

不同形态猪粪储用过程的气态氮损失特征

耿宇聪, 张涛, 王洪媛, 李俊改, 翟丽梅, 杨波, 刘宏斌

引用本文:

耿宇聪, 张涛, 王洪媛, 等. 不同形态猪粪储用过程的气态氮损失特征[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1818-1828.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0096>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354-2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

沼液与有机肥配施条件下氮损失风险的研究

周炜, 孙国峰, 王鑫, 童红玉, 盛婧

农业环境科学学报. 2019, 38(8): 1743-1750 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1614>

苏南麦田基施包膜尿素的农学和环境效应评价

孙婷, 王孟兰, 王柏淳, 李运东, 王慎强

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1115-1123 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0472>

堆肥中不同氮素原位固定剂的综合比较研究

江滔, 常佳丽, 马旭光, 李国学

农业环境科学学报. 2018, 37(2): 369-375 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0996>

田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 何铁虎, 牛玉慧, 丁维新

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1326-1336 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1414>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

耿宇聪, 张涛, 王洪媛, 等. 不同形态猪粪储用过程的气态氮损失特征[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1818–1828.

GENG Y C, ZHANG T, WANG H Y, et al. Characteristics of gaseous nitrogen loss during the storage and application process of different forms of swine manure[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(8): 1818–1828.

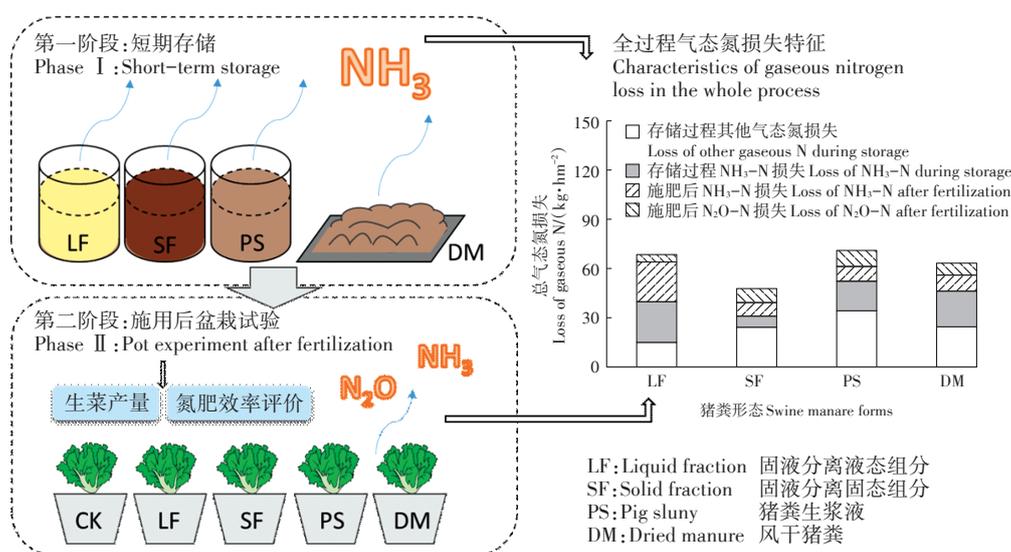


开放科学 OSID

不同形态猪粪储用过程的气态氮损失特征

耿宇聪, 张涛, 王洪媛*, 李俊改, 翟丽梅, 杨波, 刘宏斌

(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业农村部面源污染控制重点实验室, 北京 100081)



摘要:为探讨不同形态猪粪短期存储和施用全过程的气态氮(N)损失特征,优化猪粪清储模式,以猪粪生浆液(PS)、固液分离液态组分(LF)、固液分离固态组分(SF)和风干猪粪(DM)为研究对象,利用原位气体采集法和盆栽试验,针对粪肥气态氮损失主要形式——NH₃挥发和N₂O排放,开展了不同形态猪粪存储及施用过程中的气态氮损失特征研究,并比较了4种形态猪粪施用后生菜产量和氮素利用效率(NUE)。结果表明:存储和施用全过程中,各形态猪粪的总气态氮损失达12.4%~20.9%,其中PS最高,SF最低;气态氮损失主要发生在存储/风干过程,占总气态氮损失的58.6%~76.3%。不同形态猪粪存储/施用过程的气态氮损失形态差异显著,在存储过程,LF和DM以NH₃挥发为主,分别占存储过程气态氮损失的71.5%和49.8%,而PS(38.0%)和SF(31.4%)的NH₃挥发占比相对较低;在施用过程,LF的气态氮损失依然以NH₃挥发为主,排放系数达到9.7%,其他形态猪粪NH₃挥发排放系数仅为3.3%~3.9%。SF经存储初级发酵后施用的资源化利用模式效果最优,其生菜产量(33.2 t·hm⁻²)及NUE最高,而等N施用下LF和PS对作物生长具有抑制作用。猪粪施用后N₂O排放带来的增温潜势达2.01~4.26 t CO₂e·hm⁻²,具有较高的温室效应。综上,猪粪的清储模式宜选择干清粪或者固液分离模式,液态部分可通过酸化等方式降低NH₃挥发损失,而固态组分可在简单堆肥发酵处理后进行农田资源化利用。

关键词:猪粪;氮素利用率;氨挥发;氧化亚氮排放;气态氮损失

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)08-1818-11 doi:10.11654/jaes.2021-0096

收稿日期:2021-01-24 录用日期:2021-05-08

作者简介:耿宇聪,男,黑龙江哈尔滨人,博士后,助理研究员,从事农业资源与环境研究。E-mail:gengyucong@caas.cn

*通信作者:王洪媛 E-mail:wanghongyuan@caas.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(31972519)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(31972519)

Characteristics of gaseous nitrogen loss during the storage and application process of different forms of swine manure

GENG Yucong, ZHANG Tao, WANG Hongyuan*, LI Jungai, ZHAI Limei, YANG Bo, LIU Hongbin

(Key Laboratory of Nonpoint Source Pollution Control, Institute of Agricultural Resource and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: The study aimed to better understand the characteristics of gaseous nitrogen loss during short-time storage and application process of different forms of swine manure, and optimize the mode of cleaning and storage. Raw pig slurry (PS), liquid-form (LF), and solid-form components (SF) after solid-liquid separation and dried pig manure (DM) were used as the research objects. The in situ gas gathering method and pot experiment were used, focusing on the manure gaseous nitrogen (N) loss, mainly NH_3 volatilization and N_2O emissions. Moreover, the yield and nitrogen use efficiency (NUE) of lettuce were compared after the application of four forms of pig manure. The results showed that during the process of storage and application, the total gaseous N loss of various forms of pig manure was 12.4%~20.9%, of which PS was the highest and SF the lowest; the gaseous N loss mainly occurred in the storage and air drying process, accounting for 58.6% to 76.3% of the total gaseous N loss. There were significant differences in the forms of gaseous N loss in different forms of pig manure storage and application. The main factor in LF and DM in the storage process was NH_3 volatilization, accounting for 71.5% and 49.8% of the gaseous N loss, respectively, while the proportion of NH_3 volatilization in PS (38.0%) and SF (31.4%) was relatively low. During the application process, the gaseous N loss of LF was dominated by NH_3 volatilization, and the emission coefficient reached 9.7%, while the emission coefficient of other forms of pig manure was only 3.3% to 3.9%. The optimal resource utilization mode is the storage and primary fermentation of solid components after solid-liquid separation of pig manure. The yield of lettuce ($33.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$) and NUE of SF treatment were the highest, while LF and PS had inhibitory effects on crop growth under equal N application. The warming potential caused by N_2O emission after the application of pig manure was $2.01\sim 4.26 \text{ t CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$, which has a high greenhouse effect. In conclusion, dry manure cleaning or solid-liquid separation mode should be selected for swine manure. Ammonia volatilization loss can be reduced in the liquid using different methods such as acidification, while the solid can be used as a farmland resource after simple composting.

Keywords: swine manure; nitrogen use efficiency; ammonia volatilization; nitrous oxide emission; gaseous nitrogen loss

中国是世界第一养殖大国,根据原农业部发布的最新统计数据,每年我国的肉蛋奶产量超过1.5亿t,同时伴随着约38亿t的畜禽粪污出现,其中50%仍未被有效利用,因此建立科学规范的畜禽养殖废弃物资源化利用制度,加快全国畜禽粪污的综合利用已成为国家的重大需求^[1]。畜禽粪便含有农作物生长所需的氮、磷、钾等元素,可以作为重要的养分资源,目前我国粪尿养分资源量(N-P₂O₅-K₂O)约为5 000万t,其中最为重要的氮(N)含量丰富,约为2 100万t^[2],但同时其也是巨大的污染源,全球40%的氨(NH₃)挥发和氧化亚氮(N₂O)排放与畜禽粪便相关^[3-4]。近年来,随着生猪养殖业的不断发展,猪粪年产生量占到了畜禽粪便总量的1/5^[5]。猪粪还田过程中的资源化利用率和气态损失,与生猪养殖场的清粪和储粪方式密切相关。目前,国内生猪养殖场的主要清粪方式有水冲粪、人工干清粪、机械刮粪等^[6]。粪便的处理处置方式主要包括:水冲粪直接经过短暂存储或厌氧发酵后还田,也可固液分离后,液态组分进行陈化或厌氧发酵后还田,固态组分进行堆肥发酵或晾晒风干后还

田;干清粪直接堆肥或晾晒风干后还田^[7-8]。畜禽粪便在处理处置及还田过程中会有大量的气态氮损失。已有研究表明,畜禽粪便堆肥或存储过程中气态氮损失可达28.8%~37.5%,是畜禽粪便氮素损失的重要途径^[9]。同时,畜禽粪便施用后也会发生气态氮损失,LOURENÇO等^[10]研究发现,单施猪粪处理条件下的NH₃-N损失占施N量的2.4%。大量研究表明,猪粪与化肥配施较常规单施化肥处理能降低NH₃挥发累积量4.2%~16.7%^[11],但会显著提高土壤N₂O排放^[12]。目前的研究主要关注粪肥堆置和晾干过程中的N损失,或者单一形态猪粪的不同田间施用方式,但缺乏不同形态猪粪之间的对比研究,尤其是其存储还田全过程的气态氮损失研究很少^[13-14]。然而,随着我国生猪规模化养殖的不断发展,多元化的养殖场粪污处理方式日新月异,明确各类形态猪粪资源化利用全过程的气态氮损失特征,对优化养殖场粪污处理、促进农业的可持续发展具有十分重要的意义。另外,我国很多中小型养殖场由于资金、土地条件、存储条件等制约,致使畜禽粪便无法长期存放,因此尝试缩短堆置

周期的畜禽粪便利用模式急需被开发,同时这也有利于实现畜禽粪便的高效资源化利用^[15]。

本研究以国内主流猪粪处理方式所形成的不同形态猪粪:猪粪生浆液、固液分离液态组分、固液分离固态组分和风干猪粪为主要研究对象,通过第一阶段静态储存/自然风干过程和第二阶段盆栽试验,研究各处理在短期存储过程中氮素的含量变化及损失特征,粪肥施用后的气态氮排放通量以及对生菜产量和氮素利用率(NUE)的影响,对比分析不同形态猪粪存储与应用全过程的气态氮损失特征,以比较获得氮素利用率较高、损失较低的优势短期粪肥管理方法,为养殖场粪污处理及利用提供科学合理且符合实际生产的畜禽粪便资源化利用思路。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地点位于北京市昌平区的国家褐潮土土壤肥力与肥料效益长期监测试验基地(40°13'N, 116°14'E),该地海拔43.5 m,雨旱两季分明,年均降雨量为625 mm,降雨主要集中在6—10月,年平均气温为11.5℃。试验点土壤母质为黄土性母质,属潮土土类,褐潮土亚类的黏性两合土土种。试验区0~20 cm土壤的养分含量为:有机质(OM)19.6 g·kg⁻¹、全氮(TN)0.8 g·kg⁻¹、全磷(TP)2.6 g·kg⁻¹、全钾(TK)16.8 g·kg⁻¹、硝态氮(NO₃-N)0.72 mg·kg⁻¹、铵态氮(NH₄⁺-N)0.24 mg·kg⁻¹;土壤pH 8.8。

1.2 试验设计

第一阶段:猪粪存储/风干过程气态氮损失试验。采用随机区组设计,设置不添加任何形态猪粪(对照组,CK)、猪粪干湿分离液态组分(简称液态组分,LF)、猪粪干湿分离固态组分(简称固态组分,SF)、猪粪生浆液(PS)和风干猪粪(DM)5个处理,每个处理4次重复^[16]。试验所用猪粪均购自中国农业科学院畜牧研究所,PS为水冲粪处理后的猪粪生浆液(含水率81.1%±3.0%),猪粪经过固液分离后分别得到LF(含水率97.5%±1.7%)和SF(含水率65.0%±2.2%)。PS、LF和SF分别在完全相同的罐体中露天放置,堆入罐体内的各处理样品体积、高度等条件均一致,另有部分SF经风干晾晒后得到DM处理组。为了对比相同时间内存储过程中各处理的氮素损失,将SF风干晾晒为DM(含水率8.3%±1.2%)的时间,作为所有处理的存储时间,即10 d。在存储/风干前后,对各形态粪肥进行TN、NO₃-N和NH₄⁺-N含量的测定,期间对各形

态粪肥进行连续NH₃挥发测定。

第二阶段:经过存储/风干的猪粪施用后的生菜产量、NUE和气态氮损失试验。以生菜(*Lactuca sativa* L.)为种植目标,采用盆栽试验,分别在2016年7月20日—8月31日和2017年7月20日—8月31日进行2批次试验以提高试验结果准确度,共计40 d。除CK外,各施肥处理均为等N施用,具体施用量分别为N 250 kg·hm⁻²、P₂O₅ 75 kg·hm⁻²、K₂O 165 kg·hm⁻²。使用的3种化肥为硫酸钾(K₂O 50%)、过磷酸钙(P₂O₅ 18%)和尿素(N 46%)。栽培容器规格为30 cm(高)×25 cm(直径)。将试验区0~20 cm表层土先经过风干、研磨,然后去除残留根系、石块等杂物后风干,分别等量(10 kg)装入栽培容器,同时加入肥料,与土壤混合均匀作为基肥。各处理施肥后,立即浇水并使土壤含水率为田间持水量的60%;作物种植期间定期浇水,以保持土壤含水率不变。

1.3 样品采集及测定

1.3.1 土壤与植株样品采集与测定

采集试验区0~20 cm土层样品和试验后的盆栽土样,采集方式为在上、中、下3个横截面的随机位置上取土壤鲜样并均匀混合。将所收集的每份土样分为两部分,第一部分立即转移至4℃条件下保存,1周内完成NH₄⁺-N和NO₃⁻-N测定,第二部分去除杂物风干后,研磨过2 mm筛,用于测定土壤理化指标。TN和土壤有机碳(SOC)测定均采用常规分析方法^[16]。生菜收获后称质量测产,取适量样品烘干研磨,用浓H₂SO₄-H₂O₂消煮处理;植株含N量用自动凯氏定氮仪(OLB9870)测定。

1.3.2 NH₃挥发与N₂O的采集与测定

NH₃挥发采用间歇式密闭通气法测定^[17]。每日上午9:00—10:00采集NH₃,NH₄⁺-N浓度使用连续流动分析仪(BRAN+LUEBBE, AA3, 德国)测定。存储期间每日采集1次NH₃挥发样,共收集10次;盆栽试验开始后连续测定10 d,之后每2 d测定1次,直至施肥处理的NH₃挥发量降低至与CK同一水平。

N₂O采用静态暗箱—气相色谱法测定。取气装置由两部分组成,分别为顶箱和底座,二者可严密嵌合,材质为PVC^[18]。底座即为栽培容器,顶箱规格为直径×高=25 cm×20 cm。每日上午8:00—9:00采气,取气时间分别为盖箱后的第0、20、40 min^[17]。施用存储/风干后猪粪后的前7 d,从第1 d开始每2 d采集1次气体,之后再隔3 d,即第10 d采集1次气体,之后每4 d采集1次气体至生菜收获。气体样品采用气相色谱

仪 Agilent7890A 测定。

1.4 数据计算

1.4.1 氮素利用效率(NUE)

本研究的NUE主要包括氮素生理利用率(Physiological efficiency, PE_N , $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、氮素农学效率(Agro-nomic efficiency, AE_N , $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、氮素回收率(Recovery efficiency, RE_N , %)和氮素偏生产力(Partial-factor productivity of applied N, PFP_N , $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$),其计算方法为:

$$PE_N = \frac{Y_N - Y_{CK}}{TU_N - T_{CK}} \quad (1)$$

$$AE_N = \frac{Y_N - Y_{CK}}{F_N} \quad (2)$$

$$RE_N = \frac{TU_N - T_{CK}}{F_N} \times 100\% \quad (3)$$

$$PFP_N = \frac{Y_N}{F_N} \quad (4)$$

式中: TU_N 为施肥组生菜总吸氮量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; T_{CK} 为对照组生菜总吸氮量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; F_N 为氮总投入量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; Y_N 为施肥组生菜产量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; Y_{CK} 为对照组生菜产量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

1.4.2 NH_3 挥发与 N_2O 排放通量

NH_3 挥发通量根据公式(5)计算:

$$F_i = (24 \times C \times V) / (S \times t) \times 10^{-2} \quad (5)$$

式中: F_i 为各处理第 i 日的 NH_3 挥发量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; C 为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 为吸收液体积, L; S 为密闭空间有效覆盖面积, m^2 ; t 为气体抽取时长, h。

N_2O 排放通量根据公式(6)计算。 NH_3 和 N_2O 排放总量根据公式(7)计算:

$$F = h \times D \times \Delta_m / \Delta_t \quad (6)$$

$$M = \sum \left(\frac{F_{i+1} + F_i}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \times 10^{-2} \quad (7)$$

$$D = P / (R \times T) \quad (8)$$

式中: F 为 N_2O 排放通量, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; h 为箱体高, m; D 为箱体内部气体密度, $\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$; Δ_m / Δ_t 为 N_2O 浓度与时间的斜率比; M 为 NH_3 挥发或 N_2O 排放总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; i 为采样次数; t 为采样时间, d; 10^{-2} 为单位转换系数; P 为箱体内气压, Pa; R 为气体常数; T 为箱内温度, K。

1.4.3 施粪后 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 与 $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ 排放系数

施粪后 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 排放系数 ($EF_{\text{NH}_3 - \text{N}}$) 根据公式(9)计算:

$$EF_{\text{NH}_3 - \text{N}} = \frac{F_{\text{NH}_3 - \text{N}_{\text{施肥}}} - F_{\text{NH}_3 - \text{N}_{\text{空白}}}}{F_N} \times 100\% \quad (9)$$

式中: F_N 为总施 N 量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $F_{\text{NH}_3 - \text{N}_{\text{施肥}}}$ 为施肥组的土

壤 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 挥发总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $F_{\text{NH}_3 - \text{N}_{\text{空白}}}$ 为对照组土壤 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 挥发总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

施粪后 $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ 排放系数 ($F_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}}$) 根据公式(10)计算:

$$EF_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}} = \frac{F_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}_{\text{施肥}}} - F_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}_{\text{空白}}}}{F_N} \times 100\% \quad (10)$$

式中: F_N 为总施 N 量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $F_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}_{\text{施肥}}}$ 为施肥组的土壤 $\text{NO}_2 - \text{N}$ 挥发总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $F_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}_{\text{空白}}}$ 为对照组土壤 $\text{NO}_2 - \text{N}$ 挥发总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

1.4.4 温室气体增温潜势及排放强度估算

温室气体增温潜势根据各处理土壤 N_2O 排放进行核算^[19]:

$$GWP = f_{\text{N}_2\text{O}} \times \frac{44}{28} \times 265 / 1000 \quad (11)$$

式中: GWP 代表全球增温潜势, $\text{t CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$; $f_{\text{N}_2\text{O}}$ 为总 N_2O 排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; N_2O 的增温潜势为 CO_2 的 265 倍, 则用常数 265 表示。温室气体排放强度 ($\text{kg CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1}$) 是指温室气体增温潜势与作物产量之间的比值。

1.4.5 全过程总气态氮损失率

不同形态猪粪存储和施用的全过程总气态氮损失率 (GL_N) 按公式(12)计算:

$$GL_N = \frac{\frac{F_N}{1 - NL_S} \times NL_S + F_N \times K_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}} + F_N \times K_{\text{NH}_3 - \text{N}}}{\frac{F_N}{1 - NL_S}} \times 100\% \quad (12)$$

式中: F_N 为总施 N 量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; NL_S 为存储/风干期间 TN 损失率, %; $K_{\text{N}_2\text{O} - \text{N}}$ 为施粪后 $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ 排放系数, %; $K_{\text{NH}_3 - \text{N}}$ 为施粪后 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 排放系数, %。

1.5 数据处理分析

数据的基本处理和作图采用 Microsoft Excel 2013 软件。数据深入分析(单因素方差分析、One-way ANOVA 等)采用 SPSS 19.0 软件。多重比较采用 Duncan 检验。

2 结果与分析

2.1 不同形态猪粪存储/风干前后 N 含量变化及损失特征

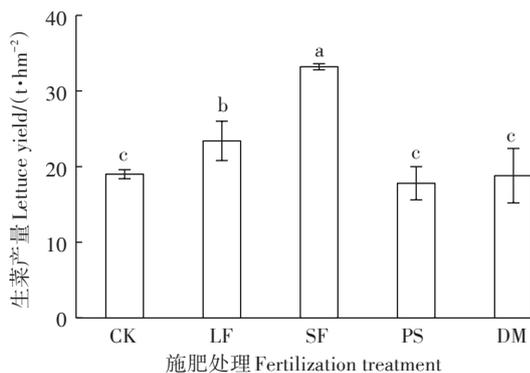
不同处理的初始 TN 含量具有显著差异(表 1), SF/DM 的 TN 含量最高, 其次为 PS, LF 最低, 仅为 SF 的 32.9%。PS 和 SF 的无机态 N ($\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$) 约占 TN 的 15.6%, 其中 PS 略高, 而 LF 中高达 76.9%, 说明 PS 和 SF 的 N 组分以有机态 N 为主, LF 以无机态 N

为主。10 d的存储/风干过程会使各组分TN含量显著降低,其中SF的TN损失最低,为12.4%,DM、LF和PS分别为18.5%、15.9%和20.9%。LF和DM的气态氮损失以NH₃挥发为主,分别占存储/风干过程气态氮损失的62.3%和47.0%,而SF和PS的NH₃挥发损失占比较低,分别仅为21.8%和34.4%。

2.2 不同形态猪粪施用下的作物产量和NUE

如图1所示,各处理对生菜产量的影响有所差异。施用SF处理的生菜产量最高(33.2 t·hm⁻²),其次为LF(23.4 t·hm⁻²)。施用PS和DM表现出一定的减产趋势,但影响并不显著。

各处理的生菜NUE差异显著(图2),其中SF处理的NUE最优,PE_N、AE_N、PFP_N和RE_N分别可达0.35、0.06、0.13 kg·kg⁻¹和16.0%。而在PS和DM施用下,生菜PE_N和AE_N为负值,表明其会抑制生菜对N的吸收。



图中不同小写字母表示在0.05水平差异显著。下同
Different lowercase letters indicate significant difference at 0.05 level.
The same below

图1 不同形态猪粪对生菜产量的影响

Figure 1 The effect of different forms swine manure on lettuce yield

2.3 不同形态猪粪施用下的土壤NH₃挥发与N₂O排放量

不同形态猪粪施用后,随时间延长,NH₃挥发的变化特征差异显著(图3A)。施用LF的土壤NH₃挥发表现出强烈的瞬时反应性和高强度持续性,施用后第1 d,土壤NH₃挥发即达峰值(4.59 kg·hm⁻²·d⁻¹),且一直延续到第10 d才基本停止。而DM、PS以及SF施用的土壤NH₃挥发在第4~5 d达到峰值,分别为LF峰值的73.0%、59.3%和48.8%,且在第8 d后基本停止。LF施用后的土壤累积NH₃挥发量(25.4 kg·hm⁻²)显著高于其他各处理(图3B),NH₃挥发系数可达9.7%(表2);SF、PS和DM之间累积NH₃挥发量差异不显著(P=0.13),仅为LF处理的36.6%~42.5%。

各形态猪粪添加处理土壤N₂O排放表现出不同的波动和累积排放特征(图4)。PS、LF和SF均在第10 d达到峰值,分别为0.76、0.50 kg·hm⁻²·d⁻¹和0.49 kg·hm⁻²·d⁻¹,DM延迟4 d后达到峰值(0.74 kg·hm⁻²·d⁻¹);施肥35 d后,各处理N₂O排放基本完成。PS处理的N₂O累积排放量最高(11.0 kg·hm⁻²),分别是SF、DM以及LF处理的1.23、1.43倍和2.28倍。

从增温潜势(GWP)和温室气体排放强度(GHGI)看(表2),PS处理最高,LF处理最低。值得注意的是,虽然SF的GWP较高,但较高的生菜产量使其GHGI显著低于PS与DM,而与LF处理无显著差异。

2.4 全过程总气态氮损失

由图5可以看出,全过程总气态氮损失最高为PS(0.71 kg·hm⁻²),其后依次为LF(0.69 kg·hm⁻²)、DM(0.63 kg·hm⁻²)和SF(0.48 kg·hm⁻²),分别占TN的22.4%、23.6%、20.6%和16.7%。LF在存储/风干过程中的气态氮损失占总气态氮损失的比例最低,为58.6%;其余各处理在存储/风干过程中的气态氮损失

表1 各处理第一阶段氮含量变化

Table 1 N contents in phase 1 by different treatments

处理 Treatment	猪粪 Swine manure	TN/(g·kg ⁻¹)	NO ₃ -N/(g·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(g·kg ⁻¹)	pH	NH ₃ 挥发损失 NH ₃ loss/%	TN损失率 TN loss/%
存储/风干前 Before storage or air dry	LF	8.2±0.1c	0.21±<0.01a	6.1±1.1a	8.0±0.5a	—	—
	SF/DM	24.9±0.5a	0.18±0.10a	3.4±0.5b	6.5±0.2b	—	—
	PS	23.0±0.5b	0.20±0.10a	3.7±0.9b	6.5±<0.1b	—	—
存储/风干后 After storage or air dry	LF	6.9±<0.1c	0.18±<0.01a	5.0±1.3a	8.2±0.4a	9.9±0.9a	15.9±0.2c
	SF	21.8±0.1a	0.17±0.10a	3.3±0.9b	6.6±0.1b	2.7±0.7c	12.4±1.9d
	PS	18.2±0.1b	0.17±<0.01a	2.5±0.5b	6.7±0.0b	7.2±1.2b	20.9±1.1a
	DM	20.3±0.7a	—	—	6.7±0.3b	8.7±0.9ab	18.5±1.1b

注:同列不同小写字母表示在0.05水平差异显著。下同。

Note: Different lowercase letters within same column indicate significant difference at 0.05 level. The same below.

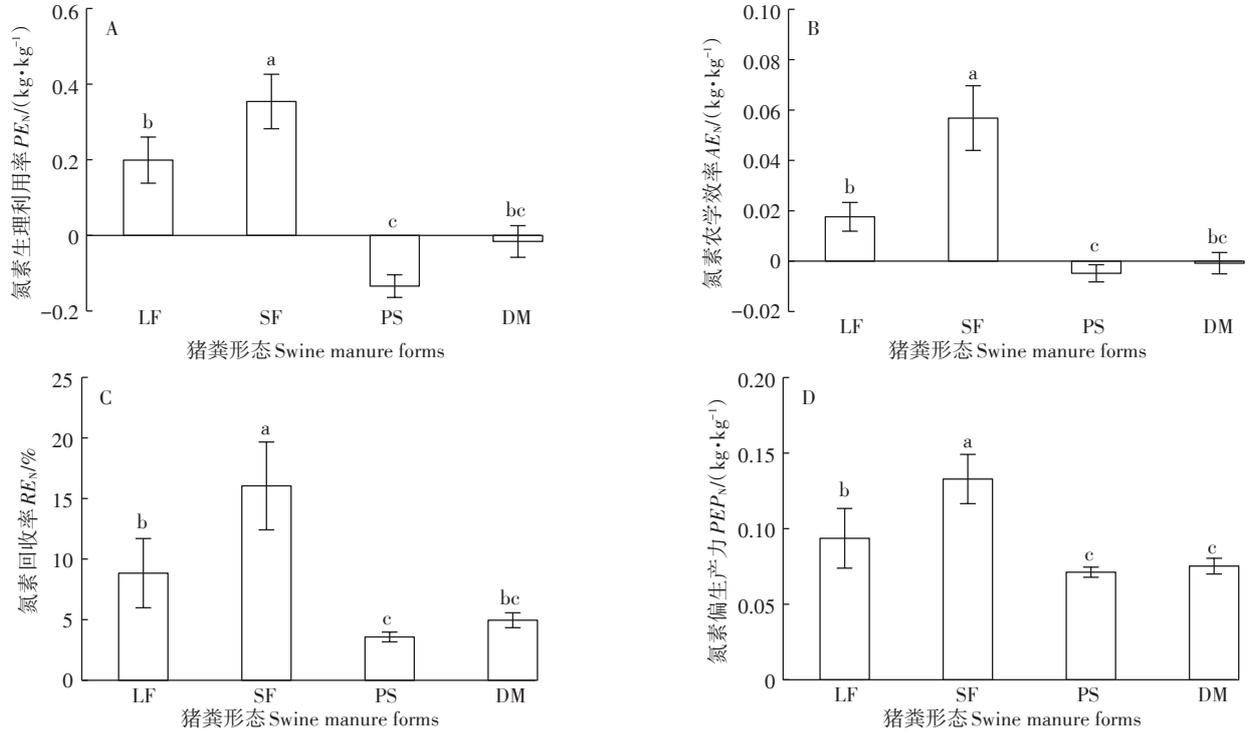


图2 不同形态猪粪对生菜N素利用率的影响

Figure 2 The effect of different forms swine manure on N use efficiency

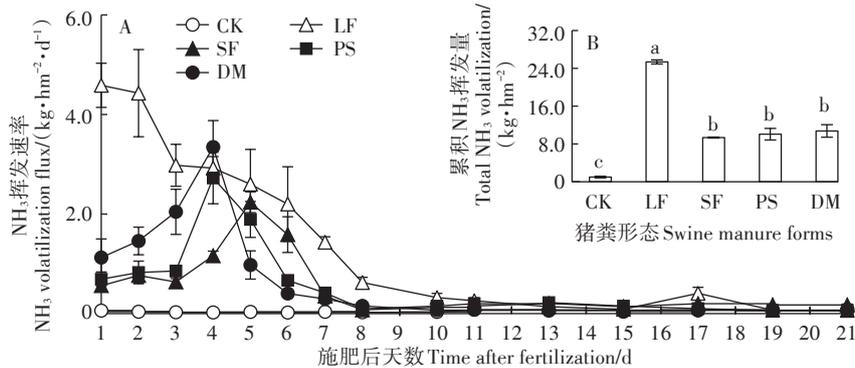


图3 不同形态猪粪施用对土壤NH₃挥发的影响

Figure 3 The form effects of swine manure on NH_3 volatilization

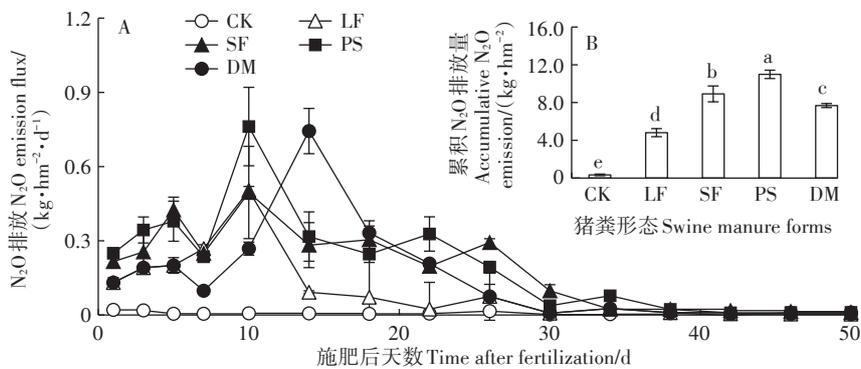


图4 不同形态猪粪施用对土壤N₂O排放的影响

Figure 4 The form effects of swine manure on N_2O emission

表2 不同形态猪粪施用下NH₃和N₂O气体排放特征及N₂O温室气体排放强度Table 2 Emission characteristics of NH₃ and N₂O from swine manure application with different forms and the GHGI of N₂O

猪粪形态 Swine manure forms	排放系数 Emission factor/%		N ₂ O 增温潜势 GWP/(t CO ₂ e·hm ⁻²)	N ₂ O 温室气体排放强度 GHGI/(kg CO ₂ e·kg ⁻¹)
	NH ₃ -N	N ₂ O-N		
CK	—	—	0.14±0.01e	0.01±<0.01d
LF	9.7±0.2a	1.8±0.2d	2.01±0.18d	0.09±<0.01c
SF	3.3±0.1b	3.4±0.3b	3.74±0.35b	0.12±0.01c
PS	3.6±0.5b	3.9±0.2a	4.26±0.18a	0.24±0.02a
DM	3.9±0.5b	2.9±0.1c	3.22±0.09c	0.18±0.04b

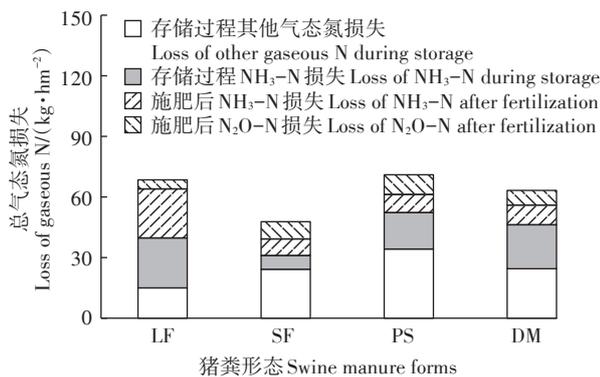


图5 不同形态猪粪施用对全过程总气态氮损失的影响

Figure 5 The effect of different forms of swine manure on total gaseous N loss in the whole production process

占总气态氮损失的65.0%~73.6%，显著高于粪肥施用过程。LF全过程的气态氮损失以NH₃挥发为主，占总气态氮损失的71.5%；DM的NH₃挥发损失占总气态氮损失的49.8%；PS和SF的NH₃挥发损失仅分别占总气态氮损失的38.0%和31.4%。

3 讨论

3.1 存储/风干过程中的N素损失

本研究除风干处理组外，其他各处理均在相同条件下进行，可排除温度、容器、堆积高度等其他因素的影响。结果表明，不同形态猪粪在存储/风干过程中均会产生5.4%~26.9%的N损失，略低于已有研究结果(28.8%~37.5%)^[9]。主要因为本研究猪粪存储/风干过程是在5月，平均气温较低，相比高温状态下的NH₃挥发损失会降低^[20]。同时，本研究的存储时间较短，仅为10 d，有机氮未被完全分解转化，因此更多的氮素得以保留。DINUCCIO等^[21]和FANGUEIRO等^[22]的研究发现，存储过程中固态组分的NH₃挥发损失会显著低于液态组分，仅为液态组分的8.8%~63.0%；本研究中SF的NH₃挥发损失为LF的27.3%。ANEJA

等^[23]认为NH₃挥发主要受到NH₄⁺-N含量和pH的影响，大量的NH₄⁺-N会使pH升高，当粪肥pH高于7.0时，会显著促进NH₃挥发^[24-25]。本研究LF中NH₄⁺-N含量分别是PS和SF的1.7倍和1.9倍，且pH显著高于其他形态猪粪，因此较高的初始NH₄⁺-N含量和pH是LF在存储过程中NH₃挥发损失量高的主要原因。另外，较高的温度和较大的风速也会促进NH₃挥发^[26]，DM的NH₃挥发量显著高于同期在罐体存储条件下的SF以及PS。除NH₃挥发外，猪粪存储/风干过程中也会发生N₂O的排放^[27]；N₂是粪肥堆置过程中N损失的另一主要方式，可占堆肥过程中总N损失的68%~79%^[28]。本研究在猪粪存储/风干过程中没有其他途径（径流或淋溶）的N损失，因此推测除NH₃挥发外，N损失主要以N₂O和N₂的形式排放。

3.2 对生菜产量和NUE的影响

生猪养殖规模化发展至今，粪污收集的方法得到了多元化发展，后续处置方式也多种多样，造成了现阶段所收集的猪粪形态差异较大、养分含量不均的现象^[29]，因此其施用后对农田产生的效应也必然存在差异。一般情况下，猪粪需要经过堆肥处理后施用，28 d左右的发酵周期可分解大量有机质，同时释放热量^[30]。尽管PS经过10 d的存储过程，进行了短暂初期发酵，但施用后对作物产量提升不显著，NUE也较低。其原因可能在于，PS含水率(81.1%)远超过发酵初期最佳含水率(65%)，使得存储过程抑制了粪肥的初期发酵^[31]，保留的大量有机质进入土壤后，发生自然发酵产生大量的热，进而导致作物烧苗^[31]。同理，DM的风干晾晒过程主要是水分蒸发^[32]，对有机物的分解作用更小，因此施用后会导致作物减产。而SF具有适宜的含水率(65%±2.2%)，经过10 d的初级发酵过程，足以完成粪肥升温期，有效减少了有机质，降低了施用后的负面效益。因此，相比其他处理，SF为作物生长提供了更为安全的环境条件，促进了有机氮

肥的利用。ENGIL等^[33]构建了有机施氮量与氮肥农学效率的关系, $y = -0.1696x + 58.882$ ($R^2 = 0.8931$), 据此推算施N量为 $250 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的粪肥, 其氮素农学效率为 16.5%, 与本研究 SF 的农学效率 (16.0%) 相一致, 这表明 SF 经过短期存储后即可还田施用。本研究 LF 施用后的作物产量和 NUE 低于 SF, 但高于 PS 和 DM。推测其原因为: 一方面 LF 的 N 含量低 (仅为 SF 含 N 量的 44.3%), 导致等 N 处理条件下施用总量相对较大, 造成养分分散、易流失, 进而降低了作物对其的利用率; 另一方面, LF 有机质含量低于其他组分, 施用后对作物生长的负面效益低于 PS 和 DM^[34]。

3.3 对土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

ZHOU 等^[35]研究表明液态猪粪施用后 NH_3 挥发的排放系数可达 4.9%~17%, 而固态粪肥等有机肥施用后的 NH_3 挥发排放系数一般在 2.3%~11.1% 之间^[35-36]。本研究表明 LF 施用后引起的 NH_3 挥发排放系数 (9.7%) 显著高于其他形态猪粪 (3.3%~3.9%), 与前人的研究结果一致。 NH_3 挥发与土壤中的 NH_4^+-N 浓度呈正相关关系^[37], 本研究 LF 的 NH_4^+-N 浓度显著高于其他处理, 是其 NH_3 挥发损失最高的主要原因之一。已有研究表明, 土壤 pH 每升高一个单位, 土壤 NH_3 挥发量可增加 10 倍^[38]。本研究中 SF、PS 和 DM 的 pH 呈弱酸性, 施用后的土壤 pH 显著低于 LF, 因此 NH_3 挥发损失相对较低。

前人对不同类型有机粪肥施用后产生的 N_2O 排放进行了大量研究, 数据表明 N_2O 排放系数为 0.2%~2.2%^[39-40], 而本研究中 N_2O 排放系数为 1.8%~3.9%, 略高于前人的研究结果。主要是因为本研究施用的猪粪, 一方面相比其他类型粪肥 (如牛粪等) 有机 N 含量较高, 同时短期发酵保留了大量有机质和 N 素, 导致其施用后产生了较高的 N_2O 排放量^[41]。已有研究表明, SOC 含量与 N_2O 排放呈显著正相关关系, SOC 增加为土壤微生物提供充足的养分, 提高微生物数量, 使好氧菌活性增强, 进而加快了土壤内部氧气的消

耗, 造成局部厌氧环境, 从而推动了厌氧微生物的生长和繁殖, 使土壤反硝化作用增强, 导致了 N_2O 排放升高^[42]。本试验中 PS、SF 和 DM 施用后土壤 SOC 以及微生物生物量氮含量均显著高于 LF (表 3), 表明相比 LF, 其他形态猪粪施用对 SOC 的含量提高更为显著, 这有效促进了土壤微生物活性, 增强了土壤硝化-反硝化过程, 进而增加了土壤 N_2O 排放量。也有研究认为 pH 可以通过影响 N_2O 还原酶的活性调控 N_2O 的排放, 一般情况下, pH 中性或与自然土壤 pH 相近时酶会保持高效性, 但过高或过低的 pH 会降低酶的活性^[43]。本研究中 LF 的 pH 为 8.2, 施用后土壤 pH 达到 8.9, 而其他形态猪粪 pH 都处于中性范围。因此, 推测较高的 pH 是 LF 处理土壤 N_2O 排放低于其他各处理的另一重要因素。

N_2O 是重要的温室气体, 其增温潜势是 CO_2 的 265 倍, 对全球温度变化具有重要的影响^[49], 温室气体排放强度则可体现作物生产对温室效应的贡献。AITA 等^[43]在研究中发现, 全球因作物生产产生的平均温室气体排放强度为 $0.16 \text{ kg CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其中 N_2O 的排放强度约占 20%, 为 $0.033 \text{ kg CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。本研究中, PS、DM、SF 和 LF 施用后的 N_2O 排放强度均高于全球作物生产的 N_2O 排放强度的平均值, 分别是全球 N_2O 排放强度平均值的 8.1、6.0、3.9 倍和 3.0 倍。可见, 如果采用有机粪肥全量替代化肥施用于农田, 会产生较高的温室效应。

3.4 猪粪储用模式分析

本研究全过程总气态氮损失最高的为 PS, 分别是 LF、DM 和 SF 的 1.04、1.12 倍和 1.49 倍。HOLLY 等^[44]也研究了不同形态牛粪存储和作为有机肥施用于田间后全过程的 NH_3 挥发和 N_2O 排放损失, 发现生浆液的总气态氮损失高于液态组分, 且二者均远高于固态组分, 与本研究的结果一致。尽管 DM 施用后的气态氮损失与 SF 接近, 但风干过程中的大量气态氮损失导致其全过程总气态氮损失仍是 SF 的 1.5

表 3 不同形态猪粪处理下土壤理化性质

Table 3 Soil physical and chemical properties for swine manure application in different forms

猪粪 Swine manure	总氮 TN/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有机碳 Organic carbon/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮 NO_3^-/N / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铵态氮 NH_4^+/N / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	微生物量碳 MBC/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	微生物量氮 MBN/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	pH
CK	0.9±0.00c	10.9±0.5a	2.7±0.7b	0.20±0.02b	40.7±13.3b	13.1±3.3c	8.1±0.0b
LF	1.0±0.02bc	10.8±0.6a	25.1±6.0a	0.30±0.06a	52.0±9.4b	12.3±1.1c	8.9±0.3a
SF	1.1±0.03a	11.5±0.6a	4.6±1.1b	0.20±0.05b	50.3±8.8b	19.6±2.2b	8.3±0.0b
PS	1.0±0.03ab	11.1±0.3a	6.7±0.8b	0.20±0.05b	108.9±7.5a	26.5±0.9a	8.2±0.0b
DM	1.0±0.01ab	11.0±0.4a	6.3±0.8b	0.20±0.03b	107.7±0.7a	15.7±2.5bc	8.3±0.0b

倍。因此本研究认为SF不需要进行风干晾晒,存储后施用即可达到最适的施用效果。综上,PS、LF和DM相比SF均产生了较高的N素损失,不利于存储后还田施用。

水冲粪的清储模式是产生PS的主要原因,新鲜猪粪、猪尿和混合粪尿含水率一般分别为68.7%、97.5%和85.4%^[45],若将粪、尿分开收集,则可有效减少PS的产生,降低后续固液分离的处理成本,也可使收集的猪粪具有相对较低的含水率^[46-47],进而有利于减少存储过程中的N素损失;采用干清粪相比水冲粪也可减少猪粪含水率,降低营养成分的损失,是值得推广的处理模式^[48]。目前畜禽粪便固液分离后的LF一般进行厌氧处理,且因其有机质比例的降低,可缩小厌氧处理装置的容积和占地面积,有利于节约成本^[49],因此本研究建议LF宜通过酸化或厌氧发酵等方式尽可能降低NH₃挥发损失。综合全过程总气态氮损失规律、作物产量和NUE,SF存储后施用为最佳生产模式。

4 结论

(1)存储和施用全过程,各形态猪粪的总气态氮损失量超过12%,其中猪粪生浆液最高,固态组分最低;气态氮损失主要发生在存储/风干过程,占总气态氮损失的59%以上。

(2)不同形态猪粪存储/施用过程的气态氮损失形态差异显著。存储过程,液态组分和风干过程以NH₃挥发为主;施用过程,液态组分仍以NH₃挥发为主,排放系数达9.7%。

(3)猪粪固液分离固态组分经存储初级发酵后施用的资源化利用模式效果最优。需要注意的是,由于本研究存储/风干过程较短,会对气态氮损失有所低估,同时会对施用效果的评估带来一定的误差,因此建议根据规模化养殖场的常规存储/风干处理时间开展更长时间尺度的研究。

参考文献:

- [1] 国务院办公厅. 关于加快推进畜禽养殖废弃物资源化利用的意见[EB/OL]. (2017-06-12)[2021-01-23]. http://www.gov.cn/zhengce/content/2017-06/12/content_5201790.htm?trs=1. General Office of the State Council. Speeding up the utilization of waste resources in livestock and poultry breeding[EB/OL]. (2017-06-12)[2021-01-23]. http://www.gov.cn/zhengce/content/2017-06/12/content_5201790.htm?trs=1.
- [2] 牛新胜, 巨晓棠. 我国有机肥料资源及利用[J]. 植物营养与肥料学

- 报, 2017, 23(6):1462-1479. NIU X S, JU X T. Organic fertilizer resources and utilization in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(6):1462-1479.
- [3] HOU Y, VELTHOF G L, OENEMA O. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: A Meta-analysis and integrated assessment[J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(3):1293-1312.
- [4] CLARISSE L, CLERBAUX C, DENTENER F, et al. Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(7):479-483.
- [5] 朱建春, 张增强, 樊志民, 等. 中国畜禽粪便的能源潜力与氮磷耕地负荷及总量控制[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(3):435-445. ZHU J C, ZHANG Z Q, FAN Z M, et al. Biogas potential, cropland load and total amount control of animal manure in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3):435-445.
- [6] 游训光. 对猪场粪污处理技术的分析和全自动处理技术的探讨[J]. 中国畜牧兽医文摘, 2018, 34(1):96. YOU X G. Analysis of pig farm manure disposal technology and discussion on fully automatic treatment technology[J]. *National Animal Husbandry and Veterinary Abstracts*, 2018, 34(1):96.
- [7] LI W C, LEI Q L, YEN H, et al. The overlooked role of diffuse household livestock production in nitrogen pollution at the watershed scale [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 272:122758.
- [8] 张伟. 河北省规模奶牛养殖场粪污处理现状及对策研究[J]. 中国畜牧杂志, 2016, 52(4):43-47. ZHANG W. Research on the status quo and countermeasures of the waste management of scale dairy farms in Hebei Province[J]. *Chinese Journal of Animal Science*, 2016, 52(4):43-47.
- [9] ZHAO S X, SCHMIDT S, QIN W, et al. Towards the circular nitrogen economy: A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 704:135401.
- [10] LOURENÇO K S, ERNANI P R, CORRÊA J C, et al. Addition of urease inhibitor has no effect on ammonia volatilization following soil application of poultry litter or organomineral fertilizer, unlike urea[J]. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2016, 40:e0150031.
- [11] 李喜喜, 杨娟, 王昌全, 等. 猪粪施用对成都平原季铵挥发特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(11):2236-2244. LI X X, YANG J, WANG C Q, et al. Effects of pig manure applications on ammonia volatilization in soil during rice season in Chengdu Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(11):2236-2244.
- [12] 李燕青. 不同类型有机肥与化肥配施的农学和环境效应研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2016. LI Y Q. Study on agronomic and environmental effects of combined application of different organic manures with chemical fertilizer[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2016.
- [13] 黄红英, 曹金留, 靳红梅, 等. 猪粪沼液施用对稻麦轮作系统土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11):2353-2361. HUANG H Y, CAO J L, JIN H M, et al. Influence of application of digested pig slurry on nitrous oxide emission under rice-wheat rotation system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30

- (11):2353-2361.
- [14] HODGSON C J, OLIVER D M, FISH R D, et al. Seasonal persistence of faecal indicator organisms in soil following dairy slurry application to land by surface broadcasting and shallow injection[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 183:325-332.
- [15] 韦秀丽, 高立洪, 徐进, 等. 三峡库区规模化养殖分布及粪污处理利用技术研究[J]. 西南农业学报, 2013, 26(5):2030-2035. WEI X L, GAO L H, XU J, et al. Study on the distribution of large scale aquaculture and the treatment and utilization of feces in the Three Gorges Reservoir area[J]. *Journal of Southwest Agriculture*, 2013, 26(5):2030-2035.
- [16] 张涛. 猪粪处置方式及施用年限对土壤氮通量的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2018. ZHANG T. The impacts of swine manure treatments and application years on soil nitrogen flux[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018.
- [17] ZHANG T, LIU H B, LUO J F, et al. Long-term manure application increased greenhouse gas emissions but had no effect on ammonia volatilization in a northern China upland field[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633:230-239.
- [18] 李成芳, 寇志奎, 张枝盛, 等. 秸秆还田对免耕稻田温室气体排放及土壤有机碳固定的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11):2362-2367. LI C F, KOU Z K, ZHANG Z S, et al. Effects of rape residue mulch on greenhouse gas emissions and carbon sequestration from no-tillage rice fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11):2362-2367.
- [19] IPCC. Climate Change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the inter-governmental panel on climate change[R]. Geneva, Switzerland: IPCC, 2014.
- [20] VIGURIA M, LOPEZ D M, ARRIAGA H, et al. Ammonia and greenhouse gases emission from on-farm stored pig slurry[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2015, 226:285.
- [21] DINUCCIO E, BERG W, BALSARI P. Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(10):2448-2459.
- [22] 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.
- [23] ANEJA V P, BUNTON B, WALKER J T, et al. Measurement and analysis of atmospheric ammonia emissions from anaerobic lagoons[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(11):1949-1958.
- [24] BLUNDEN J, ANEJA V P. Characterizing ammonia and hydrogen sulfide emissions from a swine waste treatment lagoon in North Carolina [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(14):3277-3290.
- [25] JAMES K M, BLUNDEN J, RUMSEY I C, et al. Characterizing ammonia emissions from a commercial mechanically ventilated swine finishing facility and an anaerobic waste lagoon in North Carolina[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2012, 3(3):279-288.
- [26] VIGURIA M, SANZ-COBENA A, LOPEZ D M, et al. Ammonia and greenhouse gases emission from impermeable covered storage and land application of cattle slurry to bare soil[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2015, 199:261-271.
- [27] PAULOT F, JACOB D J, PINDER R W, et al. Ammonia emissions in the United States, European Union, and China derived by high-resolution inversion of ammonium wet deposition data: Interpretation with a new agricultural emissions inventory (MASAGE_NH₃)[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2014, 119(7):4343-4364.
- [28] ANGNEGA G, NICOLASO R S, SILVA M L B, et al. Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 140:368-375.
- [29] DENNEHY C, LAWLOR P G, JIANG Y, et al. Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: A critical analysis[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, 11(3):3-18.
- [30] 姜继韶, 黄懿梅, 黄华, 等. 猪粪秸秆高温堆肥过程中碳氮转化特征与堆肥周期探讨[J]. 环境科学学报, 2011, 31(11):2511-2517. JIANG J S, HUANG Y M, HUANG H, et al. Carbon and nitrogen dynamics and stabilization time of a swine manure straw compost[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(11):2511-2517.
- [31] 雷大棚, 黄为一, 王效华. 发酵基质含水率对牛粪好氧堆肥发酵产热的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(5):54-57. LEI D P, HUANG W Y, WANG X H. Effect of moisture content of substance on fermentation and heat production of cattle manure in aerobic composting[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2011, 27(5):54-57.
- [32] 崔亚男, 张旭辉, 刘晓雨, 等. 不同猪粪施用方式对小白菜生长、产量及品质的影响[J]. 南京农业大学学报, 2017, 40(2):281-286. CUI Y N, ZHANG X H, LIU X Y, et al. Effects of different swine manure treatments on growth, yield and quality of cabbage[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2017, 40(2):281-286.
- [33] ENGI L P, RAAELA F C, JOHAN S. Nitrogen utilization and environmental losses in organic greenhouse lettuce amended with two distinct biochars[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 598:1169-1176.
- [34] FANGUEIRO D, COUTINHO J, BORGES L, et al. Recovery efficiency of nitrogen from liquid and solid fractions of pig slurry obtained using different separation technologies[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2015, 178(2):229-236.
- [35] ZHOU S, NISHIYAMA K, WATANABE Y, et al. Nitrogen budget and ammonia volatilization in paddy fields fertilized with liquid cattle waste[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2009, 201(1/2/3/4):135-147.
- [36] 邢月, 沙之敏, 卑志钢, 等. 不同施肥方式对稻田氨挥发特征的影响[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(17):313-318. XING Y, SHA Z M, BEI Z G, et al. Effects of different fertilization methods on ammonia volatilization in paddy fields[J]. *Journal of Jiangsu Agricultural Science*, 2019, 47(17):313-318.
- [37] MARTINES A M, NOGUEIRA M A, SANTOS C A, et al. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(12):4690-4696.

- [38] CAROZZI M, FERRARA R M, RANA G, et al. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 449:126-133.
- [39] ZHANG X Y, FANG Q C, ZHANG T, et al. Benefits and trade-offs of replacing synthetic fertilizers by animal manures in crop production in China: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2019, 26(2): 888-900.
- [40] 曹文超, 宋贺, 陈吉吉, 等. 水分和有机肥投入对设施菜田土壤 N_2O , N_2 和 CO_2 排放及产物比的影响[J]. 土壤通报, 2018, 49(2): 469-476. CAO W C, SONG H, CHEN J J, et al. Effects of manure application and irrigation on N_2O , N_2 , and CO_2 production and emission from a greenhouse vegetable soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, 49(2):469-476.
- [41] VELTHOF G, KUIKMAN P, OENEMA O, et al. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 37(4):221-230.
- [42] FANGUEIRO D, PEREIRA J, CHADWICK D, et al. Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N_2O and N_2 emissions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, 80(2):107-120.
- [43] AITA C, SCHIRMANN J, PUJOL S B, et al. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(2):359-368.
- [44] 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 and Environment*, 2017, 239:410-419.
- [45] 张辉, 王二云, 张杰. 畜禽常见粪便的营养成分及堆肥技术和影响因素[J]. 畜牧与饲料科学, 2014, 35(3):70-71. ZHANG H, WANG E Y, ZHANG J. Nutrient composition, composting technology and influencing factors of common livestock manure[J]. *Animal Husbandry and Feed Science*, 2014, 35(3):70-71.
- [46] 申海梅. 猪粪猪尿分别收集的资源化利用与冲洗水的处理回用研究[J]. 农民致富之友, 2018;114. SHEN H M. Resource utilization of pig manure and urine collected separately and treatment and reuse of flushing water[J]. *Friends of Making Farmers Rich*, 2018;114.
- [47] 钟科贤. 猪粪猪尿分别收集的资源化利用与冲洗水的处理回用[J]. 中国猪业, 2017, 8:76-78. ZHONG K X. Collection separately and utilization of pig manure and urine and reuse of the flushing water [J]. *Pig Industry in China*, 2017, 8:76-78.
- [48] 刘永丰, 许振成, 吴根义, 等. 清粪方式对养猪废水中污染物迁移转化的影响[J]. 江苏农业科学, 2012, 40(6):318-320. LIU Y F, XU Z C, WU G Y, et al. Effects of different manure cleaning methods on migration and transformation of pollutants in swine waste water[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2012, 40(6):318-320.
- [49] 吴浩玮, 孙小淇, 梁博文, 等. 我国畜禽粪便污染现状及处理与资源化利用分析[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6):1168-1176. WU H W, SUN X Q, LIANG B W, et al. Analysis of livestock and poultry manure pollution in China and its treatment and resource utilization[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(6):1168-1176.