

网络出版时间:2020-07-08 09:36 DOI:10.13207/j.cnki.jnwfufu.2021.01.014
网络出版地址:https://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1390.S.20200707.1537.014.html

奶牛场水冲粪-固液分离系统氨排放的季节变化特征

崔利利,王效琴,段雪琴,程松林,李雪萦,苏丽霞,田扬庆

(西北农林科技大学 资源环境学院,陕西 杨凌 712100)

【摘要】【目的】分析奶牛场水冲粪-固液分离系统在不同季节的氨排放特征及影响因素,为明确该系统的工艺改进方向 and 环境影响的定量评估提供依据。【方法】于 2017—2018 年,按季节(春季、夏季、秋季和冬季)在采用水冲粪-固液分离系统的奶牛场采集固液分离后的废水和粪渣,采用通气法测定废水和粪渣在贮存和堆积过程的氨排放速率,分析废水和粪渣及整个固液分离系统氨排放的季节变化特征。【结果】废水温度($-4.1\sim 35\text{ }^{\circ}\text{C}$)主要受气温影响,且与气温差异不明显,其变化存在显著的季节差异;而粪渣堆体温度($5.0\sim 63\text{ }^{\circ}\text{C}$)主要受堆体有机质降解程度的影响,与气温有明显差异,不同季节的粪渣在堆积前中期无明显的季节差异。废水贮存过程中 pH 呈波动变化,但长期处于 8.0 左右,而堆积过程粪渣 pH 总体呈下降趋势。废水贮存过程中,氨排放速率主要受气温和废水 pH 影响,春季、夏季和秋季氨的排放高峰期分别集中于贮存中后期、前中期和前期,冬季无明显的排放高峰期;随着贮存时间推移,废水氨累积排放量呈增加趋势,至试验结束时(49 d), NH_3 累积排放量从高到低依次为夏季(177.24 mg/kg)、春季(168.13 mg/kg)、秋季(162.00 mg/kg)和冬季(144.93 mg/kg)。粪渣堆积过程中,氨排放速率受粪渣堆体温度、pH 和翻堆频率的叠加影响。随着贮存时间推移,氨累积排放量呈增加趋势,至试验结束时(49 d),春季、夏季、秋季和冬季的 NH_3 累积排放量分别为 $0.36, 0.42, 0.54, 0.67\text{ g/kg}$,与气温无直接关系。废水是水冲粪-固液分离系统氨排放的主要来源,占整个系统氨排放量的 $58\%\sim 83\%$ 。【结论】对于奶牛场水冲粪-固液分离系统而言,控制废水的氨排放,尤其是夏季废水贮存过程的氨排放是奶牛场减少粪污氨排放的关键环节,降低废水的 pH 可以显著降低废水贮存过程的氨排放。

【关键词】 水冲粪;固液分离系统;氨排放;累积排放量;季节变化特征;奶牛场

【中图分类号】 S851.2⁺4;X713

【文献标志码】 A

【文章编号】 1671-9387(2021)01-0117-09

Seasonal characteristics of ammonia emissions from flush-manure and solid-liquid separation system in a dairy farm

CUI Lili, WANG Xiaoqin, DUAN Xueqin, CHENG Songlin,
LI Xueming, SU Lixia, TIAN Yanqing

(College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: 【Objective】To determine technical improvement directions and provide data for evaluating environmental impacts of a flush-manure and solid-liquid separation system, the amount and characteristics of ammonia emission and impacting factors were investigated. 【Method】Wastewater and fecal residue separated from a flush-manure and solid-liquid separation system in a dairy farm were collected in four seasons from 2017 to 2018. The aeration method was used to determine ammonia emission rates when wastewater

【收稿日期】 2020-01-06

【基金项目】 国家自然科学基金项目(41201588);陕西省自然科学基金项目(2018JM4034)

【作者简介】 崔利利(1990—),女,河南焦作人,在读硕士,主要从事农业温室气体和氨排放研究。E-mail: cuililixn@163.com

【通信作者】 王效琴(1974—),女,山西汾阳人,副教授,博士,硕士生导师,主要从事农业系统环境影响及可持续发展研究。
E-mail: xqwang@nwsuaf.edu.cn

and the fecal residue were stored in dairy farms. Variations of cumulative emission of ammonia from wastewater and fecal residue were analyzed during storage in different seasons, and the main influencing factors were discussed. The contributions of wastewater and the fecal residue to total emission of the whole system were also evaluated. 【Result】 The temperature of wastewater ($-4.1-35\text{ }^{\circ}\text{C}$) was mainly affected by air temperature with significant difference among seasons and insignificant differences with air temperature. The temperature of fecal residue pile ($5.0-63\text{ }^{\circ}\text{C}$) was mainly affected by degradation degree of organic matter in the pile without significant difference with air temperature. There was no significant seasonal difference between fecal slag in different seasons before and in the middle of pile. The pH of wastewater fluctuated around 8.0 during storage process, while pH of fecal residue showed decreasing trend. The ammonia emission rate of wastewater was influenced by air temperature and pH of wastewater, and the peak periods of ammonia emission in spring, summer and autumn were concentrated in the middle and late storage period, early and middle storage period and early storage period, respectively. There was no peak period in winter. The cumulative emissions of wastewater increased with the extent of storage time. At the end of experiment (49 d), the emission rates were 177.24, 168.13, 162.00 and 144.93 mg/kg in summer, spring, autumn and winter, respectively. The ammonia emission rate of fecal residue was influenced by temperature, pH of fecal residue stack and turning frequency. The cumulative emissions increased with the extent of storage time. At the end of experiment (49 d), the emissions were 0.36, 0.42, 0.54 and 0.67 g/kg in spring, summer, autumn and winter, respectively. Wastewater was the main source of ammonia emission from a flush-manure and solid-liquid separation system, contributing 58%—83% to the total emission. 【Conclusion】 For the flush-manure and solid-liquid separation system, wastewater should be controlled to reduce ammonia emissions and decreasing pH is the most effective method.

Key words: flush manure; solid-liquid separation systems; emission of ammonia; cumulative emission of ammonia; seasonal characteristics; dairy farm

氨不仅是恶臭污染物,而且沉降到土壤后会通过硝化和反硝化作用产生氧化亚氮,间接对全球变暖产生影响,同时也是形成 PM_{2.5} 的前体物质,对人体健康和生态环境都有严重影响^[1-4]。畜禽粪污是中国氨排放的主要来源,占全国 NH₃ 排放总量的 40.79%~69.20%^[5-6]。畜禽养殖场的粪污处理模式较多,国内外研究主要集中在干清粪系统的畜禽粪便堆肥过程及水泡粪系统的氨排放方面^[7],对水冲粪-固液分离系统的氨排放却鲜有研究,目前该系统正以其效率高、故障少、有利于舍内卫生等优点而被推广应用于国内的规模化奶牛场^[8]。

奶牛场水冲粪-固液分离系统利用奶牛场废水冲洗牛舍的粪尿,这些携带着奶牛粪尿的污水经过固液分离后产生粪渣和废水,其中粪渣一般堆积后用作奶牛的卧床垫料,废水则贮存在厌氧塘中。该系统粪渣和废水的理化性质不同于干清粪系统的粪便和污水,因此氨排放特点及排放量不同于粪便堆肥,也不同于一般的污水贮存过程。废水和粪渣的氨排放受温度、pH 及其理化性质的影响,而这些指标均随着季节发生变化^[9]。因此,本研究选取一实

行水冲粪-固液分离系统的规模化奶牛养殖场,对其固液分离后产生的废水和粪渣进行不同季节(春季、夏季、秋季和冬季)的氨排放研究,并评估粪渣及废水对该系统氨排放的影响,以期掌握废水和粪渣贮存和堆积过程氨的排放特点,为明确该系统的工艺改进方向和定量评估其环境影响奠定基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验共进行了 4 期(春季、夏季、秋季和冬季),每期 49 d。春季、夏季、秋季和冬季的试验时间为分别为 2017 年 4 月 17 日—6 月 5 日,7 月 23 日—9 月 10 日,10 月 23 日—12 月 11 日和 2017 年 12 月 19 日—2018 年 2 月 6 日。

从采用水冲粪-固液分离系统的规模化奶牛场采集固液分离后的废水和新鲜粪渣,运回西北农林科技大学试验大棚内进行试验,试验大棚顶部密封、四周不密封,以模拟奶牛场粪渣堆放实况。废水贮存在不锈钢圆柱桶(直径 50 cm,高 100 cm)内,以静态模拟奶牛场厌氧塘废水贮存过程氨排放的变化情

况。每个季节废水试验共设 3 个重复,试验开始时,每个圆柱桶装 180 kg 奶牛场废水,水面高度为 90 cm。

粪渣春季试验共设 3 个重复,将采集的奶牛场粪渣放置于直径和高均为 50 cm 的圆柱体不锈钢堆肥箱内,堆肥箱外层有一层反光铝箔保温膜以减小外界温度的影响,每个堆肥箱内装 35 kg 新鲜粪渣,高度为 45 cm。为了更加真实地模拟奶牛场粪渣堆积情况,从夏季试验开始做了调整,将采集的粪渣直接堆积在试验大棚地面上,堆积成直径 170 cm、高 60 cm 的圆锥体形状,每个堆体有 200 kg 新鲜粪渣。在整个试验过程中,参照奶牛场不同季节粪渣翻堆经验,随试验过程粪渣堆体内实际温度和含水率的变化进行翻堆,其中春季的翻堆频率为每周翻堆 1 次,最后一周不翻堆;夏季的翻堆频率为前 4 周每周翻堆 2 次,最后 3 周不翻堆;秋季的翻堆频率为前 3 周每周翻堆 2 次,中间 3 周每周翻堆 1 次,最后一周不翻堆;冬季的翻堆频率为第 1 周翻堆 2 次,第 2 周

翻堆 3 次,随后每 2 周翻堆 1 次。春、夏、秋和冬季的翻堆次数分别为 6,8,9 和 7 次。

1.2 样品采集与分析

废水试验开始前,用不锈钢棒搅拌混匀各桶废水,采样测定 pH、总有机碳(TOC)和全氮(TN),测定方法分别为 pH 计、非色散红外线吸收法和碱性过硫酸钾消解紫外分光光度计法。试验过程中每 7 d 采样 1 次,测定废水的 pH 和 TN。为了尽量不影响废水的静态贮存,只在废水的上中下层采集样品,试验过程中各废水的理化性质取上中下层的均值。

粪渣试验开始前先充分混合粪渣,采集粪渣样品测定 pH、含水率(MC)、TN 和 TOC,测定方法分别为蒸馏水浸提-pH 计、105 ℃干燥 24 h、H₂SO₄-H₂O₂ 消煮-凯氏定氮法和高温外热重铬酸钾氧化-容量法。试验过程中粪渣采样方式、频率、时间和测定指标均与废水一致。

各季节废水和粪渣初始理化性质如表 1 所示。

表 1 奶牛场水冲粪-固液分离系统不同季节废水及粪渣的理化特性
Table 1 Characteristics of wastewater and fecal residue in different seasons

处理 Treatment	pH		全氮/(g·kg ⁻¹) TN		总有机碳/(g·kg ⁻¹) TOC		粪渣含水率/% MC of fecal residue
	废水 Wastewater	粪渣 Fecal residue	废水 Wastewater	粪渣 Fecal residue	废水 Wastewater	粪渣 Fecal residue	
春季 Spring	8.14±0.08 b	7.98±0.04 b	2.29±0.00 c	3.31±0.01 a	3.61±0.05 d	110.37±1.22 a	69.37±0.42 b
夏季 Summer	8.28±0.02 c	8.03±0.02 b	0.84±0.00 a	4.05±0.33 b	1.88±0.66 b	108.26±0.01 a	66.54±0.66 a
秋季 Autumn	7.55±0.01 a	7.69±0.01 a	2.32±0.01 d	3.46±0.06 a	1.16±0.02 a	118.96±1.24 a	71.68±0.35 c
冬季 Winter	7.52±0.03 a	8.22±0.01 c	1.36±0.01 b	3.19±0.11 a	3.29±0.11 c	129.14±10.31 a	73.73±1.41 c

注:同列数据后标不同小写字母表示不同季节间差异显著($P<0.05$),下同。
Note: Different lowercase letters indicate significant differences among seasons ($P<0.05$). The same below.

1.3 氨气采集以及废水和粪渣堆体温度及气温的测定

废水和粪渣氨气的采集采用通气法,试验方法与王朝辉等^[10]和崔利利等^[11]的方法相似:分别取 2 块厚度 2 cm、直径 16 cm 的海绵,均匀浸以 15 mL 的磷酸甘油溶液(将 50 mL 磷酸和 40 mL 甘油用蒸馏水定容到 1 000 mL 容量瓶中)后,置于直径和高均为 15 cm 的 PVC 管中,上层海绵与管顶部相平以隔绝空气,下层海绵距管底 6 cm,用于吸收废水或粪渣排出的氨气。采集废水排出的氨气时,在距 PVC 管底部 4 cm 处外套一厚 4 cm、长宽均为 20 cm 的泡沫板,以提供浮力使 PVC 管能平稳地悬浮在水面,且一部分 PVC 管浸泡在水中,起到天然水封的作用。采样时,将采气装置静置于贮存桶废水表面中央 1 h,随后将吸收氨气的下层海绵取下,完全浸泡在 1 mol/L(300 mL)的 KCl 溶液中,振荡 1

h,浸出液用流动分析仪测定氨态氮和硝态氮含量,以计算氨气的排放速率。采样时间为早上 09:00—10:00。采样频率如下:前 1 周(0~7 d)每天采样,第 2 周(8~14 d)采样 3 次,随后每周采样 2 次。

采集粪渣排放的氨气时,将 PVC 管管体插入粪渣表面以下 3 cm,以保证采气时 PVC 管处于密封状态。春季试验采气时,将 PVC 管置于每个堆肥箱粪渣上表层的中部,其他季节采气时,将 3 个 PVC 管均匀扣在粪渣圆锥体侧面中部。采气时间、频率及测定方法与废水试验相同。

在采集氨气的同时,测定废水和粪渣堆体的温度及气温,测定频率和时间与气体采样一致。废水温度采用溶氧仪测定废水上中下层温度后取平均值,废水上层是指距废水上表面 10 cm 处,中层是指废水的中间位置,而下层指的是距废水底面 10 cm 处。粪渣堆体温度采用温度计测定,春季试验的测

定位置为粪渣堆体中部;其他季节为粪渣圆锥体的上中下层,其中粪渣上层是指距粪渣顶部 10 cm 处,中层是指粪渣的中间位置,而下层指的是距粪渣底面 10 cm 处,粪渣堆体温度取堆体上中下层温度的平均值。气温采用温湿度仪测定。

1.4 数据处理

试验数据采用 Excel 2013 和 SPSS 19.0 进行统计与分析。

氨气排放速率的计算公式为^[10]:

$$F = \frac{(c_1 + c_2)AV}{amt} \times 10^{-3}$$

式中: F 为氨气的排放速率, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$; c_1 和 c_2 分别为废水和粪渣中铵态氮和硝态氮的质量浓度, mg/L ; A 为废水上表层面积或粪渣堆体侧面积, m^2 ; V 为浸提液的体积, mL ; a 为吸收氨气的海绵的有效面积, m^2 ; m 为初始废水或粪渣的质量, kg ; t 为采样时间, h 。

水冲粪-固液分离系统中粪污 NH_3 累积排放量的计算公式为:

$$AE_i = \frac{AW_i \times MW_i + AR_i \times MR_i}{MW_i + MR_i}$$

式中: AE_i 为水冲粪-固液分离系统不同季节排出的氨气累积排放量, g/t ; MW_i 和 MR_i 分别为该分离系统不同季节的废水和粪渣日均产量, t ; AW_i 和

AR_i 分别为不同季节废水和粪渣的氨气累积排放量, mg/kg 。奶牛场春季、夏季、秋季和冬季废水和废渣的日均产量分别为 173,316,167,153 t 和 27,27,26,24 t。

2 结果与分析

2.1 不同季节废水及粪渣堆体温度与气温的变化

温度是影响废水贮存及粪渣堆积过程氨排放的一个重要指标。从图 1 可以看出,不同季节中,废水温度与气温差异不明显,而粪渣堆体温度与气温有明显差异。废水温度主要受气温影响,不同季节的废水温度表现出明显的季节差异,春季、夏季、秋季和冬季废水温度分别为 16.4~29.2,18.1~35.0,4.0~18.9 和 -4.1~9.2 $^{\circ}\text{C}$ 。粪渣堆体温度受有机物降解产热和气温的共同影响,除春季因粪渣堆体体积较小,堆体内所含有有机物总量较低,有机物分解产生的热量较少且很快散发到空气中而导致堆体温度和气温相差不大外,夏季、秋季和冬季粪渣堆体温度均有明显的升温期、高温期和降温期,分别在第 1,4 和 6 天达到最高温度。春季、夏季、秋季和冬季的粪渣堆体温度分别为 18.8~38.6,22.1~63.0,7.0~46.2 和 5.0~55.8 $^{\circ}\text{C}$,即使在降温期也略高于气温。

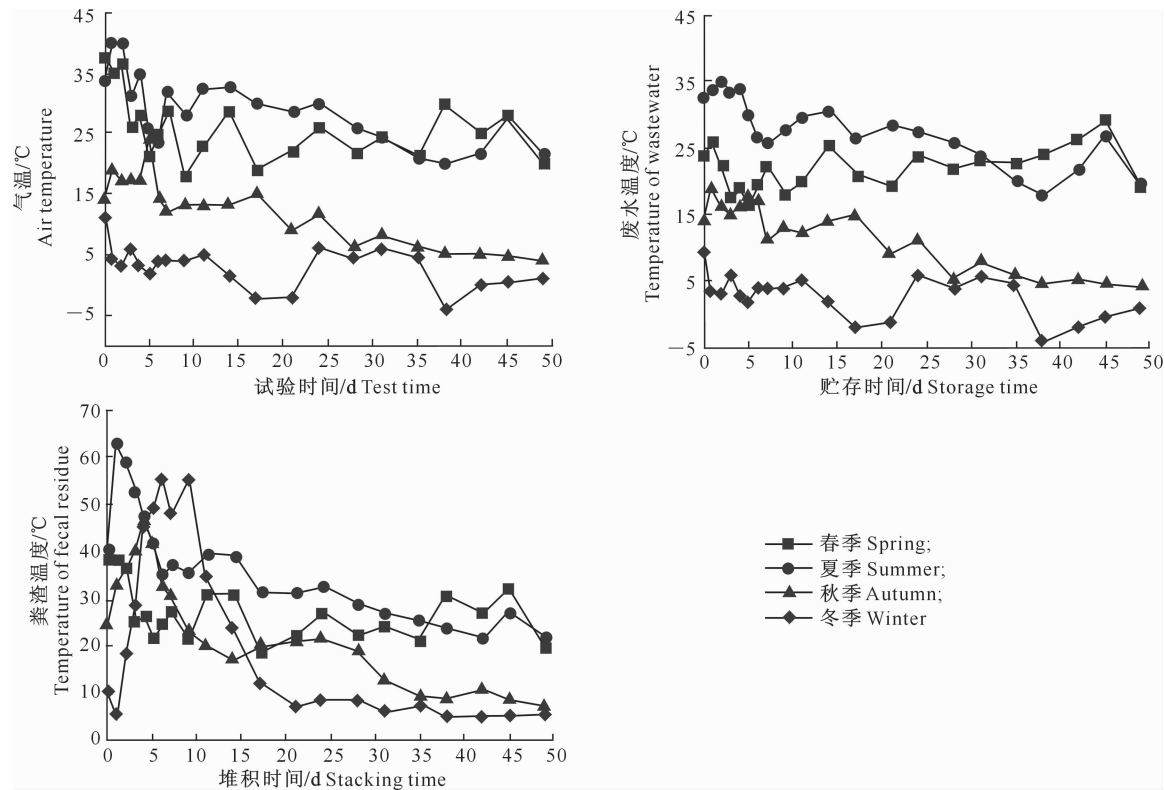


图 1 奶牛场水冲粪-固液分离系统不同季节气温、废水及粪渣堆体温度的变化
Fig.1 Changes of air, wastewater and fecal residue temperatures in different seasons

2.2 不同季节废水及粪渣堆体 pH 的变化

pH 是废水和粪渣的一个重要理化指标,其主要通过影响微生物活性,从而影响氨的排放。由图 2 可知,春季、夏季、秋季和冬季废水 pH 分别为 7.53~8.33,8.18~8.68,7.55~8.39 和 7.52~8.15,在整个试验过程中废水 pH 长期处于 8.0 左右,有利于 NH₃ 的产生和排放^[9]。各季节 pH 变化趋势各有不同,春季废水 pH 在贮存前 14 d 呈现下降趋势,14 d 后总体呈上升趋势,并在贮存 42 d 后高于秋季和冬季;夏季废水 pH 总体高于 8.2,且基

本在整个试验中都高于其他季节;而秋季和冬季废水 pH 变化趋势相似,总体上呈先上升后下降趋势。

由图 2 还可知,春季、夏季、秋季和冬季粪渣堆体 pH 分别为 7.65~8.13,7.26~8.01,7.07~8.01 和 7.27~8.26。试验开始时,各季节 pH 均在 8.0 左右,有利于 NH₃ 的产生和排放。整个试验期间,春季粪渣 pH 呈波动性变化,其他 3 个季节粪渣的 pH 均呈明显下降趋势。试验结束时(49 d),春、夏、秋、冬季 pH 分别降到 7.92,7.42,7.07 和 7.49。

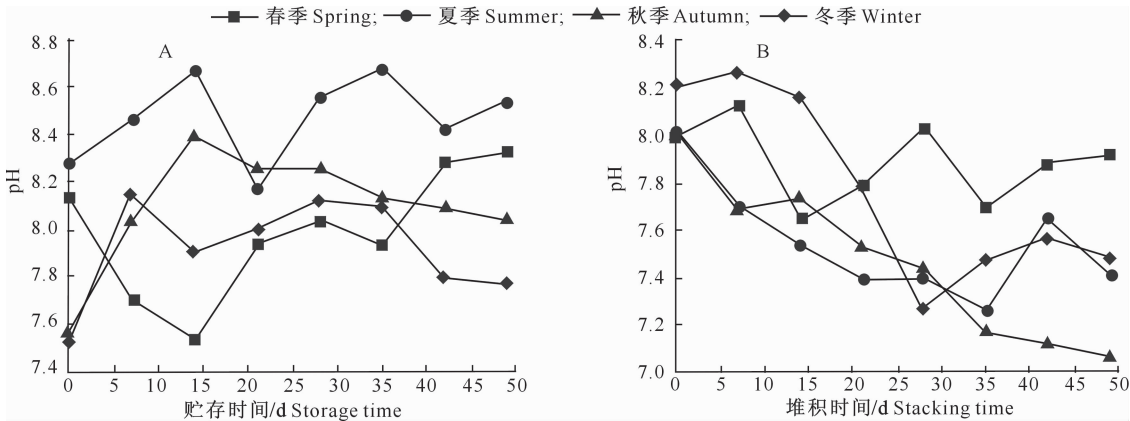


图 2 奶牛场水冲粪-固液分离系统不同季节废水(A)和粪渣(B)pH 的变化

Fig. 2 Changes of pH of wastewater(A) and dung and fecal residue(B) in different seasons

2.3 不同季节废水及粪渣堆体 TN 的变化

图 3 显示,在整个试验过程中,4 个季节废水的 TN 质量浓度总体呈下降趋势,其中在试验第 1~7 天,春季、夏季和秋季废水 TN 质量浓度明显下降,之后变化幅度较小;在整个试验过程中,冬季废水

TN 质量浓度均无明显变化。

4 个季节粪渣堆体的 TN 含量在整个试验过程中总体呈上升趋势,其中夏季粪渣的 TN 含量变化幅度较大,其他 3 个季节的变化幅度均较小。

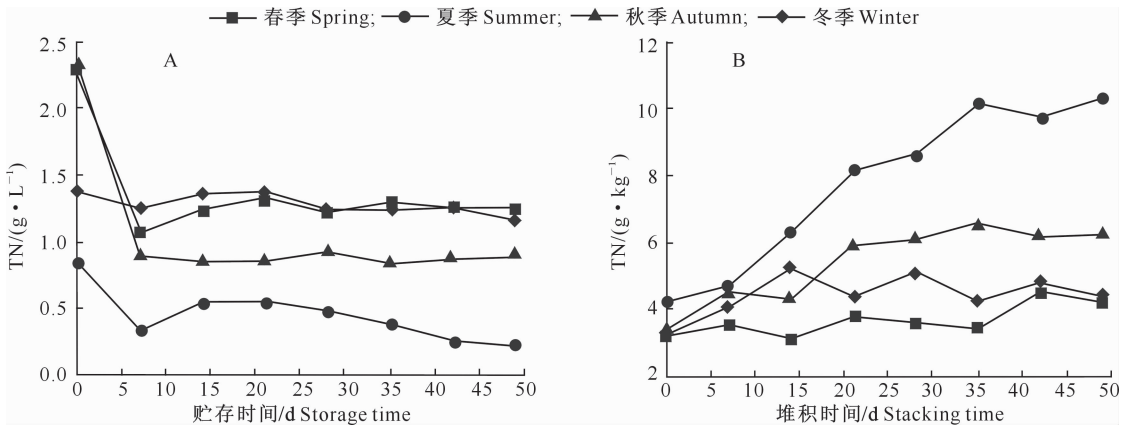


图 3 奶牛场水冲粪-固液分离系统不同季节废水(A)和粪渣(B)TN 含量的变化

Fig. 3 Changes of TN of wastewater(A) and dung and fecal residue(B) in different seasons

2.4 不同季节废水及粪渣堆体的 NH₃ 排放特点

2.4.1 废水 NH₃ 排放速率及累积排放量 由图 4 可知,在 0~49 d,各季节废水均有 NH₃ 排放,但 NH₃ 排放速率的变化趋势略有不同。春季废水

NH₃ 排放高峰主要集中于贮存中期和后期,夏季主要集中于贮存前期和中期,秋季主要集中于贮存前期,而冬季无明显的 NH₃ 排放高峰期。

在 0~17 d,春季废水 NH₃ 排放速率总体呈上升

趋势,于贮存 17 d 达到峰值($209.40\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{h})$),随后总体呈下降趋势。试验前 6 d,夏季废水 NH_3 排放速率总体呈下降趋势,并在贮存第 6 天降至 $127.98\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{h})$,之后 NH_3 排放速率快速上升,并在贮存第 14 天达到最大值($278.72\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{h})$),之后总体呈下降趋势。秋季废水 NH_3 排放速率在贮存前 9 d 较高,之后快速下降并在较低的范围

波动。而冬季废水 NH_3 排放速率在试验期间变化规律不明显。

试验结束时,各季节废水 NH_3 累积排放量由高到低依次表现为夏季>春季>秋季>冬季,相应的 NH_3 累积排放量分别为 $177.24, 168.13, 162.00, 144.93\text{ mg/kg}$ 。

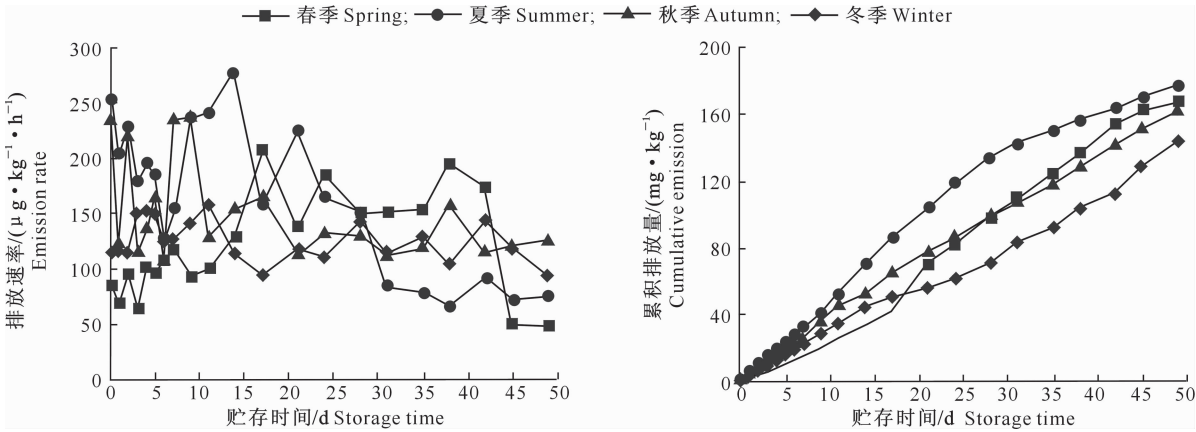


图 4 奶牛场水冲粪-固液分离系统不同季节废水 NH_3 排放速率和累积排放量的变化

Fig. 4 Emission rates and cumulative emissions of NH_3 from wastewater in different seasons

2.4.2 粪渣 NH_3 排放速率及累积排放量 由图 5 可知,粪渣堆积过程中,除了春季 NH_3 排放速率在试验中期出现明显排放峰值及在试验末期又出现明显上升趋势外,其他 3 个季节的 NH_3 排放速率变化趋势基本相同,总体呈降低趋势且波动范围较小。

由图 5 还可知,随着时间推移,不同季节粪渣的 NH_3 累积排放量均呈增加趋势。至试验结束时,不同季节 NH_3 累积排放量由高到低依次表现为冬季>秋季>夏季>春季,相应的 NH_3 累积排放量分

别为 $0.67, 0.54, 0.42, 0.36\text{ g/kg}$ 。冬季粪渣的 NH_3 累积排放量高于夏季和秋季,其主要原因是冬季堆体 pH 在整个试验过程中基本上均显著高于夏季和秋季,且经历了较长的高温期。而春季堆体虽然 pH 总体较高,但由于堆体较小而无高温期,其堆体温度远低于其他季节高温期的温度,且试验初期粪渣堆体温度持续下降,加之粪渣翻堆频率也低于其他季节,导致试验期内春季的 NH_3 累积排放量持续低于其他季节。

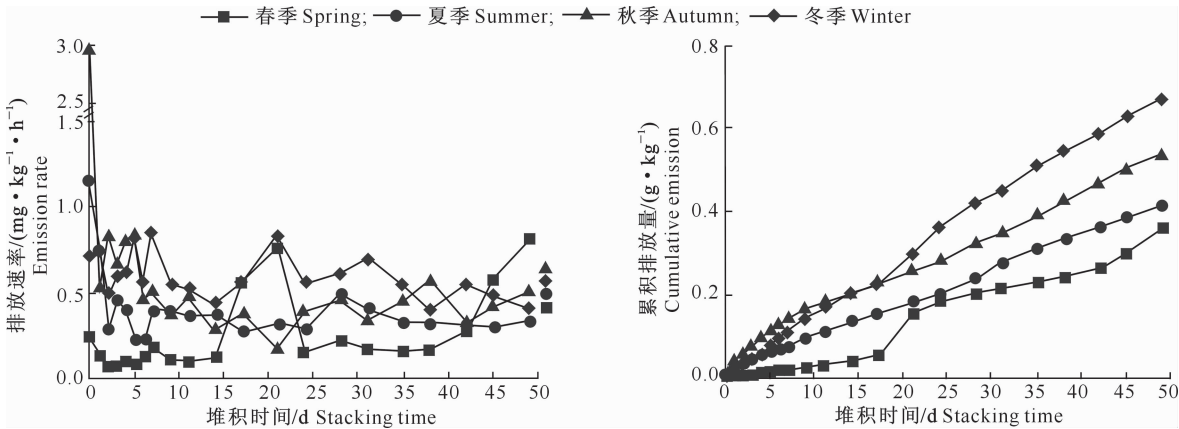


图 5 奶牛场水冲粪-固液分离系统不同季节粪渣堆体 NH_3 排放速率和累积排放量的变化

Fig. 5 Emission rates and cumulative emissions of NH_3 from fecal residue in different seasons

2.5 水冲粪-固液分离系统不同季节 NH_3 累积排放量

由图 6 可见,试验结束时,春季、夏季、秋季和冬

季废水的 NH_3 累积排放量占整个系统的比例分别为 $75\%, 83\%, 67\%$ 和 58% ,其原因主要是废水中 TN 总量较粪渣多,即废水有充足的底物。很多研

究者对水泡粪-固液分离系统的分析也表明,废水 NH_3 累积排放量占系统的比例高于粪渣^[7,12-13]。

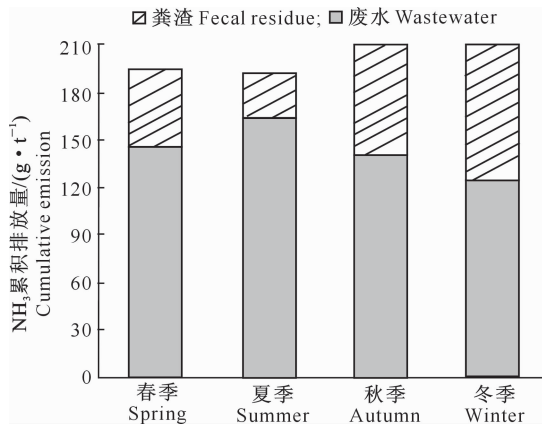


图 6 不同季节奶牛场水冲粪-固液分离系统的 NH_3 累积排放量

Fig. 6 Cumulative emissions of NH_3 from a flush-manure and solid-liquid separation system in different seasons

3 讨论

3.1 废水贮存过程的 NH_3 排放

研究表明,在废水贮存过程中 NH_3 排放的主要影响因素有废水温度和 pH 等^[9,14-17]。在本研究中,春季废水 NH_3 的较高排放速率出现在 14 d 之后,这与春季废水 pH 在 14 d 之前呈下降趋势且总体上低于 8.0,而 14 d 之后整体呈上升趋势有关;夏季和秋季试验中, NH_3 的较高排放速率出现在 14 d 之前,与夏季和秋季废水试验在前 14 d pH 呈上升趋势且总体上高于 8.0,而 14 d 之后秋季废水呈下降趋势,夏季废水则有一个短暂的大幅下降有关。夏季废水在整个试验过程 pH 均高于 8.0,其试验前 7 d NH_3 排放速率的下降趋势与同期温度的下降趋势一致。由此可见,在本研究的废水温度和 pH 范围内, NH_3 排放速率受水温和 pH 的叠加影响,且 NH_3 在 $-4.1\sim 35.0\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的温度范围内均可排放。

在本研究的温度和 pH 范围内,整个试验过程中废水都在排放 NH_3 ,这与很多学者的研究结果^[18-19]一致。本研究表明,除冬季外,春季、夏季和秋季废水 NH_3 排放速率均具有明显高峰期。这与 Dinuccio 等^[18]的研究结果一致。而 Moset 等^[19]研究发现,夏季废水 NH_3 在贮存中期和后期集中排放。这与本试验夏季 NH_3 排放高峰期出现在前中期的结果略有不同,其原因在于 Moset 等^[19]的废水试验初期 pH 为 7.1,且随着时间的变化缓慢上升,直至试验结束时 pH 才上升为 7.9,因此其试验中

NH_3 在前期排放较少;而在本研究的整个夏季试验过程中,废水 pH 均在 8.18 以上,更有利于 NH_3 的产生,因此本试验初期即有较高的 NH_3 排放速率。由于温度的影响,各季节 NH_3 累积排放量由高到低表现为夏季>春季>秋季>冬季,这与陈园^[20]对猪场废水贮存时的研究结果相一致,也与 Petersen 等^[14]关于夏季废水 NH_3 累积排放量远大于冬季的结论相一致。

3.2 粪渣堆积过程的 NH_3 排放

研究表明,在粪便堆积过程中影响 NH_3 排放的主要因素有堆体温度、pH 和翻堆频率等^[21-23]。本研究中,在粪渣堆积试验初期,春季试验的 NH_3 排放速率显著低于其他季节,与春季堆体温度和翻堆频率低于其他季节的现象一致;试验中后期,春季粪渣堆体温度回升,加上 pH 显著高于其他季节, NH_3 排放速率逐渐上升,并在堆积 42 d 后高于其他季节。在整个试验过程中,冬季 NH_3 排放速率显著高于夏季和秋季,与冬季试验粪渣 pH 基本上高于夏季和秋季的现象一致。因此,本研究也证实,粪渣堆积过程的 NH_3 排放主要受粪渣堆体温度、pH 和翻堆频率的叠加影响。

在本研究中,整个堆积过程中粪渣均在排放 NH_3 ,这与崔利利等^[11]和周谈龙等^[21]的研究结果类似。但也有一些研究表明, NH_3 排放主要集中于堆肥前期^[24-25],主要是由于这些研究的堆体是动物新鲜粪便,堆肥前期堆体 pH 较高(长期处于 8.5 左右),且堆体温度的高温期较长($40\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上可达 15 d 左右),有利于堆积前期 NH_3 的大量排放。而本研究的堆体是粪渣,堆体高温期短(夏、秋与冬季只有 5 d 左右,而春季无高温期),且 pH 相对较低(在 8.1 以下),使得有机物的分解表现为相对缓慢的长期过程,相应的 NH_3 排放也贯穿于整个试验过程,而非集中在堆积前期。

废水与粪渣的初始 TN 含量为 NH_3 排放提供了基质条件,但需要在适宜的温度和 pH 下才能实现。在本试验中,不同季节的废水与废渣初始 TN 含量排序与 NH_3 的累积排放量顺序并不一致,说明在初始 TN 含量差异不大的情况下,温度和 pH 是影响 NH_3 累积排放量的主要因素。试验过程中废水与粪渣的 TN 含量变化受水分蒸发和有机物降解的双向影响,废水 TN 质量浓度总体呈降低趋势,而粪渣 TN 含量表现为增加趋势,该趋势与 NH_3 排放速率波动幅度较大的变化趋势并不完全一致,说明在本试验中 NH_3 的排放速率主要受温度和 pH 的

影响。

由于厌氧塘原位试验的困难性,本研究废水贮存过程的 NH_3 排放是静态模拟厌氧塘的试验,与奶牛场厌氧塘的动态水力条件存在一定差异,因此在以后研究后,应进一步设计原位试验的采样工具以展开厌氧塘原位监测试验。

4 结 论

在奶牛场水冲粪-固液分离系统中,废水贮存过程的 NH_3 排放速率主要受气温和 pH 的影响, NH_3 累积排放量有明显的季节变化特点。试验结束时,春季、夏季、秋季和冬季试验相应的 NH_3 累积排放量分别为 168. 13, 177. 24, 162. 00 和 144. 93 mg/kg。粪渣堆积过程中, NH_3 排放受粪渣堆体温度、pH 和翻堆频率的叠加影响,与气温并无直接关系,春、夏、秋、冬季粪渣 NH_3 累积排放量分别为 0. 36, 0. 42, 0. 54 和 0. 67 g/kg。废水是水冲粪-固液分离系统 NH_3 排放的主要来源,其 NH_3 累积排放量占整个系统的 58%~83%,因此控制好各季节废水贮存过程的 NH_3 排放是减少奶牛场粪污氨排放的关键,养殖场可以通过降低废水的 pH 而降低水冲粪-固液分离系统的 NH_3 排放。

[参考文献]

[1] 国家环境保护局. GB 14554—93 恶臭污染物排放标准 [S]. 北京:中国标准出版社,1993.
Environment Protection Agency of the People's Republic of China. GB 14554—93 Emission standards for odor pollutants [S]. Beijing: China Standards Press, 1993.

[2] Unwin D. Climate change 1995: the science of climate change [J]. Applied Geography, 1997, 17(2): 163.

[3] Goebes M D, Strader R, Davidson C. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States [J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(18): 2539-2550.

[4] 赵秀娟, 蒲维维, 孟伟, 等. 北京地区秋季雾霾天 $\text{PM}_{2.5}$ 污染与气溶胶光学特征分析 [J]. 环境科学, 2013, 34(2): 416-423.
Zhao X J, Pu W W, Meng W, et al. $\text{PM}_{2.5}$ pollution and aerosol optical properties in fog and haze days during autumn and winter in Beijing area [J]. Environmental Science, 2013, 34(2): 416-423.

[5] 李新艳, 李恒鹏. 中国大气 NH_3 和 NO_x 排放的时空分布特征 [J]. 中国环境科学, 2012, 32(1): 37-42.
Li X Y, Li H P. Emission and distribution of NH_3 and NO_x in China [J]. China Environmental Science, 2012, 32(1): 37-42.

[6] 董文煊, 邢佳, 王书肖. 1994—2006 年中国人为源大气氨排放时空分布 [J]. 环境科学, 2010, 31(7): 1457-1463.
Dong W X, Xing J, Wang S X. Temporal and spatial distribution of anthropogenic ammonia emissions in China: 1994—2006

[J]. Environmental Science, 2010, 31(7): 1457-1463.

[7] Dinuccio E, Berg W, Balsari P. Effects of mechanical separation on GHG and ammonia emissions from cattle slurry under winter conditions [J]. Animal Feed Science and Technology, 2011, 166/167: 532-538.

[8] 徐鹏翔, 孙敏捷, 李季. 规模化肉牛场粪污收集与堆肥处理工艺设计 [J]. 农业工程学报, 2016, 32(S2): 213-217.
Xu P X, Sun M J, Li J. Feces collection and composting technological design on scaled beef cattle farms [J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(S2): 213-217.

[9] Dai X R, Blanes-Vidal V. Emissions of ammonia, carbon dioxide, and hydrogen sulfide from swine wastewater during and after acidification treatment: effect of pH, mixing and aeration [J]. Journal of Environmental Management, 2013, 115: 147-154.

[10] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定: 通气法 [J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(2): 205-209.
Wang Z H, Liu X J, Ju X T, et al. Field *in situ* determination of ammonia volatilization from soil: venting method [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2002, 8(2): 205-209.

[11] 崔利利, 王效琴, 梁东丽, 等. 不同堆高奶牛粪便长期堆积过程中温室气体和氨排放特点 [J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(2): 376-382.
Cui L L, Wang X Q, Liang D L, et al. Greenhouse gas and ammonia emissions from different piling heights in long-term stacks of dairy manure [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(2): 376-382.

[12] Dinuccio E, Balsari P. GHG emissions during the storage of rough pig slurry and the fractions obtained by mechanical separation [J]. Australian Journal of Experimental Agriculture, 2008, 48(2): 93-95.

[13] Fangueiro D, Coutinho J, Chadwick D, et al. Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage [J]. Journal of Environmental Quality, 2008, 37(6): 2322-2331.

[14] Petersen S O, Dorno N, Lindholm S, et al. Emissions of CH_4 , N_2O , NH_3 and odorants from pig slurry during winter and summer storage [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2013, 95(1): 103-113.

[15] Maia G D, Gates R S, Taraba J L, et al. Moisture effects on greenhouse gases generation in nitrifying gas-phase compost biofilters [J]. Water Research, 2012, 46(9): 3023-3031.

[16] 曾韵敏. 四川农业大学畜禽养殖废水处理厂工艺调查及改进方案设计 [D]. 四川雅安: 四川农业大学, 2013.
Zeng Y M. Technology investigation and improvement process design of livestock and poultry wastewater treatment plant in Sichuan Agricultural University [D]. Ya'an, Sichuan: Sichuan Agricultural University, 2013.

[17] 黄丹丹. 猪场沼液贮存中的气体排放研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
Huang D D. Study on gases emissions from pig digested slurry [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.

[18]

Dinuccio E,Gioelli F,Balsari P,et al. Ammonia losses from the storage and application of raw and chemo-mechanically separated slurry [J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2012,153(10):16-23.

[19]

Moset V,Cambra-López M,Estellés F,et al. Evolution of chemical composition and gas emissions from aged pig slurry during outdoor storage with and without prior solid separation [J]. Biosystems Engineering,2012,111(1):2-10.

[20]

陈 园.上海市典型规模化猪场氨排放特征研究 [D]. 上海:华东理工大学,2017.
Chen Y. Study on characteristics of ammonia emission from typical large scale pig farm in shanghai [D]. Shanghai:East China University of Science and Technology,2017.

[21]

周谈龙,尚 斌,董红敏,等. 低碳氮比条件下猪粪堆肥氨气和温室气体排放 [J]. 中国农业气象,2017,38(11):689-698.
Zhou T L,Shang B,Dong H M,et al. Emission characteristics of ammonia and greenhouse gas during the low C/N ratio swine manure composting [J]. Chinese Journal of Agrometeorology,2017,38(11):689-698.

[22]

Chowdhury M A,Neergaard A D,Jensen L S. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting [J]. Chemosphere,2014,97(1):16-25.

[23]

Tamura T,Osada T. Effect of moisture control in pile-type composting of dairy manure by adding wheat straw on greenhouse gas emission [J]. International Congress, 2006, 1293: 311-314.

[24]

Ouanlasy P,王 燕,廖新伟,等. 通风量对蛋鸡粪堆肥氨气排放的影响 [J]. 中国家禽,2015,37(15):23-30.
Ouanlasy P,Wang Y,Liao X D,et al. Effect of ventilation on ammonia emission in layer manure composting [J]. China Poultry,2015,37(15):23-30.

[25]

江 滔,Schuchardt F,李国学. 冬季堆肥中翻堆和覆盖对温室气体和氨气排放的影响 [J]. 农业工程学报,2011,27(10):212-217.
Jiang T,Schuchardt F,Li G X. Effect of turning and covering on greenhouse gas and ammonia emissions during the winter composting [J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(10): 212-217.

(上接第 116 页)

[22]

武沛然,郭广昊,刘 磊,等. 盐碱胁迫下生物炭对甜菜生长的影响 [J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2018,46(11):31-38.
Wu P R,Guo G H,Liu L,et al. Effects of biochar on the growth of sugar beet under salinity stress [J]. Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition),2018,46(11):31-38.

[23]

袁晶晶,同延安,卢绍辉,等. 生物炭与氮肥配施改善枣区土壤微生物学特性 [J]. 植物营养与肥科学报,2018,24(4):1039-1046.
Yuan J J,Tong Y A,Lu S H,et al. The combination of bio-char and nitrogen fertilizer improved the soil microbiological characteristics in jujube area [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers,2018,24(4):1039-1046.

[24]

张又弛,李会丹. 生物炭对土壤中微生物群落结构及其生物地球化学功能的影响 [J]. 生态环境学报,2015,24(5):898-905.
Zhang Y C,Li H D. Effects of biochar on microbial community structure and biogeochemical functions in soil [J]. Ecology and Environment Ecol Environ,2015,24(5):898-905.

[25]

许欣桐. 减肥条件下生物炭与耕作方式对玉米养分吸收及产量影响 [D]. 哈尔滨:东北农业大学,2019.
Xu X T. Effects of biochar and tillage on nutrient uptake and yield of maize under the condition of reducing weight [D]. Harbin:Northeast Agricultural University,2019.