程中折旧及人工成本属实际操作范畴，变动较大此处暂不讨论[25]，本节仅对沼液处理运行过程

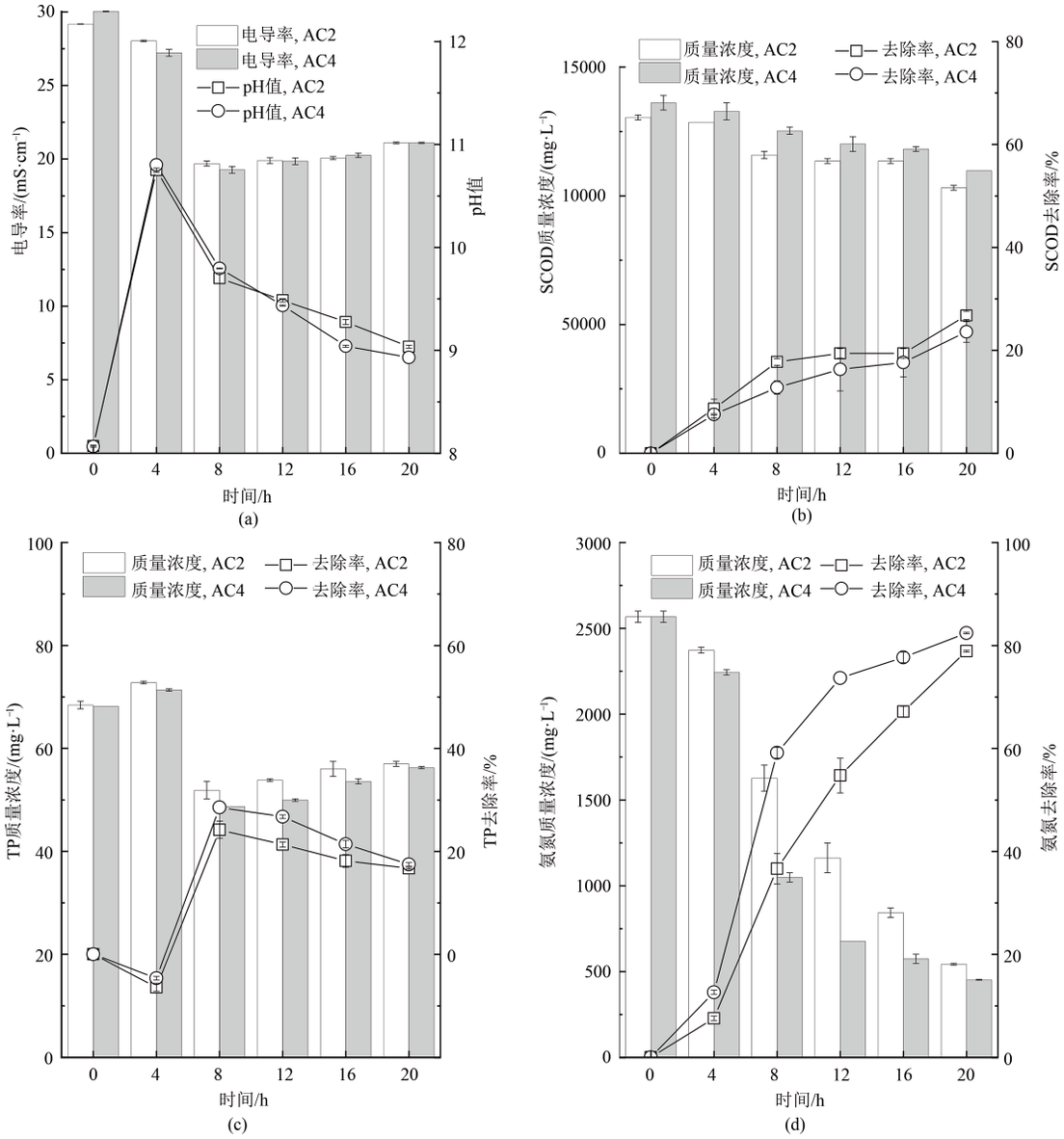


图8　装置预吹脱4 h后投加$Ca(OH)_2$在不同气流速度下pH值与电导率、SCOD、TP、NH_4^+-N的变化

Fig. 8　Changes of pH value and EC, SCOD, TP, and NH_4^+-N in device at different air speeds after adding $Ca(OH)_2$ following 4 h pre-stripping process

中的药剂和能耗成本进行评估，并以此为基础对放大规模下的沼液处理进行估算，评估不同工艺下各处理环节的成本。

(1)药剂成本

吹脱过程每处理1 L沼液的药剂成本如表4所示。药剂成本主要来源于调节沼液pH值所添加的$Ca(OH)_2$，试验过程中发现投加碱剂后氨氮吹脱过程中容易起泡，试验验证投加1滴/L消泡剂即可有效减轻该现象，1滴约为0.08 mL，实验室规模下每升沼液处理成本为0.281元(0.278元$Ca(OH)_2$分析纯+0.003元消泡剂)。考虑大规模沼液处理过程中可用工业级熟石灰(0.2元/kg)取代实验室所用分析纯，故药剂成本为0.004 7元/L。

表4　处理每升沼液氨吹脱药剂成本

Tab. 4　Reagent cost per litre of biogas slurry ammonia stripping treatment

药品名称	化学式	单价	质量分数(或体积分数)/%	用量	价格/(元•L^{-1})
$Ca(OH)_2$分析纯	$Ca(OH)_2$	32元/kg	95	8.7 g/L	0.278
工业熟石灰	$Ca(OH)_2$	0.2元/kg	95	8.7 g/L	0.017
消泡剂		32 元/L	10	0.08 mL/L	0.003

(2)耗电设备

沼液处理过程能耗主要包括加热设备(水浴锅1 800 W)、气泵A(20 W，30 L/min)、气泵B(14 W，20 L/min)和蠕动泵。参照工艺运行条件：反应温度为37 ℃，空气流速为20 L/min，吹脱时间8 h，40 L/min吹脱时间12 h。推算出处理每升沼液能耗成本为气泵6.7×10^{-4}元、蠕动泵1.7×10^{-3}元、加热费9.6×10^{-6}元，总计3.33×10^{-3}元/L。

由于不同处理工艺出水水质不同，按单位质量氨氮处理成本进行换算后比较，成本如表5所示。投碱吹脱

相比不投碱吹脱氨氮去除率提高16.41%，处理单位质量氨氮成本增加1.21元。

表5 不同处理工艺处理成本比较

Tab. 5 Comparison of processing costs in different processing scenarios

序号	处理工艺	NH_4^+-N		沼液处理成本/(元·m^{-3})	NH_4^+-N处理成本/(元·kg^{-1})
		出水浓度/(mg·L^{-1})	去除率/%		
1	未投碱吹脱	781	70.20	3.330	1.47
2	投碱吹脱	340	86.61	7.584	2.68

3 结论

(1)采用氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液时，当$Ca(OH)_2$投加量为8.7 g/L时，氨氮和TP去除率为91.79%和20.21%。提高气流量能显著增加氨吹脱前24 h内的氨氮和总氮去除率，但对吹脱60 h后氨氮和总氮的去除率无显著影响(P>0.05)。

(2)使用两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液时，向预吹脱后的沼液投加8.7 g/L $Ca(OH)_2$能够提高吹脱初期的氨氮去除速率，投碱组沼液吹脱20 h氨氮去除率可达到90%以上。在预吹脱阶段随着进液速度的增加，氨氮去除率虽略有上升，但不存在显著性差异(P>0.05)。缩短预吹脱时间会导致在吹脱后期氨氮浓度较低时pH值提升效果消失，使氨氮去除效果放缓甚至停滞。

(3)通过氨吹脱柱装置论证了两段式氨吹脱工艺处理餐厨垃圾沼液的适应性，在进气速度20 L/min下预吹脱8 h，随后投加8.7 g/L $Ca(OH)_2$，并在40 L/min进气速度下吹脱12 h，最终氨氮、总磷去除率分别为86.61%、22.21%，处理每千克NH_4^+-N成本为2.68元。

参 考 文 献

[1] 李朝飞，孙辰，曹卫星.餐厨垃圾厌氧消化快速启动特性的研究[J].中国沼气，2024，42(3)：36－43.
LI Chaofei, SUN Chen, CAO Weixing. Study on rapid start-up characteristics of anaerobic digestion of kitchen waste[J]. China Biogas, 2024, 42(3): 36－43. (in Chinese)

[2] 梅彩虹.餐厨垃圾固体处理与资源化利用分析[J].环境与发展，2018，30(10)：56－58.
MEI Caihong. Analysis of solid waste treatment and resource utilization of kitchen waste[J]. Environment and Development, 2018, 30(10): 56－58. (in Chinese)

[3] 李晨曦，王铭娅，吴春东，等.餐厨垃圾厌氧消化残余物的利用现状及展望[J].中国沼气，2023，41(2)：3－8.
LI Chenxi, WANG Mingya, WU Chundong, et al. Utilization status and prospect of anaerobic digestion residue of food waste[J]. China Biogas, 2023, 41(2): 3－8. (in Chinese)

[4] 刘光博，李小皎，伍海辉，等.餐厨垃圾废水处理研究进展[J].四川环境，2020，39(4)：188－193.
LIU Guangbo, LI Xiaojiao, WU Haihui, et al. Research progress of kitchen wastewater treatment[J]. Sichuan Environment, 2020, 39(4): 188－193. (in Chinese)

[5] 彭立宇. 综合应用厌氧消化工艺处理餐厨垃圾的研究[D]. 北京：北京化工大学，2018.
PENG Liyu. Anaerobic digestion for integrated utilization of food waste [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2018. (in Chinese)

[6] 黄声宇，吴小琼，赵全保，等.吹脱法处理高浓度氨氮废水研究进展[J].工业水处理，2024，44(9)：31－40.
HUANG Shengyu, WU Xiaoqiong, ZHAO Quanbao, et al. Research progress in gas stripping for treatment of highly-concentrated ammonia-nitrogen wastewater[J]. Industrial Water Treatment, 2024, 44(9): 31－40. (in Chinese)

[7] 何岩，赵由才，周恭明.高浓度氨氮废水脱氮技术研究进展[J].工业水处理，2008(1)：1－4.
HE Yan, ZHAO Youcai, ZHOU Gongming. Research process on the denitrogenation of highly concentrated ammonium-nitrogen wastewater[J]. Industrial Water Treatment, 2008(1): 1－4. (in Chinese)

[8] 万文玉，肖宝清.氨吹脱过程的传质模型[J].现代化工，2007(增刊1)：331－334.
WAN Wenyu, XIAO Baoqing. Mass transfer model of ammonia removal[J]. Modern Chemicalindustry, 2007(Supp.1): 331－334. (in Chinese)

[9] 隋倩雯，董红敏，朱志平，等.提高猪场沼液净化处理效果的氨吹脱控制参数[J].农业工程学报，2012，28(11)：205－211.
SUI Qianwen, DONG Hongmin, ZHU Zhiping, et al. Ammonia stripping control parameters for improving effluent treatment effect in anaerobic digesters of piggery wastewater[J]. Transactions of the CSAE, 2012, 28(11): 205－211. (in Chinese)

[10] 刘良，訾海，陈新颖，等.猪粪厌氧消化液两阶段闭式循环氨脱除工艺优化[J].农业机械学报，2015，46(9)：211－216.
LIU Liang, ZI Hai, CHEN Xinying, et al. Optimization of ammonia stripping process in two-stage air-recirculation for anaerobic digestion of pig manure[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2015, 46(9): 211－216. (in Chinese)

[11] 张浩睿，张唐娟，尹鹏，等.基于CaO调节的太阳能辅助加热猪粪沼液氨吹脱工艺研究[J].农业工程学报，2023，39(17)：209－217.
ZHANG Haorui, ZHANG Tangjuan, YIN Peng, et al. Ammonia stripping process via solar assisted heating for swine manure biogas

slurry based on CaO regulation[J]. Transactions of the CSAE, 2023, 39(17): 209 - 217. (in Chinese)

[12] 张文林. 曝气脱除水中CO_2的策略优化与模型研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2018.
ZHANG Wenlin. Strategy optimization and model study of aeration removal of CO_2 in water [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2018. (in Chinese)

[13] 王伟. 新型填料影响吹脱解吸法去除废水中高浓度氨氮的研究[D]. 武汉:武汉科技大学,2013.
WANG Wei. Study on influence of a new packing on ammonia nitrogen removal from high strength ammonia wastewater by gas stripping and desorption method[D]. Wuhan: Wuhan University of Science and Technology, 2013. (in Chinese)

[14] QUAN X, YE C, XIONG Y, et al. Simultaneous removal of ammonia, P and COD from anaerobically digested piggery wastewater using an integrated process of chemical precipitation and air stripping[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010,178(1 - 3):326 - 332.

[15] 柳珊,刘晟,郭宝寿,等.氨吹脱与酸吸收一体酒糟沼液处理试验装置研究[J].农业机械学报,2022,53(增刊2):249 - 259.
LIU Shan, LIU Sheng, GUO Baoshou, et al. Ammonia stripping and acid absorption integrated test device for vinasse slurry treatment[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2022,53(Supp.2):249 - 259. (in Chinese)

[16] HASAR H, UNSAL S A, IPEK U, et al. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate[J]. J. Hazard Mater, 2009,171(1 - 3):309 - 317.

[17] 马艳茹,丁京涛,赵立欣,等.沼液中氮的回收利用技术研究进展[J].环境污染与防治,2018,40(3):339 - 344.
MA Yanru, DING Jingtao, ZHAO Lixin, et al. Advcances in recycling and reuse of nitrogen from biogas slurry[J]. Environmental Pollution & Control,2018,40(3):339 - 344. (in Chinese)

[18] 吴海忠.吹脱法处理高氨氮废水关键因素研究进展[J].绿色科技,2013(2):144 - 146.

[19] HUSSAIN S, AZIZ H A, ISA M H, et al. Orthophosphate removal from domestic wastewater using limestone and granular activated carbon[J]. Desalination, 2011,271(1):265 - 272.

[20] AROGO J, ZHANG R H, RISKOWSKI G L, et al. Mass transfer coefficient of ammonia in liquid swine manure and aqueous solutions [J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1999,73:77 - 86.

[21] 韩彤彤. 养殖场粪水氨吹脱与养分回收工艺研究[D]. 北京:中国农业大学,2020.
HAN Tongtong. Study on the process of ammonia stripping and recovery from animal slurry [D]. Beijing: China Agricultural University, 2020. (in Chinese)

[22] 刘凌炜. 曝气吹脱处理饮用水典型致嗅物质的应用研究[D]. 西安:西安建筑科技大学,2016.
LIU Lingwei. Applied study on removing typical odor-producing pollutants from drinking water by aerated stripping [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2016. (in Chinese)

[23] GUŠTIN S, MARINŠEK-LOGAR R. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2011,89(1):61 - 66.

[24] CHEUNG K C, CHU L M, WONG M H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1997,94:209 - 221.

[25] 龚川南. 氨吹脱对奶牛养殖场沼液脱氮与氮回收研究[D]. 重庆:西南大学,2016.
GONG Chuannan. Removal and recovery of nitrogen from dairy farm biogas slurry by ammonia stripping [D]. Chongqing: Southwest University, 2016. (in Chinese)

[26] 张正义. 吹脱-催化氧化耦合全好氧生物技术处理垃圾渗滤液RO浓水[D]. 重庆:重庆理工大学,2022.
ZHANG Zhengyi. Treatment of RO concentrated water from landfill leachate by blowing - catalytic oxidation coupled with aerobic biotechnology[D]. Chongqing: Chongqing University of Technology, 2022. (in Chinese)

[27] 李小平,魏泉源,金明军,等.CO_2吹脱提升厌氧发酵液pH值研究[J].中国沼气,2010,28(3):3 - 7,27.
LI Xiaoping, WEI Quanyuan, JIN Mingjun, et al. Increasing the fermentation slurry pH inside digester by CO_2 stripping[J]. China Biogas,2010,28(3):3 - 7,27.(in Chinese)

[28] COHEN Y, KIRCHMANN H. Increasing the pH of wastewater to high levels with different gases—CO_2 stripping[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2004,159(1):265 - 275.

[29] 刘良. 厌氧消化液氨氮吹脱和钙剂絮凝工艺研究[D]. 北京:中国农业大学,2015.
LIU Liang. Research on ammonia stripping and calcium flocculation process of anaerobic digestate [D]. Beijing: China Agricultural University, 2015. (in Chinese)

[30] ZHANG L, JAHNG D. Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: effects of alkali types[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010,182(1):536 - 543.