不同工艺对牛粪堆沤肥过程气体排放的影响

邵浩宸[1,2,3]，衣淑娟[3]，沈玉君[1,2]，孟海波[1,2]，丁京涛[1,2]，程红胜[1,2]，
周海宾[1,2※]，张冬丽[1,2]

（1. 农业农村部规划设计研究院农村能源与环保研究所，北京 100125；2. 农业农村部资源循环利用技术与模式重点实验室，北京 100125；3. 黑龙江八一农垦大学工程学院，大庆 163319）

摘　要：堆沤肥是中国畜禽粪便处理利用的最主要方式。为探究不同堆沤肥方式对温室气体和氨气排放规律和温室效应，在北京市密云区开展了为期 71 d 的堆沤肥试验，以牛粪和玉米秸秆为原料，分析了静态堆沤 (T1)、堆沤+翻抛 (T2)、堆沤+覆膜 (T3)、翻抛+覆膜 (T4) 等 4 种方式对堆沤肥过程中腐熟度、温室气体和氨气等指标的影响。结果表明，4 个处理的种子发芽指数分别达到 131.33%、134.49%、108.76% 和 136.24%，均满足堆肥产品的腐熟度要求（≥70%）。翻抛有利于 CO_2、N_2O 和 NH_3 的排放，而覆膜抑制了 N_2O 的生成，T2 处理的增温潜势最高，T3 处理的增温潜势最低，较对照组 T1 处理减排 20.14%。因此，T3 处理在能够保证堆肥产品的腐熟度要求的前提下，还可有效减少增温潜势。该研究可为中小养殖场户堆沤肥的工艺优化实践提供技术指导。

关键词：粪便；堆肥；氨气；温室气体；增温潜势
doi：10.11975/j.issn.1002-6819.202308158
中图分类号：S141.4　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1002-6819(2024)-02-0323-09

邵浩宸，衣淑娟，沈玉君，等. 不同工艺对牛粪堆沤肥过程气体排放的影响[J]. 农业工程学报，2024，40(2)：323-331. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202308158　http://www.tcsae.org
SHAO Haochen, YI Shujuan, SHEN Yujun, et al. Effects of different processes on gas emission during composting of cow manure[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2024, 40(2): 323-331. (in Chinese with English abstract)　doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202308158　http://www.tcsae.org

0　引　言

随着中国畜牧业的迅速发展，人们对畜牧产品的需求量不断增加，养殖规模逐年扩大，大量排放的畜禽粪便造成的环境污染问题日益加剧[1]。据统计，中国每年产生畜禽粪便量达 30.5 亿 t。目前，中国肉牛养殖场规模化率较低，牛粪处理仍以简单堆肥或堆沤处理为主[2]，在堆肥处理过程中存在 CO_2、CH_4、N_2O 和 NH_3 排放，不仅会导致物料养分损失，降低堆肥产品肥效，还会产生二次污染，加剧全球温室效应[3]。如何提高堆沤肥发酵处理技术水平，降低氨气温室气体排放，是当前行业痛点。

研究表明，堆沤肥过程排放更多的温室气体和气体污染物显著高于标准化的堆肥[4]。NH_3 是堆肥过程排放的主要臭气物质和雾霾的前驱物，卢洋洋[5] 研究发现，在堆肥前期 NH_3 排放量较大，第 5 天达到最大浓度 471 mg/kg。N_2O 是堆肥过程产生常见的温室气体，其增温潜势高于 CO_2，主要集中在堆肥过程的前期和后期排放。朱海生等[6] 研究发现以 NH_3 和 N_2O 形式损失的氮素分别占堆体初始全氮的 12.59%～17.44% 和 3.29%～4.62%，还提出在牛粪堆肥过程中，增加堆体规模能降低总温室气体排放量。堆肥的碳素损失主要以 CO_2 和 CH_4 的排放为主，MORAL 等[7] 在为期 52 d 的牛粪堆肥研究中发现，二者分别占总碳（total carbon, TC）的 9.75% 和 0.59%，巴士迪等[8] 在堆肥试验的基础上，采用原位检测的方法测得翻堆式和槽式堆肥过程中碳素总损失量分别占堆肥物料初始 TC 的 27.16% 和 21.53%，其中约 80% 以上为 CO_2。增温潜势（global warming potential, GWP）指的是在一定时期（通常为 100 a）内，排放到大气中的 1 kg 温室气体的辐射强迫与 1 kg 二氧化碳的辐射强迫的比值。GWP 越大表示该温室气体在单位质量单位时间内产生的温室效应越大[9]。采用增温潜势对废弃物处理过程温室气体排放进行评价常用方法，增温潜势越大表示该温室气体在单位质量单位时间内产生的温室效应越大。但在畜禽粪污堆沤肥处理中应用的报道还较少。

本文针对肉牛养殖场粪便堆沤处理，分析了覆膜、翻抛等两种堆沤肥提升措施对粪便腐熟效果和气体排放规律的影响，并引入增温潜势对温室气体排放情况进行了评价，旨在提高堆沤效果并促进温室气体减排，为中小规模养殖场粪便就地处理就近还田提供技术指导。

收稿日期：2023-08-21　　修订日期：2024-01-11
基金项目：农业农村部规划设计研究院自主研发项目（QD202110）；国家自然科学基金项目（52275246）
作者简介：邵浩宸，博士生，研究方向为农业农村废弃物资源化利用。Email：shc_1010@163.com
※通信作者：周海宾，博士，高级工程师，研究方向为农业农村废弃物资源化利用。Email：nxzh66@163.com

1 材料与方法

1.1 试验地点

本研究在北京市密云区某养殖场内开展，采用人工混料的方式将牛粪和秸秆混合并堆制为长 1.6 m、宽 1.4 m、高 1.2 m 的堆体。

1.2 试验材料

本研究采用的新鲜牛粪由北京市密云区某肉牛养殖场提供。玉米秸秆采购自河北省石家庄市某农场，粉碎至长度 4～6 cm。牛场堆沤肥工艺试验初始物料的基本理化性质见表 1。

表 1 初始物料的主要理化性质

Table 1 Basic physical and chemical characteristics of raw materials

物料 Materials	总碳 Total carbon/%	总氮 Total nitrogen/%	碳氮比 C/N ratio	含水率 Moisture content/%	挥发性固体 Volatile solids/%
牛粪 Cow manure	40.23±0.19	2.18±0.06	18.45	77.92±0.03	22.11±0.83
玉米秸秆 Maize stover	39.87±0.15	1.04±0.04	38.34	9.43±0.26	81.64±0.24
混合物料 Mixed material	40.19±0.08	2.05±0.03	19.61	70.01±0.05	81.29±1.28

1.3 试验设计

本研究共设 4 个处理，采用 4 种不同的堆沤肥工艺组合，以静态堆沤处理（T1）为对照组，以堆沤+翻抛（T2）、堆沤+覆膜（T3）、翻抛+覆膜（T4）为试验组，进行了为期 71 d 的堆肥试验。基于本团队前期研究基础，选择牛粪堆沤肥原料的配比为牛粪：秸秆=23：3（湿基），原料经人工混匀，混料后的 C/N 为 20:1 左右，含水率为 70% 左右。堆肥试验开始前，将混匀的物料用工具堆置成垛状，并用 T3 和 T4 采用堆肥膜进行覆盖，四周压实，避免外部环境的因素影响处理效果。T2、T4 处理在试验第 7、14、24、34、44、51 天进行人工翻抛，目的是为了避免堆体温度过高和氧含量不足而影响堆肥效果，及时翻抛可以有效的使堆体散热和氧含量的供给[10]。

1.4 样品采集

1.4.1 样品采集

在堆沤肥试验第 2、5、8、15、30、51 和 71 天，分别于堆体上中下层取堆肥样品，充分混合均匀后分为 2 份，一份储存于 4 ℃ 的冰箱内用于常规理化指标的测定，一份自然风干，粉碎过筛，用于测定总碳（TC）、总氮（total nitrogen, TN）含量，采样装置见图 1。

1.4.2 温室气体和氨气采集

气体样品采样时间同 1.4.1，采样时间为采样日的 10：00—12：00。CO_2、CH_4、N_2O 样品利用气袋吸收法采集。在 0、20、40 min 分别用 60 mL 注射器采集气体样品并转移至 500 mL 气袋中，集中整理后带回实验室进行分析。NH_3 的收集利用密闭室抽气法，基本原理为：通过四路大气采样器（ZC-Q0004，恒达，中国）利用静态箱两侧的气孔将箱内气体与主动吸收瓶（本试验采用气泡撞击吸收瓶）构成一个气体循环通路，主动吸收瓶中装有 10 mL 0.05 mol/L 的稀硫酸用于吸收堆体排放的 NH_3。NH_3 的采样时间为 20 min，期间箱内 NH_3 的排放量可用酸吸收液中 NH_4^+的含量进行表征。结束时将酸吸收液倒入 10 mL 离心管中带回实验室进行分析[11]。

图 1 采样装置图

Fig.1 Diagram of sampling device

1.5 测定指标及分析方法

1.5.1 常规指标分析

堆肥温度由 24 个温度传感器（DS18B20，DALLAS，美国）探头分别插入 4 个堆体，上中层、中下层各 3 个测温点，于每天 10：00、16：00 读数并记录温度，并测定环境温度，取上下午 2 次的温度计算平均值作为当日的堆体温度和环境温度。TC 和 TN 使用元素分析仪（GC-2 400，PerkinElmer，美国）测定。酸碱度（pH）、电导率（electric conductivity, EC）的测定采用去离子水，按照质量比 1：10 浸提，震荡 30 min，静置 10 min，过滤后取滤液，分别使用 pH 计（FE20K，Five Easy Plus，瑞士）和电导率仪（DDS-307A，雷磁，中国）测定[12]。种子发芽指数（germination index, GI）采用生物毒性法测试（NY/T 525-2021）。

1.5.2 温室气体和氨气指标分析

气体样品中 CO_2、CH_4、N_2O 浓度采用气相色谱仪（GC-2014，Shimadzu，日本）进行分析[13]，NH_3 浓度通过测定酸吸收液中的 NH_4^+含量获得，堆料浸提液中的 NH_4^+-N、NO_3^--N 含量使用 Smartchem200 间断分析仪（AMS-Alliance，KPM，意大利）测定。

温室气体的排放速率计算公式如下：

$$F_i = \frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t} \cdot \frac{V \cdot M_0 t}{24.5 \times 1\,000 \cdot A} \tag{1}$$

式中 F_i 为气体排放速率，i 代表不同温室气体，1、2、3 分别代表 CO_2、CH_4、N_2O，g/(d·m^2)、g/(d·m^2)、mg/(d·m^2)；$\frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t}$是线性回归确定的温室气体浓度随时间变化的速率；$V$ 为静态箱顶部空间体积，m^3；t 为时间，d；M_0 为元素摩尔质量，g/mol；24.5 为在 101.325 kPa、298 K 时的气体摩尔体积，L/mol；A 是静态箱的底面积，m^2。

增温潜势 X_{GWP} 的计算公式[14] 如下：

$$X_{GWP} = E_{CO_2} + 28E_{CH_4} + 265E_{N_2O} \tag{2}$$

式中 X_{GWP} 为增温潜势，g/(d·m^2)；E 为 CO_2、CH_4、N_2O

的排放通量，g/kg，g/kg，mg/kg；在 100 a 时间尺度上 CH_4 和 N_2O 的 CO_2 当量转换系数分别为 28 和 265。

氨气排放速率计算公式如下：

$$f = \frac{C \cdot V_i - 126}{A - t} \times 10^{-3} \qquad (3)$$

式中 f 为氨气排放速率，mg/(d·m^2)；C 为测定的样品离子浓度，mg/L；V_i 为酸吸收液样品体积，mL；126 为酸吸收液样品的稀释倍数；A 为静态箱底面积，m^2；t 为采样时长，h。

1.6　数据处理

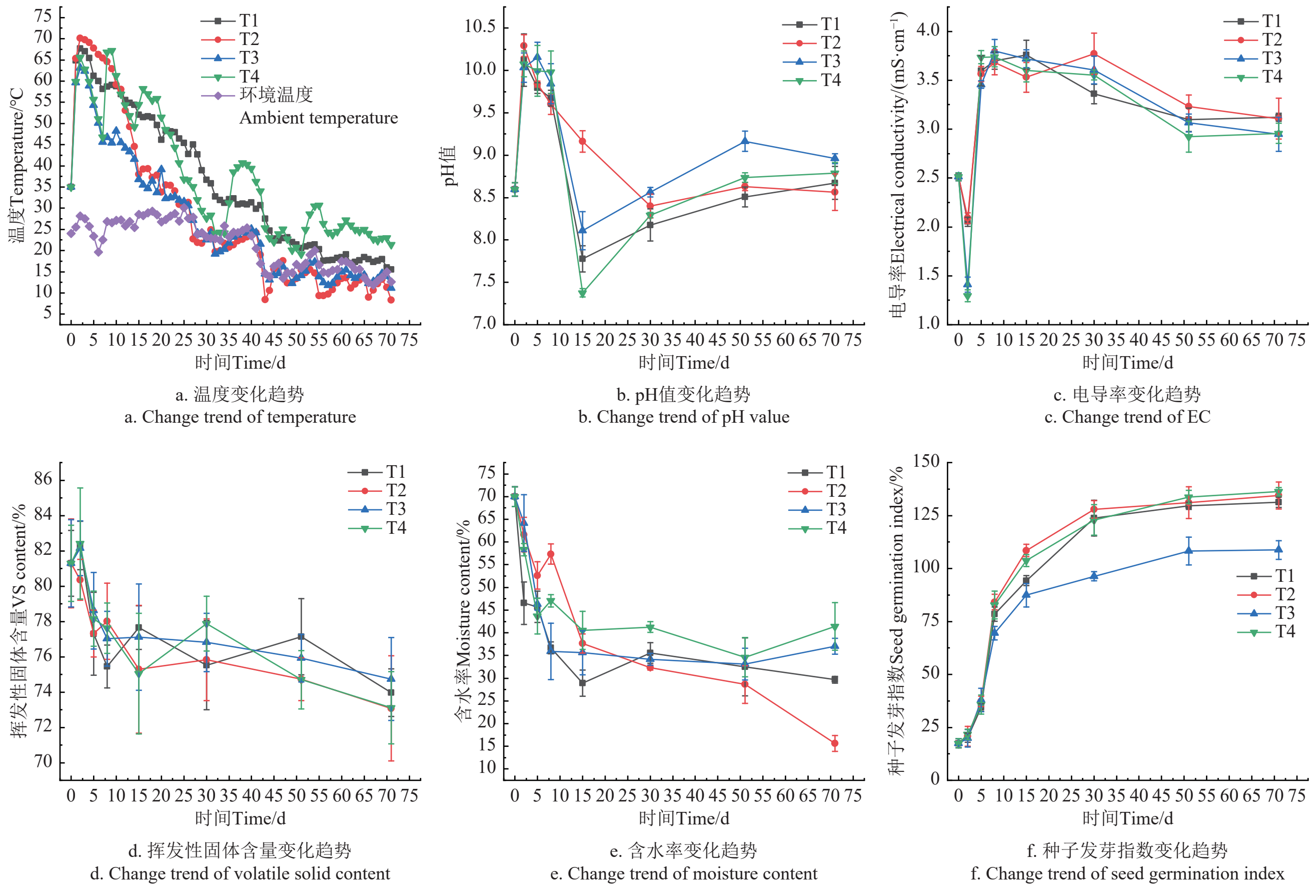
采用 Excel 2016、Origin 2018 和 Surfer 12 进行牛粪好氧堆肥分层试验的数据处理分析和图表绘制。

2　结果与讨论

2.1　腐熟度指标分析

各处理的温度变化如图 2a 所示。温度总体呈迅速升高，随后逐渐降低。堆肥初期，微生物活动剧烈，堆体内有机物被快速降解释放大量的热量，使得温度迅速升高，T1、T2、T3、T4 处理最高温度分别为 67.70、70.13、63.12、67.18 ℃，高温期（>55 ℃）持续时间分别为 11、11、4、13 d，各处理均符合畜禽粪便堆肥技术规范[15]。未翻抛处理 T1、T3 在堆肥初期温度达到最高，并在整个堆肥过程中持续降低，T3 在覆膜条件下比 T1 处理降温慢；经翻抛的 T2、T4 处理在第 15、26、35、46、52、59、65 天出现升温，且无膜覆盖的 T2 降温较快。堆肥中后期，各处理温度缓慢降低，直至堆体温度趋于环境温度。

图 2b 为堆肥过程中 pH 值的变化。各处理 pH 值变化呈现先迅速升高后快速降低，二次升高后缓慢降低。随着堆肥的进行，T1、T2 处理均在第 2 天急剧升高并达到峰值，T3、T4 处理在第 3 天达到峰值，pH 值分别为 10.03、10.29、10.33 和 10.14。在堆肥的第 3 天，除 T3 处理略有上升外其他处理均明显下降。第 15～30 天，除 T2 外其他处理均逐渐上升后趋于平稳。堆肥结束时，T1～T4 处理的 pH 值分别为 8.67、8.56、8.96 和 8.79，未覆膜处理的 pH 值较低。堆肥结束时 4 个处理的 pH 值均符合腐熟度标准[16]（pH 值<9）。



a. 温度变化趋势
a. Change trend of temperature

b. pH值变化趋势
b. Change trend of pH value

c. 电导率变化趋势
c. Change trend of EC

d. 挥发性固体含量变化趋势
d. Change trend of volatile solid content

e. 含水率变化趋势
e. Change trend of moisture content

f. 种子发芽指数变化趋势
f. Change trend of seed germination index

图 2　堆肥腐熟度指标变化
Fig.2　Changes of maturity indexes of composting

不同处理挥发性固体（volatile solid, VS）的变化如图 2 d 所示。在整个堆肥过程中，伴随着有机物的分解和 NH_3 的挥发，T1～T4 处理的 VS 从初始的 81.29% 分别下降到 73.96%、73.10%、74.74% 和 73.11%。

堆肥过程中各处理 EC 值变化如图 2c 所示，总体呈先急剧下降后升高，随后缓慢降低。T1～T4 处理的 EC 值均在第 2 天降到最低，分别为 2.09、2.09、1.30 和 1.41 mS/cm。在堆肥的第 3～10 天所有处理均大幅升高，随后 EC 值缓慢降低，并且在堆肥后期，部分无机盐被合成大分子物质，并转化为腐殖质。一般认为腐熟物料的 EC<4 mS/cm。堆肥结束，各处理 EC 值分别为 3.09、3.11、2.95 和 2.96 mS/cm，均达到腐熟要求[17]。

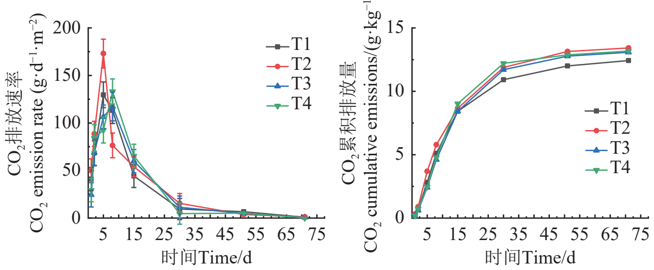
图 2e 为不同处理中含水率的变化。4 个试验组的初始含水率均为 70.01%，总体呈下降趋势，高温期含水率下降最明显，到第 14 天，各处理含水率分别下降 30.92%、29.25%、35.94% 和 35.94%，主要是因为高温期温度持续升高，水分蒸发快。堆肥中期，T1、T4 处理含水率反弹升高，但总体仍在下降。堆肥后期，各处理含水率分别为 29.66%、15.63%、37.05% 和 41.38%，降幅分别达到 57.63%、77.67%、47.08% 和 40.89%。结果显示，T3、T4 处理的含水率流失较少，T2 较 T1 处理含水率较低。

堆肥过程中各处理 GI 变化如图 2f 所示。堆肥初始物料 GI 仅为 17.46%，存在较强的植物毒性，随着堆肥进行，堆体温度不断升高，在温度较高的 0～8 d，各处理 GI 迅速升高，之后缓慢上升，至堆肥结束时，4 个试验组的 GI 值分别为 131.33%、134.49%、108.76%、136.24%，全部达到《有机肥料 NY/T 525-2021》中对于 GI 的无害化要求（≥70%）。

2.2　CO_2 和 CH_4 排放规律

2.2.1　CO_2 排放规律

堆肥过程中 4 个处理的堆体 CO_2 排放速率及累积排放量变化趋势如图 3 所示，CO_2 的排放主要集中在堆肥的前 15 d，为 24.42～173.03 g/(d·m^2)，平均排放速率为 80.99 g/(d·m^2)。各处理的 CO_2 排放峰值分别出现在第 5、5、8、8 天，分别为 129.64、173.03、117.37、133.08 g/(d·m^2)，T2 处理的排放速率峰值最高，与 T1 处理相比，翻抛处理提高了堆体的 CO_2 排放速率，而覆膜处理会降低堆体的 CO_2 排放速率。



a. CO_2排放速率
a. CO_2 emission rate

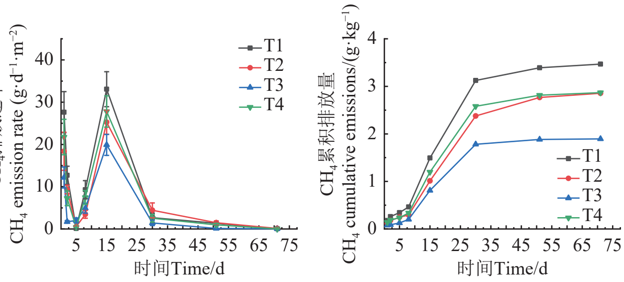
b. CO_2累积排放量
b. CO_2 cumulative emissions

图 3　堆肥过程中 CO_2 的排放特征
Fig.3　Emission characteristics of CO_2 during composting

堆肥结束时，各处理的 CO_2 累积排放量分别为 12.43、13.42、13.08、13.18 g/kg，未覆膜组 T2 较 T1 的累积排放量仅提升 7.96%，T1 与 T3、T2 与 T4 相比，累积排放量分别仅相差 0.65、0.24 g/kg，添加翻抛和覆膜处理最终 CO_2 累积排放量均高于 T1 处理。

2.2.2　CH_4 排放规律

堆肥过程中各处理的 CH_4 排放速率和累积排放量如图 4 所示，各处理 CH_4 的排放速率在堆肥第 5 天最低，在第 15 天达到峰值，分别达到 33.07、25.25、19.91、27.80 g/(d·m^2)，在堆肥第 8～15 天，4 个处理之间的 CH_4 排放速率由大到小依次为：T1、T4、T2、T3，高温期结束时（15 d），各处理的氧气含量处于最低值；在堆肥第 30～71 天，T3 处理的 CH_4 排放速率最大，T1、T4 处理其次，而 T2 处理则最小。整个堆肥过程中，T2、T3 分别与 T1 处理相比，翻抛和覆膜均降低了堆体的 CH_4 排放速率。



a. CH_4排放速率
a. CH_4 emission rate

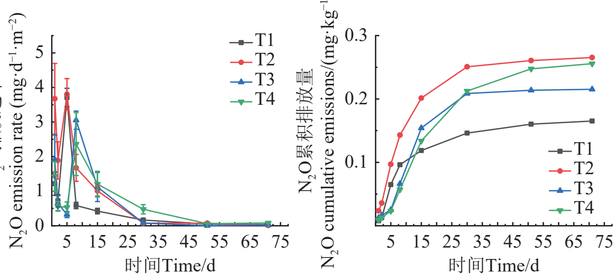
b. CH_4累积排放量
b. CH_4 cumulative emissions

图 4　堆肥过程中 CH_4 的排放特征
Fig.4　Emission characteristics of CH_4 during composting

图 4 结果表明，翻抛和覆膜处理的 CH_4 累积排放量均小于 T1 处理，在堆肥第 1～8 天差异幅度较小，在堆肥的第 8～71 天，差异幅度逐渐增大。整个堆肥过程中，4 个处理之间的 CH_4 累积排放量由大到小依次为：T1（3.47 g/kg）、T4（2.87 g/kg）、T2（2.86 g/kg）、T3（1.89 g/kg），且 T4 与 T2 处理差异不明显，T2～T4 处理的 CH_4 累积排放量较 T1 处理分别降低了 17.29%、17.58% 和 45.53%，翻抛和覆膜处理均降低了堆体的 CH_4 累积排放量。

2.3　N_2O 排放规律

堆肥过程中各处理的 N_2O 排放速率和累积排放量如图 5 所示，分别在第 5、5、8、8 天达到排放速率峰值，为 3.71、3.80、3.05、2.36 mg/(d·m^2)，在堆肥第 1～3 天，T2 处理与其他处理相比降幅较小，4 个处理的 N_2O 排放速率规律差异出现在第 5 天，T1、T2 处理的 N_2O 排放速率迅速升高，而 T3、T4 仍呈下降趋势，在第 8 天才出现同一规律；堆肥第 8～71 天，各处理的 N_2O 排放速率均有所下降。整个堆肥过程中，与 T1 处理相比，翻抛和覆膜处理均提高了堆体的 N_2O 排放速率。



a. N_2O排放速率
a. N_2O emission rate

b. N_2O累积排放量
b. N_2O cumulative emissions

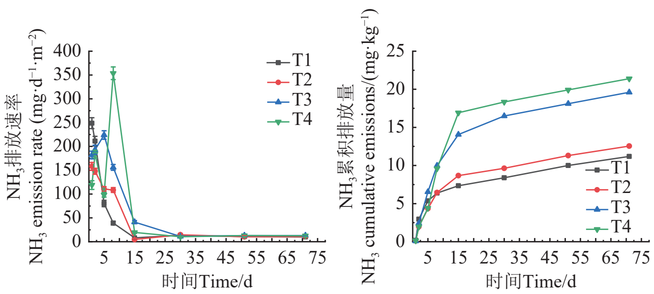
图 5　堆肥过程中 N_2O 的排放特征
Fig.5　Emission characteristics of N_2O during composting

堆肥过程 N_2O 累积排放量动态变化曲线见图 5，与 T1 处理相比，翻抛和覆膜处理均对 N_2O 的排放有明显的促进作用。在堆肥第 1～8 天，堆体 N_2O 排放累计排放量由小到大依次为：T4＜T3＜T1＜T2，第 10 天之后，

T1 处理的 N_2O 累积排放量上升幅度逐渐平缓，而其他处理仍呈持续上升的趋势，堆肥第 30 天开始，T4 处理的 N_2O 累积排放量大于 T3 处理。第 30 天之后，各处理的 N_2O 排放累得无明显变化。整个堆肥过程中，4 个处理的 N_2O 累积排放量表现为 T2（0.27 mg/kg）>T4（0.26 mg/kg）>T3（0.22 mg/kg）>T1（0.17 mg/kg），T2、T3、T4 处理的 N_2O 累积排放量较 T1 处理提高了 58.82%、29.41%、52.94%。

2.4　NH_3 排放规律

堆体的 NH_3 排放主要集中在前 8 d，排放速率在 39.16～353.67 mg/(d·m^2)，平均为 163.42 mg/(d·m^2)。T1、T2 总体排放速率呈现逐渐下降的趋势，T3、T4 总体呈现先上升后下降的趋势（图 6），T4 处理在第 8 天达到高峰，为 353.67 mg/(d·m^2)，至第 71 天，NH_3 的排放速率下降为 12.55 mg/(d·m^2)，期间降低了 96.45%。T1～T4 处理的 NH_3 的累积排放量分别为 11.19、12.55、19.61、21.40 mg/kg，添加覆膜处理的 NH_3 排放量明显高于未覆膜处理，排放量最大的 T4 处理较排放量最小的 T1 处理增加了 91.24%。



a. NH_3排放速率
a. NH_3 emission rate

b. NH_3累积排放量
b. NH_3 cumulative emissions

图 6　堆肥过程中 NH_3 的排放特征
Fig.6　Emission characteristics of NH_3 during composting

2.5　温室效应变化

本研究中 4 个处理的增温潜势如表 2 所示。数据表明，各处理的增温潜势分别为 23 573.33、25 048.34、18 826.63、24 680.09 g/(d·m^2)，T3 处理的增温潜势最低，较最高的 T2 处理降低了 24.98%，覆膜可以有效地降低堆肥过程中产生的温室效应，T4 处理虽然添加了覆膜处理，但在翻抛过程中，大量空气进入堆体，加剧了 N_2O 等温室气体的产生。T1、T2、T4 处理 CH_4 的温室效应贡献率最大，为 49.56%～63.96%，而 T3 处理 N_2O 的温室效应贡献率最大，为 45.47%。覆膜处理能够起到温室气体减排效果，减排率达 20.14%，而 T2、T4 处理由于翻抛操作的影响，温室气体排放增加，较 T1 处理温室效应更大。

表 2　堆肥过程中温室气体排放效应
Table 2　Greenhouse gases emission effect during composting

处理 Treatment	温室气体排放当量 Greenhouse gas emission equivalents/(g·d^{-1}·m^{-2})				减排率 Emission reduction rate/%
	CO_2	CH_4	N_2O	合计 Total	
T1	1 929.68	15 077.21	6 566.44	23 573.33	0
T2	2 084.76	12 414.65	10 548.93	25 048.34	-6.26
T3	2 031.76	8 234.12	8 560.75	18 826.63	20.14
T4	2 046.40	12 467.36	10 166.33	24 680.09	-4.69

3　讨　论

3.1　不同工艺对腐熟效果的影响

堆体温度反映堆肥过程中微生物活性变化和有机物降解程度，是评价堆肥效果的重要指标。本研究中各处理分别经历了升温期、高温期、降温期和腐熟期 4 个时期。研究表明，堆体的高温阶段可以有效地杀死病原菌和有害虫卵，减少恶臭气体的产生，消除不利于植物生长的有害物质[14, 18-19]。T2、T4 在翻抛后出现二次升温，这可能是因为对其进行翻抛，使得物料充分二次混合，在微生物的作用下，有机物进一步降解产热所致[20]。T4 较 T2 升温更明显且高温期较长，可能是由于 T4 进行覆膜处理，受外部环境影响较小，保温性更佳，与马双双等[21] 以猪粪为原料的覆膜堆肥研究结论一致。堆肥中后期，易分解的有机物较少，微生物活性降低，各处理温度缓慢降低，直至堆体温度趋于环境温度。在堆肥规模方面，STEGENTA 等[22] 试验堆体约为 420 m^3，堆温峰值为 70 ℃，而用发酵罐[21] 进行覆膜堆肥的温度最高达 57 ℃，说明堆肥规模的大小一定程度上影响堆体温度，导致局部温度过高的问题。4 个处理在堆肥第 2～3 天达到峰值，这可能是由于堆肥初期含氮有机物迅速分解产生铵态氮并生成 NH_3，导致 pH 值迅速升高[14]。第 3 天起，有机物大量分解产生有机酸，导致 pH 值有所下降[18]。覆膜条件下腐熟物料 pH 值较低，可能原因是覆膜会减少进入堆体的空气，使得硝化作用减弱，王丽丽等[23] 在猪粪和秸秆的通风堆肥试验中也发现相近规律，T1、T2 处理的 pH 与 CO_2 的排放呈显著正相关性 (P≤0.05)。EC 值的变化反映了好氧堆肥过程中堆体的可溶性盐分含量，高盐分可对植物产生毒害[24]。T1～T4 处理的 EC 值均在第 2 天降到最低，这与 pH 值的变化趋势相反，可能是因为堆肥初期温度较高，N 以 NH_3 形式流失，导致堆体内水溶性盐含量减少，EC 值降低。在 3～10 d 所有处理均大幅升高，这可能是因为大量有机物降解，释放无机盐和 NH_4^+，随后 EC 值缓慢降低，可能是由于在碱性条件下生成 NH_3 释放[25]。本研究也证实 T1 处理的 EC 值与 VS 和 NH_3 排放呈显著负相关性 (P≤0.05)。各处理 VS 含量差异不大，表明翻抛促进了堆肥过程中挥发性固体的减少[17]。堆体内水分的多少会影响堆肥的发酵效果，也是微生物代谢活动的重要载体[26]，为了降低堆沤肥处理辅料添加，本文将含水率调节至 70%。结果显示，T3、T4 处理的含水率流失较少，这可能是因为在覆膜条件下，水分难以散失在大气中，部分水分又返回堆体[16]。李丹阳等[27] 研究了 5 种初始含水率（55%～75%）对羊粪和秸秆堆肥腐熟度的影响，结果表明，较高含水率处理更有利于物料的腐熟。T2 较 T1 处理含水率较低，这可能是因为翻抛加速了堆体水分的流失[28]。本研究中 VS 在高温期迅速降解，生成水使得含水率升高，但水分在高温的条件下大量散失，总体上 VS 与含水率呈显著相关性 (P≤0.05)。发酵产物中水分可经进一步陈化进行脱除[29]。

种子发芽指数能综合反映堆肥产品的植物毒性[30]。

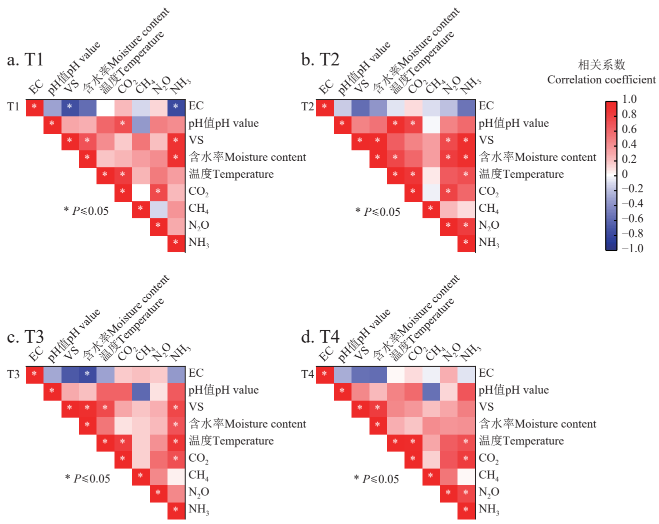
堆肥初期物料中含有大量的铵态氮和小分子有机酸等不利于作物生长的毒性物质，种子几乎不发芽，随着堆肥进程，堆体温度不断升高，硝化作用加强即氨气挥发使得堆肥产品中的有机酸和铵态氮含量降低，对农作物生长的抑制作用减弱，GI 迅速升高[31]。T3 处理的 GI 仅为108.76%，与其他处理相比差异较大，可能是 T3 处理只进行覆膜，升温过程中产生大量水分并回流，LI 等[32] 在研究中发现水分的去除为微生物创造了更加适宜的环境，并有利于物料的腐熟。

3.2 不同工艺对含碳气体的影响

堆肥过程中，CO_2 的产生仅发生在好氧发酵中，排放速率与堆体内氧气含量有关，T2 的排放速率峰值最高，可能是由于 T2 未进行覆膜处理，空气进入堆体，有机质在微生物的作用下降解剧烈，产生大量 CO_2[19]，覆膜处理可以降低 CO_2 的排放速率，并使峰值出现时间后延，这与刘东等[33] 的研究结论一致。CH_4 的生成是堆体内各种微生物一系列连续作用下完成的，研究表明，堆体内较低的含氧量、较高的易分解有机物含量和含水率均有利于产甲烷菌的生命活动[34]。由图 7 可以看出，CO_2 排放与温度呈显著正相关性 ($P\leqslant0.05$)。各处理 CH_4 的排放速率在堆肥第 5 天最低，几乎为 0，第 15 天排放速率最高，可能是由于在堆肥的第 5 天正处于高温阶段，堆体内好氧菌生命活动旺盛，氧气被大量消耗，高温期结束时（15 d)，各处理的氧气含量处于最低值，为产甲烷菌创造了低氧环境，促进了 CH_4 的生成。其中，经覆膜处理（T3）CH_4 累积排放量最低，可能是因为在取样过程中，翻动堆体使得氧气进入，破坏了厌氧环境，产甲烷菌活性降低，张云龙等[17] 和姜新有等[26] 在堆肥研究中也发现这一现象。

3.3 不同工艺对含氮气体的影响

氧化亚氮（N_2O）作为一种温室效应为二氧化碳265 倍的温室气体，主要在堆肥过程中的硝化和反硝化过程中产生，李云等[35] 研究发现，降温期和厌氧环境下更有利于 N_2O 的生成。由图 5 可知，经覆膜处理的 T3、T4 排放速率较 T1、T2 略有降低，可能是由于堆体内氧气不充足，氮素更多的发生氨化作用，NH_4^+不稳定并以 NH_3 的形式散失[18]。T4 较 T3 的排放速率更低，可能是由于翻抛使氧气进入堆体内，硝化作用加剧，并破坏厌氧环境，减少了 N_2O 的产生。进一步比较 T1、T3 处理，在不进行翻抛的前提下，覆膜处理的 N_2O 累积排放量提升 29.41%，原因可能是在膜覆盖的作用下，厌氧环境更有利于反硝化细菌将硝酸盐还原成 N_2O 等含氮气体[36-37]。T2 处理的 N_2O 排放与堆体的 VS 和含水率呈显著正相关性 ($P\leqslant0.05$)，而其他处理无此特征，可能的原因是 T2 处理进行了翻抛且未覆膜，使得有足够的空气通入，VS 的降解主要发生在好氧过程中，而 N_2O 主要在厌氧过程的反硝化作用的条件下产生，形成了此相关特征，其他处理不具有此类环境，二者的相关性不明显。研究显示，NH_3 的挥发对氮损失有重要作用，10%～25% 氮以 NH_3 形式流失[38]。本试验中添加覆膜处理的 NH_3 排放量明显高于未覆膜处理，这可能是因为覆膜处理会有冷凝水回流，抑制堆体硝化作用的进行，更多的 NH_4^+以 NH_3 的形式散失，排放量最大的 T4 处理较排放量最小的 T1 处理增加了 91.24%。YUAN 等[39] 在城市垃圾堆肥试验中发现，堆体物料较高的含水率会增加好氧发酵过程中的 NH_3 排放，这与本研究结论一致。本试验对照组 NH_3 排放与 EC 值呈显著负相关性 ($P\leqslant0.05$)，与 VS 和含水率呈显著正相关性 ($P\leqslant0.05$)。



注 (Note)：EC: electrical conductivity, VS: volatile solids.

图 7 堆肥过程中腐熟度指标与气体指标相关性分析

Fig.7 Correlation analysis between maturity indexes and gas indexes during composting

4 结 论

1)4 个处理堆肥的种子发芽指数分别为 131.33%、134.49%、108.76% 和 136.24%，均满足堆肥产品的腐熟度要求。翻抛促进了堆体的升温，覆膜可提高堆体的保温性。

2) 翻抛有利于 CO_2、N_2O 和 NH_3 的排放，而覆膜抑制了 N_2O 的生成。

3) 根据温室效应分析，覆膜处理可以有效降低增温潜势，减排率为 20.14%。综合来看，推荐堆沤+覆膜工艺作为中小规模养殖场粪污处理的优化工艺。

[参 考 文 献]

[1] 许佳瑜，李庆达，胡军，等. 好氧堆肥环境控制现状综述 [J]. 南方农机，2019，50（21）：15，33.
XU Jiayu, LI Qingda, HU Jun, et al. Review of environmental control of aerobic composting[J]. Forum of South China, 2019, 50(21): 15, 33.

[2] 宋建红，史玉萍，黄文革，等. 肉牛粪污资源化利用现状调查分析与对策[J]. 中国牛业科学，2018，44(4)：80-81.
SONG Jianhong, SHI Yuping, HUANG Wenge, et al. Investigation and countermeasures of present situation of resource utilization of beef cattle manure[J]. Chinese Cattle Science, 2018, 44(4): 80-81. (in Chinese with English abstract)

[3] 荣柏庆. 我国畜牧业发展现状及发展趋势研究[J]. 现代交际，2019(6)：239-240.

RONG Boqing. Study on the present situation and development trend of animal husbandry in China[J]. Modern Communication, 2019(6): 239-240. (in Chinese with English abstract)

[4] 刘光莉. 畜禽固体粪便好氧堆肥技术[J]. 四川畜牧兽医，2022，49(3)：44.
LIU Guangli. Aerobic composting technology of livestock and poultry solid manure[J]. Sichuan Animal & Veterinary Sciences, 2022, 49(3): 44.

[5] 卢洋洋. 不同菌种组合对牛粪好氧堆肥发酵的影响研究 [D]. 呼和浩特：内蒙古农业大学，2020.
LU Yangyang. Effect's of Different Combinations of Strains on Aerobic Composting Fermentation of Cow Manure[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2020. (in Chinese with English abstract)

[6] 朱海生，左福元，董红敏，等. 堆体规模对牛粪堆肥氨气和温室气体排放的影响[J]. 西北农林科技大学学报（自然科学版），2018，46(5)：77-84.
ZHU Haisheng, ZUO Fuyuan, DONG Hongmin, et al. Effect of pile scale on emissions of ammonia and greenhouse gas during cattle manure composting[J]. Journal of Northwest A & F University(Natural Science Edition), 2018, 46(5): 77-84. (in Chinese with English abstract)

[7] MORAL R , BUSTAMANTE M A , CHADWICK D R , et al. N and C transformations in stored cattle farmyard manure, including direct estimates of N_2 emission[J]. Resources, Conservation & Recycling, 2012, 63: 35-42.

[8] 巴士迪，张克强，杨增军，等. 奶牛粪便翻堆式与槽式堆肥过程气体排放规律及养分损失原位监测[J]. 生态环境学报，2021，30(2)：420-429.
BA Shidi, ZHANG Keqiang, YANG Zengjun, et al. The in-situ monitoring of gas emissions and nutrient losses from turning and trough composting of dairy manure[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, 30(2): 420-429. (in Chinese with English abstract)

[9] 刘超. CO_2 浓度升高对稻田碳通量及综合增温潜势的影响[D]. 南京：南京信息工程大学，2023.
LIU Chao. Effects of Elevated CO_2 Concentration on Carbon Flux and Comprehensive Global Warming Potentials in Paddy Fields[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2023. (in Chinese with English abstract)

[10] 闫实，郭宁，韩贵成，等. 牛粪与蔬菜秸秆堆肥氮转化及温室气体排放研究[J]. 中国农技推广，2019，35(11)：63-67，54.
YAN Shi, GUO Ning, HAN Fucheng, et al. Study on nitrogen transformation and greenhouse gas emission of cow manure and vegetable straw composting[J]. China Agricultural Technology Extension, 2019, 35(11): 63-67, 54. (in Chinese with English abstract)

[11] 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 Series, 2006, 1293: 311-314.

[12] 徐鹏翔，沈玉君，周海宾，等. 原料含水率对筒仓式反应器堆肥氮素转化的影响[J]. 中国农业大学学报，2021，26(11)：180-188.
XU Pengxiang, SHEN Yujun, ZHOU Haibin, et al. Effects of the moisture content of raw material on nitrogen transformation during composting in silo reactor[J]. Journal of China Agricultural University, 2021, 26(11): 180-188. (in Chinese with English abstract)

[13] ROMERO C M, LI C, OWENS J, et al. Nutrient cycling and greenhouse gas emissions from soil amended with biochar-manure mixtures[J]. Pedosphere, 2021, 31(2): 289-302.

[14] LUNGA D D, BRYE K R, SLAYDEN J M, et al. Evaluation of site position and tillage effects on global warming potential from furrow-irrigated rice in the mid-southern USA[J]. Geoderma Regional, 2023, 32: e00625.

[15] 李季，彭生平. 堆肥工程实用手册[M]. 北京：化学工业出版社，2011.

[16] 蔡海森. 鸡粪与稻壳堆肥影响因素的研究[D]. 哈尔滨：东北农业大学，2015.
CAI Haisen. Research on Composting of Chichen Manure and Rice Husk[D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2015. (in Chinese with English abstract)

[17] 张云龙，宋明淦，李秀芬，等. 磷酸盐添加对快速好氧堆肥过程 pH 及腐熟效果的影响[J]. 环境化学，2020，39(7)：1996-2004.
ZHANG Yunlong, SONG Minggan, LI Xiufen, et al. Effect of phosphate addition on pile pH and maturity during rapid aerobic composting process[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(7): 1996-2004. (in Chinese with English abstract)

[18] WANG Y, AKDENIZ N. Co-composting poultry carcasses with wood-based, distillers' grain and cow manure biochar to increase core compost temperatures and reduce leachate's COD[J]. Waste Management, 2023, 161: 84-91.

[19] WANG G, KONG Y, YANG Y, et al. Composting temperature directly affects the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in livestock manure[J]. Environmental Pollution, 2022, 303: 119174.

[20] 张佐忠，萨仁高娃，要利仙，等. 基于堆肥温度条件下的粪污发酵剂成分及堆肥效果分析[J]. 畜牧兽医科学（电子版），2021(2)：1-4.
ZHANG Zuozhong, SARENGOVA, YAO Lixian, et al. Analysis of composition of manure starter and composting effect based on composting temperature[J]. Graziery Veterinary Sciences(Electronic Version), 2021(2): 1-4. (in Chinese with English abstract)

[21] 马双双，孙晓曦，韩鲁佳，等. 功能膜覆盖好氧堆肥过程氨气减排性能研究[J]. 农业机械学报，2017，48(11)：344-349.
MA Shuangshuang, SUN Xiaoxi, HAN Lujia, et al. Reduction of ammonia emission during membrane-covered aerobic composting[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(11): 344-349. (in Chinese

with English abstract)

[22] STEGENTA-DABROWSKA S, SOBIERAJ K, ROSIK J, et al. The development of anammox and chloroflexi bacteria during the composting of sewage sludge[J]. Sustainability, 2022, 14(16): 10248.

[23] 王丽丽，许雷，姚纪宇，等. 堆肥废气余热回用对寒区好氧堆肥的影响[J]. 农业工程学报，2022，38(7)：237-244.
WANG Lili, XU Lei, YAO Jiyu, et al. Effects of preheating ventilation air using exhaust gas on aerobic composting in cold regions[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(7): 237-244. (in Chinese with English abstract)

[24] 赵晨阳，李洪枚，魏源送，等. 翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程温室气体和氨气排放的影响[J]. 环境科学，2014，35(2)：533-540.
ZHAO Chenyang, LI Hongmei, WEI Yuansong, et al. Effects of turning frequency on emission of greenhouse gas and ammonia during swine manure windrow composting[J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 533-540. (in Chinese with English abstract)

[25] TAO F, SHANGGUAN H, WU J, et al. Insight into the synergistic effects of conductive biochar for accelerating maturation during electric field-assisted aerobic composting[J]. Bioresource Technology, 2021, 337: 125359.

[26] 姜新有，王晓东，周江明，等. 初始 pH 值对畜禽粪便和菌渣混合高温堆肥的影响[J]. 浙江农业学报，2016，28(9)：1595-1602.
JIANG Xinyou, WANG Xiaodong, ZHOU Jiangming, et al. Effects of initial pH values on maturity and nitrogen loss during co-composting of pig manure and edible fungus residue[J]. Acta Agriculturae Zhejiangensis, 2016, 28(9): 1595-1602. (in Chinese with English abstract)

[27] 李丹阳，马若男，亓传仁，等. 含水率对羊粪堆肥腐熟度及污染气体排放的影响[J]. 农业工程学报，2020，36(20)：254-262.
LI Danyang, MA Ruonan, QI Chuanren, et al. Effects of moisture content on maturity and pollution gas emissions during sheep manure composting[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(20): 254-262. (in Chinese with English abstract)

[28] HALDER J N, KANG T, YABE M, et al. Development of a quality certification and maturity classification method for liquid fertilizer by measuring the electrical conductivity (EC) of swine manure[J]. Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University, 2017: 205-212.

[29] 蒋海燕，雷平，杜东霞，等. 发酵床陈化垫料堆肥效果研究[J]. 家畜生态学报，2018，39(4)：59-62.
JIANG Haiyan, LEI Ping, DU Dongxia, et al. Study on composting effect of aging litter for fermentation-bed[J]. Journal of Domestic Animal Ecology, 2018, 39(4): 59-62. (in Chinese with English abstract)

[30] 尹思倩，张文明，常馨怡，等. 鸡粪和羊粪混合发酵对堆肥优势细菌演替和碳氮损失的影响[J]. 甘肃农业大学学报，2023，58(1)：193-201，213.
YIN Siqian, ZHANG Wenming, CHANG Xinyi, et al. Effects of mixed fermentation of chicken manure and sheep manure on the dominant bacteria succession and loss of carbon and nitrogen in compost[J]. Journal of Gansu Agricultural University, 2023, 58(1): 193-201,213. (in Chinese with English abstract)

[31] SILLERO L, PEREZ M, SOLERA R. Temperature-phased enhanced the single-stage anaerobic co-digestion of sewage sludge, wine vinasse and poultry manure: Perspetives for the circular economy[J]. Fuel, 2023, 331: 125761.

[32] LI S Y, LI J J, YUAN J, et al. The influences of inoculants from municipal sludge and solid waste on compost stability, maturity and enzyme activities during chicken manure composting[J]. Environmental Technology, 2017, 381770-1778.

[33] 刘东，孙剑平，王莹莹，等. 工厂化堆肥温室气体排放和氨气同位素特征[J]. 应用生态学报，2022，33(6)：1451-1458.
LIU Dong, SUN Jianping, WANG Yingying, et al. Characterization of greenhouse gas emissions and stable isotopic composition of ammonia during industrial composting process[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(6): 1451-1458. (in Chinese with English abstract)

[34] 麦旭东，谭军利，王西娜，等. 辅料及工艺参数对干旱地区污泥堆肥物理指标动态变化的影响[J]. 环境工程学报，2022，16(8)：2682-2690.
MAI Xudong, TAN Junli, WANG Xina, et al. Effects of auxiliary materials and pile-turning technique on the dynamical changes of some physical index of sludge composite in northwest arid region[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(8): 2682-2690. (in Chinese with English abstract)

[35] 李云，邱慧珍，张建斌，等. 添加过磷酸钙和糠醛渣对好氧堆肥过程中氨气排放和氮素转化的影响[J]. 环境工程学报，2021，15(12)：3992-4000.
LI Yun, QIU Huizhen, ZHANG Jianbin, et al. Effects of superphosphate and furfural residue addition on NH_3 emissions and nitrogen conversion during the aerobic composting[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(12): 3992-4000. (in Chinese with English abstract)

[36] 杨佳，王国英，唐若兰，等. 生物炭和菌剂对羊粪微好氧堆肥腐熟度和温室气体排放的影响[J]. 农业工程学报，2022，38(10)：224-231.
YANG Jia, WANG Guoying, TANG Ruolan, et al. Effects of biochar and microbial inoculum on maturity and greenhouse gas emissions during microaerobic composting of sheep manure[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(10): 224-231. (in Chinese with English abstract)

[37] 袁京，刘燕，唐若兰，等. 畜禽粪便堆肥过程中碳氮损失及温室气体排放综述[J]. 农业环境科学学报，2021，40(11)：

2428-2438，2590.
YUAN Jing, LIU Yan, TANG Ruolan, et al. A review of carbon and nitrogen losses and greenhouse gas emissions during livestock manure composting[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(11): 2428-2438,2590. (in Chinese with English abstract)
[38] OSADA T, KURODA K, YONAGA M. Determination of nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from a swine waste composting process[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2000, 2(1): 51-56.
[39] YUAN J, ZHANG D, MA R, et al. Effects of inoculation amount and application method on the biodrying performance of municipal solid waste and the odor emissions produced[J]. Waste Management, 2019, 93: 91-99.

Effects of different processes on gas emission during composting of cow manure

SHAO Haochen[1,2,3], YI Shujuan[3], SHEN Yujun[1,2], MENG Haibo[1,2], DING Jingtao[1,2], CHENG Hongsheng[1,2], ZHOU Haibin[1,2※], ZHANG Dongli[1,2]

(1. *Institute of Energy and Environmental Protection*, *Academy of Agricultural Planning and Engineering*, *Ministry of Agriculture and Rural Affairs*, *Beijing* 100125, *China*;　2. *Key Laboratory of Technology and Model for Cyclic Utilization from Agricultural Resources*, *Ministry of Agriculture and Rural Affairs*, *Beijing* 100125, *China*;　3. *College of Engineering*, *Heilongjiang Bayi Agricultural University*, *Daqing* 163319, *China*)

Abstract: Composting manure is one of the most important ways to treat livestock manure in China. Large-scale breeding is an ever-increasing high demand for animal products, particularly with the rapid development of animal husbandry. A large number of discharged livestock manure has posed a serious risk to environmental protection. Composting has been widely used as an efficient technology for the resource utilization of manure. But there is some CO_2, CH_4, N_2O and NH_3 emission in the period of composting. The loss of material nutrients can reduce the fertilizer efficiency of compost products, leading to secondary pollution and the global greenhouse effect. The current treatment of cattle manure cannot fully meet the large-scale production, due to the simple composting in the low-scale of beef cattle farms. This study aims to explore the emission regularity and greenhouse effect of different composting treatments on greenhouse gases and ammonia. A 71 d experiment was also conducted on cattle manure composting in the Miyun District of Beijing, China. Cattle manure and corn stalks were selected as the raw materials. Four treatments were set (static composting, T1; composting + turning, T2; composting + film mulching, T3; turning + film mulching, T4). The results showed that the highest temperatures of T1, T2, T3 and T4 were 67.70℃, 70.13℃, 63.12℃, and 67.18℃, respectively, while the duration of high-temperature period (> 55℃) was 11, 11, 4 and 13 days, respectively. The initial moisture content of the four experimental groups was 70.01%, indicating a downward trend on the whole, especially in the high-temperature period. On the 14th day, the moisture contents of each treatment decreased by 30.92%, 29.25%, 35.94%, and 35.94% respectively. In the middle period of composting, the moisture contents of T1 and T4 treatments rebounded and increased, but they were still decreasing on the whole. At the later stage of composting, the moisture contents of each treatment were 29.66%, 15.63%, 37.05% and 41.38%, respectively, with decrease rates of 57.63%, 77.67%, 47.08%, and 40.89%, respectively. The germination indexes of the four treatments were 131.33%, 134.49%, 108.76%, and 136.24%, respectively, which all met the maturity requirements of compost products (≥70%). The turning promoted the temperature rise of the pile from the index of temperature and maturity. Both T2 and T4 treatments showed that the secondary temperature rose on the second day of turning. The heat preservation of the pile was improved by covering it with plastic film. All four treatments had rapidly raised the temperature for the high temperature to kill the harmful bacteria, thus making the pile harmless. The tipping point was beneficial to the emission of CO_2, N_2O and NH_3, according to the gas emission. The plastic film mulching also inhibited the generation of N_2O. The warming potentials of the four treatments were 23 573.33, 25 048.34, 18 826.63, and 24 680.09 g/(d·m^2), respectively, at the end of composting. The warming potential of the T3 treatment was the lowest, while the emission reduction rate was 20.14%, compared with the T1 treatment. Therefore, T3 treatment can be expected to effectively reduce the warming potential to the maturity of compost products. This finding can provide technical guidance to optimize the practice selection of composting in small and medium-sized farms.

Keywords: manure; composting; ammonia; greenhouse gas; warming potential