

## 风速对鸡粪沼液氨挥发特性的影响

薛文涛<sup>1,2</sup>, 孙钦平<sup>1\*</sup>, 林 聪<sup>2</sup>, 刘本生<sup>1</sup>, 王 悦<sup>1</sup>, 李吉进<sup>1</sup>, 邹国元<sup>1</sup>

(1. 北京市农林科学院植物营养与资源研究所, 北京 100097; 2. 中国农业大学水利与土木工程学院, 北京 100083)

**摘 要:** 针对不同风速储存条件沼液氨挥发特性及理化指标变化规律不明晰等问题, 设计沼液储存及氨气挥发测定装置, 使用强制通风法对氨气取样监测, 研究鸡粪沼液在风速 0 (密闭储存, WS0)、1 (气体流量 32.33 m<sup>3</sup>/h, WS1)、2 (气体流量 65.72 m<sup>3</sup>/h, WS2) m/s 储存条件下的氨挥发特性及总氮(total nitrogen, TN)、化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)等降解情况。结果表明, 沼液氨挥发通量均呈现先升后降的趋势, 均于第 12 天达到挥发峰值, 分别为 2.28、4.42 和 7.21 g/(m<sup>2</sup>·d), 总挥发量分别为 1.80、3.90、7.12 g。储存期间沼液温度在 13~24 °C 范围波动, 总体温度和变化趋势均与室温相似。鸡粪沼液呈现弱碱性, 初始 pH 值为 8.38, 3 组试验在储存过程中 pH 值均不断上升, 试验结束后达到了 9.17、8.82、8.92; 沼液中氮素主要以铵态氮形式存在, 初始铵态氮占总氮含量的 84.99%; 储存过程中沼液铵态氮质量浓度均呈现先升后降的变化规律, 均于第 7 天达到最高值, 分别为 3 451.27, 3 562.60, 3 582.67 mg/L, 试验结束后下降到 3 030.20、2 762.67、2 794.87 mg/L, 降幅为 7.64%、15.79%、14.81%。TN 和 COD 降幅均随着风速的增大而增大, TN 依次下降了 10.97%、18.95%、25.83%; COD 依次下降了 10.38%、18.61%、20.35%。研究结果可为沼液合理储存以及氨气减排措施的设计提供数据支撑。

**关键词:** 氨气; 排放控制; 风速; 沼液

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2018.z.002

中图分类号: X831

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2018)-Supp.-0007-06

薛文涛, 孙钦平, 林 聪, 刘本生, 王 悦, 李吉进, 邹国元. 风速对鸡粪沼液氨挥发特性的影响[J]. 农业工程学报, 2018, 34(增刊): 7-12. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2018.z.002 http://www.tcsae.org

Xue Wentao, Sun Qiping, Lin Cong, Liu Bensheng, Wang Yue, Li Jijin, Zou Guoyuan. Effect of wind speed on ammonia volatilization characteristics of chicken manure biogas slurry[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2018, 34(Supp.): 7-12. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2018.z.002 http://www.tcsae.org

### 0 引 言

随着中国畜禽养殖业集约化的快速发展, 畜禽废弃物的污染问题愈加严重<sup>[1]</sup>。农业部发布的《关于推进农业废弃物资源化利用试点的方案》估算, 中国每年产生畜禽粪污 38 亿 t, 综合利用率不到 60%<sup>[2]</sup>。目前, 畜禽废弃物的常用处理方式包括厌氧消化、好氧发酵、直接还田利用等, 而通过厌氧发酵技术处理畜禽废弃物不仅能有效地降解发酵原料中有机物的浓度, 而且发酵所产生的甲烷又可以当作清洁燃料使用, 达到了“减量化、资源化、无害化”的目的, 目前得到广泛的应用。

近年来中国沼气工程得到发展迅猛, 据统计, 截至 2013 年底, 全国共有农业废弃物沼气工程 10 万余处, 总池容达到 1 625 万 m<sup>3</sup><sup>[3]</sup>。随着中国农村生态文明建设的加速, 畜禽废弃物资源化利用的快速推进, 鉴于厌氧

发酵技术在畜禽废弃物资源化利用方面具有特殊的优势, 今后一段时间内中国沼气工程建设仍将处在快速发展阶段。

沼气工程会有大量的厌氧消化物—沼液的产生, 沼液作为有机肥使用时, 往往要经过一段时间的存储以配合施肥需求。沼液在储存过程中会挥发 NH<sub>3</sub>, 挥发量与发酵原料、发酵工艺、储存时间有关<sup>[4-6]</sup>, 此外还会产生 CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S<sup>[7-9]</sup>等气体, 而氨气是沼液恶臭的主要来源, 不仅会造成氮肥的损失和土壤酸化<sup>[10]</sup>, 而且会造成人畜呼吸道疾病的增加。

在国内, 大多数沼液都是露天储存的, 在这种条件下, 风速对于沼液-空气界面的氨气传递过程有一定的促进作用, 是影响氨气挥发量重要的影响因素之一。而目前, 国内外对于沼液储存过程的研究主要集中于沼液养分变化及高效回收利用技术<sup>[11-13]</sup>, 温室气体排放特征<sup>[7]</sup>, 及通过酸化及覆盖方式对氨气排放特性及减排措施的研究<sup>[14-16]</sup>, 缺少不同风速对沼液氨气挥发通量的影响以及理化性质变化的定量化研究。本试验通过研究密闭及低风速 (1、2 m/s) 条件下鸡粪沼液氨挥发特征, 定量化研究风速对沼液氨挥发通量的影响, 以期与设计合理的沼液储存方式, 并估算不同风速条件下的氨气减排通量提供数据支撑。

收稿日期: 2018-09-28 修订日期: 2018-10-22

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2017YFD0800800); 国家重点研发计划项目 (2017YFD0801400)

作者简介: 薛文涛, 主要从事农业废弃物资源化利用研究。

Email: xwtbj2014@163.com

\*通信作者: 孙钦平, 博士, 副研究员, 主要从事有机肥养分管理研究。

Email: sunqinping@hotmail.com

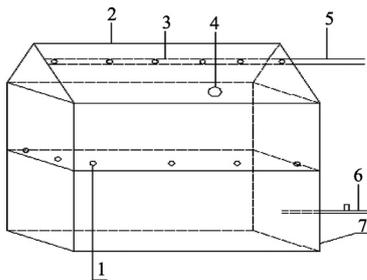
## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验采用的鸡粪沼液取自北京市大兴区留民营沼气站,该沼气站采用中温发酵,水力停留期(hydraulic retention time, HRT)为15 d。沼液均取自发酵罐当天的出流液,取样后经过0.13 mm滤网过滤大颗粒杂质后送往试验室进行测试。鸡粪沼液的初始理化指标为:总氮(total nitrogen, TN)质量浓度为(3 860.44±137.33) mg/L,铵态氮(ammonium nitrogen, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)质量浓度为((3 280.80±138.50)mg/L),化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)质量浓度为((4 318.47±140.28) mg/L),pH值为(8.38±0.55),电导率(electricity conductivity, EC)为((31.31±1.10) mS/cm),总固体(total solid, TS)质量分数为1.32%±0.06%,挥发性固体(volatiles solid, VS)质量分数为47.72%±3.03%。

### 1.2 试验装置

本试验在温室内进行,使用的沼液储存及氨气挥发测定装置参考薛文涛等<sup>[17]</sup>对沼液氨挥发监测研究所用装置,使用强制通风法对氨气进行取样监测,其中沼液的储存监测装置如图1所示。



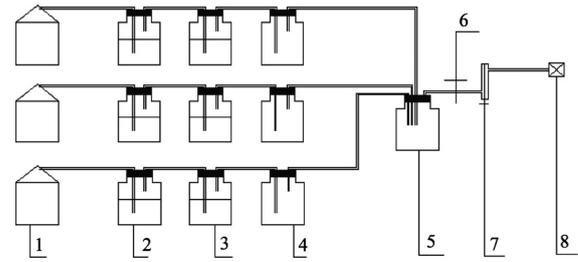
1. 进气口 2. 密封盖 3. 抽气管 4. 温度探测孔 5. 出气管 6. 取样管  
7. 储液池  
1. Airinlet 2 Seal cover 3. Suction-pipe 4. Temperature testing hole  
5. Exit pipe 6. Sampling pipe 7. Liquid storage tank

图1 沼液储存箱结构

Fig.1 Structure of biogas slurry storage container

沼液储存箱总体积为30 L,其中储液部分为10 L,箱体面积为0.1 m<sup>2</sup>,密封盖下部设置12个进气口,使抽气时空气能够均匀进入箱体。箱体上下采用密封圈进行密封。抽气管位于箱体的上部,采用20 mm的有机玻璃管,为保证抽气效果,在抽气管上均匀布置5排小孔,取样口设置在储液池的中部。在密封盖上部设置一个温度探测孔连续测量沼液温度,温度探头放置于沼液中间部位,同时在室内放置相同的温度探头用于监测室内温度。

试验装置如图2所示。整套试验装置包括沼液储存箱、酸吸收瓶1、酸吸收瓶2、缓冲瓶、混合瓶、气流调节阀、流量计、气泵8部分。2级酸液吸收目的是为了将挥发出来的氨气完全吸收,混合瓶的作用是将3个箱体的气体均匀的抽出,酸液采用2 mol/L的硼酸。气体流量通过气流调节阀控制,并通过流量计读数。



1. 沼液储存箱 2. 酸吸收瓶 1 3. 酸吸收瓶 2 4. 缓冲瓶 5. 混合瓶  
6. 气流调节阀 7. 流量计 8. 气泵  
1. Biogas slurry storage tank 2. Acid absorption bottle 1 3. Acid absorption bottle 2 4. Surge flask 5. Mixe bottle 6. Air damper 7. Gas flowmeter 8. Air pump

图2 试验装置示意图

Fig.2 Experimental devices schematic diagram

### 1.3 试验方法与设计

#### 1.3.1 风速模拟试验

为模拟沼液储存不同风速环境,通过使用气泵抽气使储存监测箱内产生风速。为了构建气体流量-风速关系,通过气流调节阀分别设置气体流量为0、6、12、18、24、36、48、60、72 m<sup>3</sup>/h 9个梯度,抽气时间设置为0.5 h,采用连续抽气方法;使用风速计对风速进行测量,测量点为储液面均分九等分后每块面积的中点,测量间隔为1 min,测量高度为箱体的液面上10 cm处。取测量时间内平均值作为各点风速值,储存风速值即为9个点风速值的平均值,记录进气流量和风速的关系。

结果表明气流和风速呈极显著正相关关系( $R=0.99$ ),其中WS1、WS2风速条件对应的流量分别为32.86和67.52 m<sup>3</sup>/h,由于试验仪器精度所限,实际试验过程中气体流量波动范围在(32.86±0.50)和(67.52±0.50) m<sup>3</sup>/h。模拟试验研究表明利用流量控制实现设定的风速是可行的,较为准确的。

#### 1.3.2 沼液氨挥发试验

本试验模拟不同风速下沼液氨挥发特性,设置风速0 (WS0)、1 (WS1)、2 (WS2) m/s 3组试验。对于WS0,采样方法为全程保持密闭,每天抽气取样1次(上午09:00-09:30),取样抽气时间为0.5 h,所取的即为1 d内沼液氨挥发总量;对于WS1、WS2组试验,每天抽气取样8次,其中第1次取样时间同WS0,取样间隔时间为2 h,每次0.5 h,8次抽样时间内的平均值作为日氨气挥发通量的平均值,3组试验均连续抽气15 d。为了避免空气中含有氨气对本试验产生影响,设置3个空白对照,抽气时间和气体流量与WS0、WS1、WS2相同,气体同样通过硼酸吸收,用于检测空气中氨气浓度。

在试验第1、3、7、10、13、15天取样,取样时间为每天早上08:00,取样前通过玻璃棒将沼液进行混匀,打开沼液取样口取样,每次取样50 mL,随后送往实验室,1 000 r/min离心分离10 min后,取上层清液测试理化指标。

### 1.4 分析方法

#### 1.4.1 气体分析

吸收的硼酸溶液采用0.02 mol/L的硫酸溶液滴定,滴定用的硫酸溶液用碳酸钠进行标定,连续采样15 d。

氨气挥发通量 NH<sub>3</sub>-N (g/(m<sup>2</sup>·d))<sup>[17]</sup>

$$= (V_1 + V_2 - V_i) \cdot C \cdot N \cdot K \cdot M / 1000 \quad (1)$$

式中  $V_1$  为酸吸收瓶 1 中硼酸消耗硫酸的体积, mL;  $V_2$  为酸吸收瓶 2 中硼酸消耗硫酸的体积, mL;  $V_i$  为对应空白对照组 ( $i=0,1,2$ ) 硼酸消耗硫酸的体积, mL;  $C$  为硫酸标准溶液浓度, mol/L;  $N$  为氮原子的摩尔质量, g/mol,  $N$  取 14;  $K$  为储液面积换算到  $1\text{ m}^2$  时的换算系数, 本试验  $K$  取 10;  $M$  为将抽气时间换为 1 d 的换算系数, 对于 WS0,  $M$  为 1, WS1、WS2 风速条件下  $M$  为 48。

#### 1.4.2 理化指标测定

在试验过程中对沼液连续取样, 进行理化指标测定。pH 值用 pH 计 (MP511, SANXIN) 测定; 电导率用电导率仪 (DDS-307, 雷磁) 测定; 总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定; 铵态氮 ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) 含量用 A3 连续流动分析仪测定; 总固体, 挥发性固体和灰分使用干燥箱、马弗炉和万分之一天平进行恒质量法测定; 化学需氧量采用重铬酸钾盐法 (5B-1 型, 连华科技) 进行测定。

#### 1.4.3 试验数据分析

试验数据通过 Excel2007、SPSS19.0 软件进行分析, 应用 Duncan 方法分析各处理间数据在  $P=0.05$  水平的差异显著性。

## 2 结果与分析

### 2.1 沼液储存过程中温度的变化

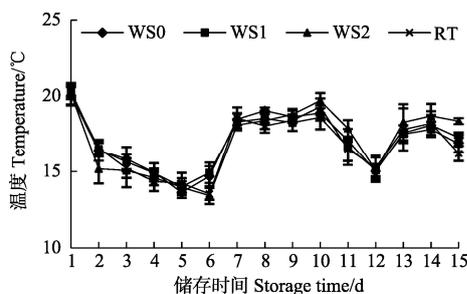
温度能够影响沼液中的铵态氮比例及  $\text{NH}_3$  和  $\text{NH}_4^+$  的扩散速率, 从而促进沼液中气体的挥发<sup>[18]</sup>, 研究表明挥发  $\text{NH}_3$ , TAN(总氨氮)和温度, pH 值存在以下关系<sup>[19]</sup>:

$$\frac{\text{NH}_3}{\text{TAN}} = \frac{1}{1+10^{(pk_a-\text{pH})}}$$

$$pk_a=0.090\ 18+\left(\frac{2\ 729.92}{T}\right)$$

式中  $pk_a$  为  $\text{NH}_3$  的解离常数的负对数;  $T$  为溶液温度,  $^{\circ}\text{C}$ 。

在保持溶液 pH 值不变的前提下, 温度越高,  $\text{NH}_3$  挥发量越大。为了减小温度对沼液氨挥发通量的影响, 将 3 组试验装置放置在温室内, 并利用温度记录仪对沼液储存过程中的温度和室内温度进行连续记录, 测量间隔为 0.5 h, 以 1 d 测量数据的平均值作为当天沼液温度, 结果表明沼液储存期间温度在  $13\sim 24\text{ }^{\circ}\text{C}$  之间变化, 均接近室温, 保持相对稳定 (见图 3), 最大限度地消减了由于温度对试验产生的干扰, 确保试验数据的可靠性。



注: RT 代表室内温度。WS0: 风速为  $0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; WS1: 风速为  $1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; WS2: 风速为  $2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 。

Note: RT represents the indoor temperature. WS0: Wind speed,  $0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; WS1: Wind speed,  $1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; WS2: Wind speed,  $2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 。

图 3 沼液储存中温度的变化

Fig.3 Temperature of biogas slurry during storage

### 2.2 沼液储存过程中氨气挥发特征

3 组试验储存过程中氨挥发通量均呈现先升后降的变化趋势 (见图 4), 风速 WS1、WS2 试验组沼液的氨挥发通量显著高于风速为 0 的试验组, WS0、WS1、WS2 初始沼液氨挥发通量分别为  $1.05$ 、 $2.54$ 、 $3.35\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。随后开始缓慢上升, 并在第 12 天达到挥发峰值  $2.28$ 、 $4.42$ 、 $7.21\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , 随后下降, 结束时为  $1.41$ 、 $2.37$ 、 $3.60\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , 日均氨挥发通量分别为  $1.20$ 、 $2.60$  和  $4.77\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , 总挥发量为  $1.80$ 、 $3.90$ 、 $7.12\text{ g}$ , 相对 WS0 组, WS1、WS2 组已挥发量分别提高了  $116.67\%$  和  $295.56\%$ 。

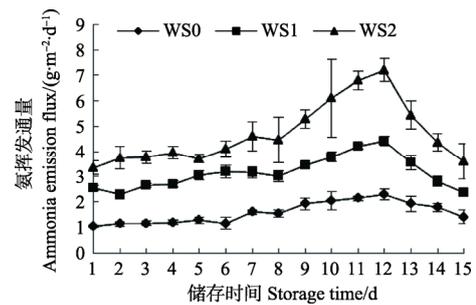


图 4 沼液在不同风速条件下的氨挥发通量

Fig.4 Daily ammonia emission flux of biogas slurry during storage under different wind speed

### 2.3 沼液储存过程中铵态氮质量浓度的变化

3 组试验的铵态氮质量浓度均随储存时间增加呈现先升后降变化规律 (如图 5), 与氨气挥发特性一致, 沼液的初始铵态氮质量浓度为  $3\ 280.80\text{ mg/L}$ , 随着含氮有机物的分解, 浓度逐渐上升并在第 7 天达到峰值, WS0、WS1、WS2 分别为  $3\ 451.27$ 、 $3\ 562.60$ 、 $3\ 582.67\text{ mg/L}$ 。而随着沼液氨挥发通量的增加以及可分解物质的减少, 铵态氮质量浓度开始下降, 储存结束时分别为  $3\ 030.20$ 、 $2\ 762.67$ 、 $2\ 794.87\text{ mg/L}$ , 降幅分别为  $7.64\%$ 、 $15.79\%$ 、 $14.81\%$ 。

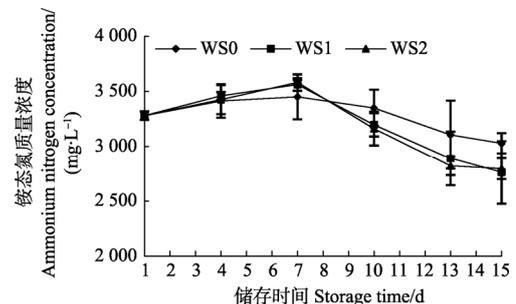


图 5 沼液储存中铵态氮质量浓度的变化

Fig.5 Changes of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  concentration during biogas slurry storage

### 2.4 沼液储存过程中 pH 值的变化

在厌氧发酵后期, 随着乙酸等酸性物质分解产生甲烷, 造成沼液 pH 值上升, 一般呈现弱碱性, 本试验所用鸡粪沼液的初始 pH 值为  $8.38$ , 储存过程中 3 组试验 pH 值均随着储存时间的增加而上升 (如图 6), 但是上升趋势

势不同, WS0 上升呈先慢后快趋势, 而 WS1、WS2 呈先快后慢趋势, 试验结束时 WS0、WS1、WS2 沼液的 pH 值分别达到 9.17、8.82、8.92, 可见密闭储存条件下沼液的 pH 值上升更快, 但是 WS1、WS2 试验组并没有显著性差异 ( $P>0.05$ )。

## 2.5 沼液储存前后各理化指标的变化

沼液储存前后各理化指标的变化如表 1 所示。3 组沼液储存结束后沼液的 EC 值、TN 质量浓度、COD 质量浓度、VS 质量分数均有所下降; WS0、WS1、WS2 沼液 TN 质量浓度分别下降了 10.97%、18.95%、25.83%; COD 质量浓度下降了 10.38%、18.61%、20.35%; VS 质量分数下降了 14.12%、23.78%、4.38%; TN 和 COD 质量浓度均是随着风速的增大下降幅度增大, WS1、WS2 组下降幅显著高于 WS0, 通风条件有利于气液面的物质交换, 加快了沼液挥发性物质的溢出, 促进了沼液中好氧微生物对有机物的分解。WS1、WS2 间 TN 质量浓度降幅差

异性显著 ( $P<0.05$ ), 但 COD 质量浓度降幅无显著性差异 ( $P>0.05$ )。VS 质量分数随着风速的增大下降幅度减少, WS2 试验组 TS 质量分数高于初始值, 其原因均为储存过程中气体流量带走部分水蒸气, 导致出现了一定的“浓缩效应”。

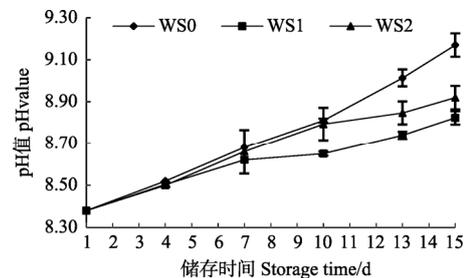


图 6 沼液储存中 pH 值的变化

Fig.6 Changes of pH value during biogas slurry storage

表 1 沼液储存前后的理化指标  
Table 1 Properties of biogas slurry before and after storage

处理 Treatments	总氮 Total nitrogen/(mg·L <sup>-1</sup> )	化学需氧量 Chemical oxygen demand/(mg·L <sup>-1</sup> )	电导率 Electricity conductivity/(mS·cm <sup>-1</sup> )	总固体 Total solid/%	挥发性固体 Volatile solid/%	
初始 Start	3860.44±137.33a	4318.47±140.28a	31.31±1.10a	1.32±0.06b	47.72±3.03b	
结束 End	WS0	3436.93±138.93b	3870.16±101.31b	27.77±0.21b	1.22±0.02c	40.98±2.46a
	WS1	3128.83±98.11c	3515.15±182.24c	25.59±0.56c	1.32±0.05b	36.37±2.27a
	WS2	2863.21±135.50d	3439.83±103.09c	26.38±0.27c	1.60±0.05a	45.63±1.88a

注: 同列数值后不同字母表示差异显著水平 ( $P<0.05$ )。余同。

Note: Different letters mean significant difference at 5% level. The same below.

## 3 讨论

沼液是厌氧发酵后的产物, 由于在发酵过程中微生物作用, 原料中含氮大分子有机物被分解为小分子有机物或者无机物, 造成沼液中氨态氮含量升高<sup>[20]</sup>, 加上沼液弱碱性特性造成沼液在储存过程中氨气挥发量高于原水, 其造成的氮素损失及环境污染风险较大<sup>[21]</sup>, 特别是在露天有风条件储存, 因为风速改变了流场的性质, 使水气界面的传质过程显著加快, 气体挥发量将会大幅上升<sup>[22]</sup>, 所以研究沼液在不同风速储存过程中氨气挥发特性具有重要现实意义。本研究不同于以往研究针对静止储存过程中 C、N 气体的连续性在线监测, 其中 WS0 采用全密闭储存 1 次性抽气, WS1、WS2 采用多时间段平均法, 更好地模拟沼液储存池在密闭储存以及恒定风速储存条件下氨气挥发特性, 风速模拟试验结果显示本实验所选装置的流量—风速具有较好的线性关系, 能够较准确地模拟沼液不同风速储存条件。

本研究得出的沼液在储存过程中氨挥发通量呈现先升后降的变化趋势, 这与 Wang 等<sup>[5,23]</sup>研究结论一致, 初期氨挥发上升的主要原因是沼液中的微生物对有机物进一步分解, 提高了可溶性铵态氮浓度, 而随着氨挥发造成的铵态氮损失以及可分解有机物质的含量降低, 导致沼液铵态氮浓度下降则是后期氨挥发通量下降的主要原因<sup>[24]</sup>, 本研究得出了风速促进了沼液氨气挥发的结论,

这与相关研究结果得出的较高换气频率对气体挥发有促进作用结论一致<sup>[25-26]</sup>。WS0 试验氨挥发通量高于以往研究结果<sup>[5,27]</sup>, 主要是本试验所用鸡粪沼液的初始理化指标 (pH 值 8.38, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度 3 280.80 mg/L) 和通风频率较高, 在一定程度上促进了沼液氨气挥发。

沼液中的铵态氮是氮素的主要形态<sup>[20,27]</sup>, 是可以被植物直接吸收的养分, 所以铵态氮质量浓度是沼液速效养分的重要指标, 沼液储存过程中铵态氮质量浓度变化直接影响后续还田氮素的供应强度<sup>[28]</sup>。本试验沼液铵态氮质量浓度均随存储时间增加呈现先升后降变化规律, 这与 Olofsson 等<sup>[18, 29]</sup>研究结果一致, 其变化特征与氨挥发通量特征一致, 这是因为沼液中存在着 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+OH<sup>-1</sup>⇌NH<sub>3</sub>+H<sub>2</sub>O 平衡关系, 即由沼液含氮有机物的分解和氨挥发通量决定。

3 组试验储存过程中 pH 值均随着存储时间的增加而上升<sup>[7]</sup>, 主要由沼液中铵态氮、CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>浓度变化引起, 但本试验沼液初始 pH 值偏高, 如黄丹丹等<sup>[23]</sup> (猪粪沼液, 初始 pH 值 7.18) 和宋成芳等<sup>[30]</sup> (猪粪沼液, 初始 pH 值 7.48; 牛粪沼液, 初始 pH 值 8.02), 与试验采用的鸡粪发酵沼液发酵周期较短 (HRT 15 d) 以及鸡饲料成分和鸡自身的消化结构有关。

## 4 结论

本文研究了鸡粪沼液在不同风速条件下储存的氨气

挥发特性，结论如下：

1) 本试验条件下 3 组处理储存过程中氨挥发通量均呈现先升后降的变化趋势，WS0(密闭储存)、WS1(风速为 1 m/s, 气体流量 32.33 m<sup>3</sup>/h)、WS2(风速为 2 m/s, 气体流量 65.72 m<sup>3</sup>/h)均在第 12 天达到挥发峰值 2.28、4.42、7.21 g/(m<sup>2</sup>·d)，日均氨挥发通量分别为 1.20、2.60 和 4.77 g/(m<sup>2</sup>·d)，总挥发量为 1.80、3.90、7.12 g。

2) 沼液在储存过程中 pH 值均为上升趋势。沼液氮素主要以铵态氮形式存在，铵态氮浓度在储存过程中呈现先升后降的变化规律，第 7 天达到峰值，WS0、WS1、WS2 试验组分别为 3 451.27、3 562.60、3 582.67 mg/L。

3) WS0、WS1、WS2 试验组 TN 质量浓度、COD 质量浓度、VS 质量分数均有所下降；其中 TN 质量浓度分别下降了 10.97%、18.95%、25.83%；COD 质量浓度下降了 10.38%、18.61%、20.35%；VS 质量分数下降了 14.12%、23.78%、4.38%。TN 质量浓度和 COD 质量浓度降幅随着风速的增大而增大。

4) 本试验得出 WS1、WS2 氨气挥发量比 WS0 分别提高了 116.67%和 295.56%。所以，建议沼液储存池采用密闭或者覆盖储存方式以减少氨挥发造成的氮素损失及环境污染。

#### [参 考 文 献]

[1] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部. 第一次全国污染源普查公报[N]. 人民日报, 2010-02-10 (016).

[2] 中华人民共和国农业部, 中华人民共和国国家发展和改革委员会, 中华人民共和国财政部, 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国住房和城乡建设部, 中华人民共和国科学技术部. 关于印发《关于推进农业废弃物资源化利用试点的方案》的通知[J]. 中华人民共和国农业部公报, 2016 (10): 4-7.

[3] 中华人民共和国农业部. 中国农业统计资料[M]. 北京: 中国农业出版社, 2014.

[4] Sommer S G. Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry[J]. Atmospheric Environment, 1997, 31(6): 863-868.

[5] Wang Yue. Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages[J]. Transactions of the Asabe, 2014, 57(2): 635-645.

[6] Umetsu K, Kimura Y, Takahashi J, et al. Methane emission from stored dairy manure slurry and slurry after digestion by methane digester[J]. Animal Science Journal, 2005, 76(1): 73-79.

[7] Wang Yue, Dong Hongmin, Zhu Zhiping, et al. CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO emissions from stored biogas digester effluent of pig manure at different temperatures[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2016, 217: 1-12.

[8] Joachim Clemens, Manfred Trimborn, Peter Weiland, et al. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, 112(2/3): 171-177.

[9] Weiland P. Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in Germany[J]. Applied Biochemistry & Biotechnology, 2003, 109(1/2/3): 263-274.

[10] Ndegwa P M, Hristov A N, Arogo J, et al. A review of

ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations[J]. Biosystems Engineering, 2008, 44 (2): 453-469.

[11] 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 Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(11): 205-211. (in Chinese with English abstract)

[12] He Q, Tu T, Yan S, et al. Relating water vapor transfer to ammonia recovery from biogas slurry by vacuum membrane distillation[J]. Separation & Purification Technology, 2017, 191: 182-191.

[13] Simon K. 沼液氮磷养分生物炭吸附回收及农田利用可行性研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017.

Simon K. Effectiveness of Biochar Use for Nitrogen and Phosphorus Recovery from Liquid Anaerobic Digestate and Potential Land Application[D]. Beijing: China Agricultural University, 2017. (in Chinese with English abstract)

[14] Seidel A, Pacholski A, Nyord T, et al. Effects of acidification and injection of pasture applied cattle slurry on ammonia losses, N<sub>2</sub>O emissions and crop N uptake[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2017, 247: 23-32.

[15] 李路路, 董红敏, 朱志平, 等. 酸化处理对猪场原水和沼液存储过程中气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35 (4): 774-784.

Li Lulu, Dong Hongmin, Zhu Zhiping, et al. Effects of acidification on gas emissions from raw pig slurry and biogas liquid during storage[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016 35(4): 774-784. (in Chinese with English abstract)

[16] Scotford I M, Williams A G. SE—Structure and environment: Practicalities, costs and effectiveness of a floating plastic cover to reduce ammonia emissions from a pig slurry lagoon[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 2001, 80(3): 273-281.

[17] 薛文涛, 林聪, 孙钦平, 等. 不同发酵原料沼液的氨挥发特性研究[J]. 可再生能源, 2016, 34 (5): 780-785.

Xue Wentao, Lin Cong, Sun Qiping, et al. Research on ammonia emission characteristic of different fermentation raw material[J]. Renewable Energy Resources, 2016, 34(5): 780-785. (in Chinese with English abstract)

[18] Olofsson G. Thermodynamic quantities for the dissociation of the ammonium ion and for the ionization of aqueous ammonia over a wide temperature range [J]. Journal of Chemical Thermodynamics, 1975, 7(6): 507-514.

[19] Loehr R C. Pollution Control for Agriculture[M]. Academic Press, 1977.

[20] Chen X, Yan W, Sheng K, et al. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of foodwaste and green waste[J]. Bioresource Technology, 2014, 154(3): 215.

[21] Baldé H, Vanderzaag A C, Burt S D, et al. Ammonia emissions from liquid manure storages are affected by anaerobic digestion and solid-liquid separation[J]. Agricultural & Forest Meteorology, 2018, 258: 80-88.

[22] 刘隸, 王乐乐, 邹璇, 等. 风速对过饱和总溶解气体释放速率的影响. 水利水电科技进展, 2015, 35 (4): 28-31.

- Liu Yi, Wang Lele, Zou Xuan, et al. Impacts of wind speed on release rate of supersaturated total dissolved gas[J]. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, 2015, 35(4): 28–31. (in Chinese with English abstract)
- [23] 黄丹丹, 罗皓杰, 应洪仓, 等. 沼液贮存中甲烷和氨气排放规律试验[J]. *农业机械学报*, 2012, 43 (增刊1): 190–193.
- Huang Dandan, Luo Haojie, Ying Hongcang, et al. Methane and ammonia emissions patterns during digested slurry storage[J]. *Transactions of The Chinese Society of Agricultural Machinery*, 2012, 43(Supp.1): 190–193. (in Chinese with English abstract)
- [24] Holly M A, Larson R A, Powell J M, et al. Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2017, 239: 410–419.
- [25] Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, et al. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 112(2): 153–162.
- [26] Liu Y, Lu W, Li D, et al. Estimation of volatile compounds emission rates from the working face of a large anaerobic landfill in China using a wind tunnel system[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 111: 213–221.
- [27] Sommer S G, Petersen S O, Søgaard H T. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(3): 744–751.
- [28] 邢瑶, 马兴华. 氮素形态对植物生长影响的研究进展[J]. *中国农业科技导报*, 2015, 17 (2): 109–117.
- Xing Yao, Ma Xinghua. Research Progress on effect of nitrogen form on plant growth[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2015, 17(2): 109–117. (in Chinese with English abstract)
- [29] Petersen S O, Andersen A J, Eriksen J. Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(1): 88–94.
- [30] 宋成芳, 单胜道, 张妙仙, 等. 畜禽养殖废弃物沼液的浓缩及其成分[J]. *农业工程学报*, 2011, 27 (12): 256–259.
- Song Chengfang, Shan Shengdao, Zhang Miaoxian, et al. Concentration and determination of composition of biogas slurry[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2011, 27(12): 256–259. (in Chinese with English abstract)

## Effect of wind speed on ammonia volatilization characteristics of chicken manure biogas slurry

Xue Wentao<sup>1,2</sup>, Sun Qinqing<sup>1\*</sup>, Lin Cong<sup>2</sup>, Liu Bensheng<sup>1</sup>, Wang Yue<sup>1</sup>, Li Jijin<sup>1</sup>, Zou Guoyuan<sup>1</sup>

(1. Institute of Plant Nutrition and Resources, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China;

2. College of Water Resources & Civil Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

**Abstract:** In order to study the characteristics of ammonia (NH<sub>3</sub>) emission and the variation of its chemical properties under different wind speeds, an equipment for storing biogas slurry and monitoring the NH<sub>3</sub> volatilization was designed. Sampling and monitoring of ammonia gas by using forced aeration method, this equipment was used to investigate the NH<sub>3</sub> volatilization and degradation of total nitrogen (TN), chemical oxygen demand (COD) of biogas slurry under the wind speeds of 0 (confined storage, WS0), 1 m/s (gas flow 32.33 m<sup>3</sup>/h, WS1), and 2 m/s (gas flow 65.72 m<sup>3</sup>/h, WS2). Results showed that the NH<sub>3</sub> volatilization of chicken manure biogas slurry showed similar patterns in three wind speed conditions, which increased during the early period followed by decreasing, and all reached their peaks on the 12th day, being of 2.28, 4.42 and 7.21 g/(m<sup>2</sup>·d), respectively. The total amount of ammonia volatilization during storage is 1.80, 3.90 and 7.12 g, respectively. The temperature of the biogas slurry fluctuated within the range of 13–24 °C during the storage, and this temperature fluctuation trend is similar to the changing trend of room temperature for all three conditions. The initial pH value of the chicken manure biogas slurry was 8.38, showing a weak alkalinity. During the storage process, the pH values of WS0, WS1, and WS2 increased continuously, and reached 9.17, 8.82, and 8.92 at the end of storage. The nitrogen element in the chicken manure biogas slurry was mainly kept in the form of ammonium nitrogen, which accounted for 84.99% of the total nitrogen content at the beginning of the test. The concentrations of ammonium nitrogen showed an increasing pattern firstly, and reached their peaks in the seventh day, being of 3 451.27, 3 562.60, and 3 582.67 mg/L, then followed by decreasing, being of 3 030.20, 2 762.67, and 2 794.87 mg/L at the end of the storage. The decline percentages of the ammonium nitrogen were 7.64%, 15.79%, and 14.81% in three conditions, respectively. The declines of TN and COD were positively correlated with the wind speed. The TN content of the biogas slurry decreased by 10.97%, 18.95%, and 25.83%, and the COD concentration decreased by 10.38%, 18.61%, and 20.35%, for WS0, WS1 and WS2, correspondingly. Together, these results provide evidence for designing reasonable storage environment of biogas slurry and NH<sub>3</sub> mitigation measure.

**Keywords:** ammonia; emission control; wind speed; biogas slurry