

猪粪固体自然堆放方式下含氮气体排放规律及其影响因素研究

袁玉玲^{1,2}, 王立刚^{2*}, 李虎², 丁钢强³, 韩圣慧⁴, 魏建宏^{5*}

(1.湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 2.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业部面源污染控制重点实验室, 中国农业科学院-美国新罕布什尔大学可持续农业生态系统研究联合实验室, 北京 100081; 3. 广东工业大学, 广州 510006; 4.中国科学院大气物理研究所, 北京 100029; 5.湖南农业大学生物科学技术学院, 长沙 410128)

摘要:针对我国畜禽固体废弃物自然堆放管理过程中含氮气体排放欠缺系统研究、排放规律尚不清晰的现状,以长江流域生猪固体废弃物典型自然堆放方式为例,采用静态箱-气相色谱法、化学发光法、磷酸甘油溶液吸收法对猪粪固体堆放下 N_2O 、 NO_x 和 NH_3 3种主要含氮气体排放进行了一个堆肥周期的系统观测,深入研究了猪粪固体堆放管理方式下3种含氮气体排放规律及其影响因素。一个堆肥周期的试验结果表明:在固体贮存堆体最初含水量较多的情况下, NH_3 前期排放较多,后期排放比较少,受堆体氨态氮浓度影响较大。 N_2O 和 NO_x 的排放规律基本相同,都呈现前期排放量较小,后期排放增多的态势,这与降雨导致的酸性环境加剧硝化反硝化作用有关。堆体表面与堆体内部剖面 N_2O 的排放趋势基本相同,而堆体下部土壤剖面的 N_2O 受堆体影响较小。

关键词:猪粪;固体贮存;含氮气体;影响因素

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)07-1422-07 doi:10.11654/jaes.2014.07.024

Nitrogenous Gas Emissions from Solid Swine Manure Under Natural Composting Conditions

YUAN Yu-ling^{1,2}, WANG Li-gang^{2*}, LI Hu², DING Gang-qiang³, HAN Sheng-hui⁴, WEI Jian-hong^{5*}

(1.College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2.Ministry of Agriculture Key Laboratory of Non-point Source Pollution Control, CAAS-UNH Joint Laboratory for Sustainable Agro-ecosystem Research, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3.Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China; 4.Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China; 5.College of Bioscience and Biotechnology, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: In China growing livestock industries are arousing public concerns over the environmental quality, especially atmospheric environment. In this study, we collected emission data of three nitrogenous gases, nitrous oxide (N_2O), nitrogen oxides (NO_x) and ammonia (NH_3), from naturally composted swine manure piles in Changsha, Hunan, China, during one composting period (53 days). A statistic chamber was employed for sampling gases and gas-chromatography for quantifying gas concentrations. The daily emission rate of NH_3 was the highest at the beginning of the composting, then decreased rapidly during the following 14 days, and kept relatively low during the rest time of the experiment; The emissions of N_2O and NO_x were initially low but gradually increased. The emissions of nitrogenous gases from the surface and inside of the compost piles showed roughly similar patterns. Since no ammonium or nitrate in the compost piles were measured at the beginning, it could be hypothesized that the initial high NH_3 emissions could result only from urea or dissolved NH_3 in the original manure while emissions of N_2O or NO_x could be related to increased moisture or nitrate at the late stage of the composting process. Further studies are needed to prove or disprove the hypotheses.

Keywords: solid swine manure; compost; nitrogenous gas; influencing factors

收稿日期:2014-01-02

基金项目:973项目(2012CB417104);公益性行业(农业)科研专项资助项目(201103039)

作者简介:袁玉玲(1989—),女,汉族,湖南长沙人,硕士研究生,主要从事农业畜禽废弃物管理温室气体排放研究。

E-mail:yuanyuling890626@163.com

*通信作者:王立刚 E-mail:wangligang@caas.cn;魏建宏 E-mail:wjh111666@163.com

中国是畜禽养殖大国,养殖集约化程度的提高而带来的生态环境问题也随之出现^[1]。环保部和农业部最新公布的数字显示,2010 年全国畜禽养殖业氨氮排放量达到了 65 万 t,占全国排放总量的 1/4,占农业源污染的 79%^[2],损失途径主要包括氮径流、氮淋溶和含氮气体排放等方面^[3-4]。固体堆放贮存是我国最为常见的畜禽粪便处理方式,但目前侧重于不同堆放贮存方法和肥效等方面的研究^[5-9],对固体堆放贮存过程中气体排放的研究则相对缺乏。 N_2O 是仅次于 CO_2 和 CH_4 的第三大温室气体,其增温潜势是 CO_2 的 298 倍^[10],且滞留在大气中的时间长达 120 年,具有强烈的温室效应。1994 年中国畜禽粪便 N_2O 排放量约为 44 Gg(不包括放牧过程中 N_2O 排放),占农业源 N_2O 总排放的 5.56%^[11]。在固体堆放贮存过程中,由于硝化和反硝化交替作用,会有 0.02%~9.9% 的初始氮以 N_2O 的形式挥发^[12-13]。 NH_3 是酸雨的催化物质和臭气排放的主要成分,威胁生态环境和人类健康^[14]。 NH_3 也是固体堆放贮存过程中氮素损失的最主要途径,一般研究认为其挥发占总损失氮素的 46.8%~77.4%^[15]。 NO_x 虽然不属于温室气体,但它是堆肥过程中氮素损失的途径之一^[16],且对对流层臭氧和酸雨的形成有很重要的作用。在固体堆放贮存和堆肥过程中为减少氮素的损失,目前主要方法是改变工艺条件或者加入添加剂等^[15,17-18]。江滔等^[17]在冬季堆肥中发现通过翻堆可以减少 N_2O 的排放,但同时增加了 NH_3 的排放,覆盖可以减少 NH_3 的排放且对 N_2O 影响不大;罗一鸣等^[18]通过实验得出加入过磷酸钙添加剂可以减少温室气体的排放。目前国内猪粪固体堆放贮存乃至堆肥过程中对含氮气体(NH_3 、 N_2O 、 NO_x)的研究主要针对其中的一种或者两种气体进行^[19-22],对三种气体同时进行研究则相对较少^[23]。鉴于此,本文以长江流域湖南省农村典型猪粪固体堆放贮存方式为例,对猪粪固体堆放贮存方式下 3 种含氮气体进行同步监测,并结合堆体内部以及堆体底部土壤剖面 N_2O 气体排放情况,探讨此种方式下 3 种含氮气体排放规律及其影响因素,为科学评价猪粪固体堆放贮存管理方式下含氮气体排放及其减排技术的提出提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

本试验点位于湖南省长沙市湖南农业大学试验站内。固体堆放贮存方式参照周边农村猪粪堆放的传统方式进行,以猪粪为原料,蘑菇渣作为碳氮和水分

调理剂与猪粪混合进行堆放。猪粪来自湖南农业大学附近养猪场,蘑菇渣来自湖南农业大学附近蘑菇种植基地。原料的理化性状见表 1。

表 1 固体堆放贮存原料的理化性质

Table 1 Characteristics of solid raw materials used for composting

成分	含水率/%	总有机质/ %,干基	氨氮/ $g \cdot kg^{-1}$	硝氮/ $g \cdot kg^{-1}$	TN/ $g \cdot kg^{-1}$, 干基	C/N
猪粪	74.00	75.00	0.04	0.15	41.53	5.95
蘑菇渣	32.00	83.00	0.00	0.09	24.39	11.17
混合后	67.00	76.00	0.06	0.15	37.70	6.81

本试验于 2013 年 3 月 28 日—5 月 20 日进行。堆放贮存体积为底面积 1.5 m×1.5 m、高 0.6 m 的锥形堆体。将猪粪和蘑菇渣以质量比 8:1 的比例混合,猪粪为 400 kg,蘑菇渣 50 kg。设置 3 次重复。整个堆放贮存试验周期内不进行翻堆处理。

1.2 样品的采集与分析

主要监测固体贮存堆体表面 3 种含氮气体 N_2O 、 NO_x 和 NH_3 排放通量,在堆体内部剖面以及其底面土壤剖面设置气体轮廓线提取器,定期采集监测 N_2O 浓度。在监测气体的同时监测堆体不同层次物质理化性状(含水率、pH、硝态氮、氨态氮、总氮),同一时期监测堆体不同层次内部温度的变化。

1.2.1 N_2O 采集与测定

采集时间及频率:以固体堆放贮存时间起计,气体采样时间定为上午 9:00—11:00。堆体表面 N_2O 采集频率为前期(第 1~21 d)隔天采集气样,中期(第 22~37 d)每隔 3 d 采集气样,后期(第 38~53 d)每隔 6 d 采集气样。堆体内部剖面 and 堆体底部土壤剖面采样频率为前 5 d 隔天采集气样,随后频率与堆体表面 N_2O 采集频率相同。

考虑到堆体的不规则性和获取数据的准确性,本研究在原先采样箱的基础^[24]上,根据堆体形状和监测要求对堆体表面 N_2O 气体采集箱进行了改造。由原先的小静态箱改造为大静态箱,采样箱规格为 1 m×1 m×0.9 m,在不扰动堆体表面状态下置于堆体上,箱体与堆体周围土壤表面用塑料薄膜和土密封,保障箱体的密闭性。在采样箱的顶部、东部、南部 3 个方向上设定采气口,分别连接 60 mL 的气密注射器,每隔 5 min 收集一次气体,每个采样点都采集 5 次气样。每次采气样的同时测量环境温度、湿度,以及采样箱内、堆体内部、土壤剖面的温度。当天采集的气体当天用气相色谱仪(安捷伦 7890A)进行监测。依据浓度值计算堆体表面气体排放通量,即单位时间单位面积排放的气

体质量,公式为^[25]:

$$f = \frac{\Delta m}{A \cdot \Delta t} = h \cdot \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{M \times 273}{22.41 \times (273 + \frac{T_1 + T_2}{2})} \times 60$$

式中: f 为气体排放通量, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; m 为 N_2O 气体中N素质量, μg ; A 为采样箱的横截面积, m^2 ; h 为采样箱的高度, m ; $\frac{\Delta C}{\Delta t}$ 为单位时间气体样品的浓度变化量, $\times 10^{-9} \text{ min}^{-1}$; M 为1 mol N_2O 中对应的N元素摩尔质量, $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$; $273/(273 + \frac{T_1 + T_2}{2})$ 为温度校正系数; T_1 和 T_2 为取第1个和最后1个样品时罩内气体温度, $^{\circ}\text{C}$ 。

3个方向 N_2O 排放通量的平均值即为堆体表面单位面积的排放量。

为了进一步表征堆体内部和土壤内部对堆体表面 N_2O 气体的产生与贡献率,本研究设置了固体贮存堆体内部与堆体底面土壤剖面 N_2O 气样的采集。在堆体内部从下到上0、20、40、60 cm的4个层次3个方向,以及距堆体底部水平面从上到下土壤剖面20、40、60 cm处,安放自制气体采样器和热电偶温度传感器。按照堆体 N_2O 气体采样的频率采样,采集的气体当天用气相色谱仪(安捷伦7890A)测定 N_2O 的浓度。堆体内部和堆体底面土壤剖面不同层次 N_2O 气体浓度的换算公式为:

$$G = \frac{1.06 \times A}{C}$$

式中:1.06为标气浓度, $\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1}$; G 为 N_2O 气体浓度, $\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1}$; C 为标气峰面积; A 为气体样品的峰面积。

1.2.2 NH_3 的采集与测定

堆体表面 NH_3 的采集采用磷酸甘油吸收法,将装有浸过15 mL磷酸甘油溶液的海绵的PVC硬质塑料管罩在堆体三个方向上,罩体内装有上下两块海绵,在采样后2 h将装置轻轻提起,将下层海绵放入盛有300 mL KCl ($1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$)的塑料瓶中,用塑料膜封口,再旋紧瓶盖,避免运输过程中液体外漏,密封标记后带回实验室待测。 NH_3 采集频率与堆体表面 N_2O 气体采集频率相同。 NH_3 挥发计算公式为^[26]:

$$f = \frac{C \times V \times 10^{-3}}{A \times t}$$

式中: f 为氨气排放通量, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; C 为浸提液中氨氮的含量, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 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 ; t 为采样时间, h 。

1.2.3 NO_x 采集与测定

NO_x 气体的采集在堆体表面采集 N_2O 气样之前

和之后采样2次,用抽气泵从静态箱顶部抽3 L左右的气体作为 NO_x 的起始和结束的气样,并记录好采气的时间,当天采集的气样带回实验室用 $\text{NO}-\text{NO}_2-\text{NO}_x$ Analyzer仪器测定, NO_x 排放通量计算公式同 N_2O 。

1.2.4 固体样品采集和测定方法

固体样品采集频率:实验前6 d隔天采一次固样,第6 d~41 d每隔3 d采一次固样,第41 d至最后每隔6 d采一次固样。

按照采样频率,使用小铁锹采集表层、中层、深层样品500 g,混合均匀,以四分法获取样品,存放于自封袋带回实验室分析。将采集的固体样品分成2份,一份用来当天测定固体贮存样品中含水率、有机质、pH,一份放入 -20°C 冰柜待测样品中的 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、TN。含水率采用称重法,有机质使用灼烧法,pH用pH计进行测定, NH_4^+-N 、 NO_3^--N 使用流动分析仪测定,TN用碳氮分析仪检测。

1.2.5 数据分析

根据试验设置,3种含氮气体平均值为3个堆体不同取气侧面的平均值加和平均计算得出。采用Excel 2007进行数据处理及作图。

2 结果与分析

2.1 固体贮存堆体的理化特性分析

温度是固体堆放贮存过程的一个主要影响因素。由于本试验堆放周期正处于当地的多雨季节,降雨较多,实验期间降雨量共计348 mm,环境温度起伏波动较大。受降雨和环境温度的影响,堆体温度低且变化范围较小,基本上在 $15\sim 30^{\circ}\text{C}$ 之间变化,变化趋势与环境温度变化趋势基本相同,并且由于受降雨的影响,本试验处理过程中含水率的变化不大(表2),试验周期中第7、21、33、39~41、48、51 d都有20 mm以上的降雨,致使本试验堆体含水量一直在70%左右波动,这也限制了堆体和外界氧气含量的交换,致使堆体通气量不足,好氧微生物活性降低,降低了耗氧反应强度。

堆体有机质含量随着固体堆放贮存时间的进行呈现阶段式递减趋势,表现为贮存前期有机物分解较快,有机质含量降低较为明显;贮存后期的降雨使得堆体内部密度增加,阻碍了气体的扩散,导致整个堆体氧气供应不足,有机质降解速率较低。堆放过程中pH的变化则呈现增加-降低-增加-降低的态势(表2)。堆肥初期,由于有机物质在微生物作用下发生矿化,导致氨氮的产生使得pH升高。随后由于堆体内

部有机酸产生导致 pH 降低;中后期由于有机酸分解和氨氮的产生 pH 升高,末期由于氨气的挥发以及厌氧环境使得有机酸的大量产生而导致 pH 降低。由表 2 可知总氮含量呈现逐渐降低的态势,由堆肥初期的 $37.08 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低到堆肥结束时的 $32.83 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。C/N 比则呈现降低-升高-降低-升高的变化趋势,这也反映了整个堆体微生物活动的变化。

表 2 猪粪固体贮存过程中堆体温度、含水率、pH、有机质、TN 和 C/N 的变化

Table 2 Changes of temperature, moisture content, pH, organic matter, TN and C/N in solid swine manure mixture during composting

时间/ d	堆体温度/ ℃	含水率/ %	pH	有机质/ %, 干基	TN/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	C/N
1	19	69	7.10	75.53	37.08	6.86
3	22	72	7.14	67.39	37.14	6.64
5	23	71	7.27	73.82	36.10	6.66
9	17	72	7.35	72.99	36.32	6.76
13	18	72	7.42	67.49	35.96	6.79
17	20	71	7.01	75.21	35.06	6.93
21	25	72	7.30	66.66	35.82	6.19
25	17	73	7.10	72.78	34.55	6.79
29	18	73	7.20	69.24	34.49	7.01
33	21	75	7.68	68.06	34.04	6.77
37	22	75	7.71	68.27	34.33	6.41
41	21	74	7.12	70.10	33.41	6.78
47	28	72	7.62	73.75	33.03	7.04
53	24	75	6.55	68.02	32.83	6.77

2.2 NH_4^+-N 和 NO_3^--N

由图 1 可知,堆体 NH_4^+-N 含量变化呈现升高-降低-升高-降低的态势,与常勤学等^[7]、顾文杰等^[8]研究结果相同。这主要是由于堆放前期含氮有机物被微生物降解使得 NH_4^+-N 含量增加,在堆肥反应的第 15 d 达到最高值,后期由于硝化反应以及氨气的逸出, NH_4^+-N 含量降低。 NO_3^--N 含量则呈现先增加后减少、后期又增加的态势。这是由于堆体初期温度相对适合硝化细菌的生长,使得 NO_3^--N 含量增加,随后由于堆体未进行翻堆,堆体内部呈厌氧状态,致使 NO_3^--N 减少。 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的最终含量都比初期要高,到固体贮存结束时, NH_4^+-N 含量较贮存初期增加了 37%, NO_3^--N 含量较贮存初期增加了 2%。

2.3 NH_3 排放规律

在整个堆放过程中,氨气排放呈现初期排放量较大,中后期排放较小,逐渐降低的态势(图 2a)。排放高峰出现在试验开始的前几天,最大值排放通量为

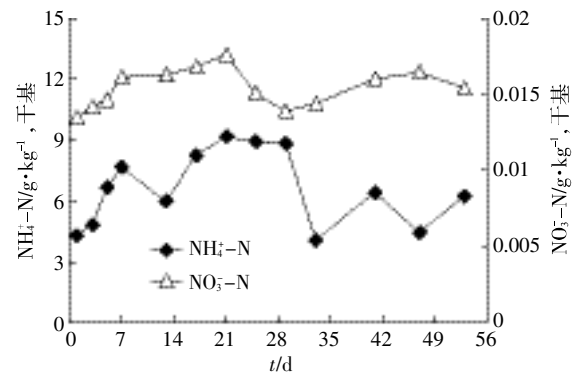


图 1 固体贮存堆体 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量的变化

Figure 1 Changes of ammonium and nitrate from solid swine manure mixture during composting

$103.4 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。这是由于猪粪贮存堆体堆放初期,氨态氮浓度相对较高,且堆体自上而下给下部堆体一个压力,使得堆体释放的氨气较多。随着固体贮存时间的延长,堆体内部的氨态氮浓度达到一个平衡状态,使得氨气排放量减少。中后期出现了两个排放小高峰,可能是因为降雨的冲刷,导致堆体表层颗粒物向下沉淀或流失,内部产生的氨气得以释放。氨气累计排放量则呈现逐渐增加的趋势,堆放前期的累积速率较高,在后期逐渐变小(图 2b)。本试验过程中氨气累计排放量为 70.35 gN ,为初始氮含量的 1.3%。

2.4 NO_x 排放规律

NO_x 排放通量则呈现前期较小,后期排放增多的态势(图 3)。第 37 d 出现了一个排放高峰,排放通量达到 $334.09 \mu\text{gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。究其原因是这段时间一直降雨,一方面加剧了厌氧状态,使得 pH 降低,堆体内部 NO_x 产生量增加;另一方面,雨水的冲刷使得堆体表层颗粒向堆体周边流动,封闭层减少,表面的孔隙增加,使堆体产生的 NO_x 得以排放。后期排放量相对增加可能是降雨将气态氨淋溶为溶解态的铵,而且富含溶解氧的雨水可进一步将铵转化为硝态氮,使硝化反应增强。 NO_x 累计排放量仅为 $225.12 \times 10^{-3} \text{ g}$,排放量相对较小。

2.5 N_2O 的变化

如图 4(a)可知,试验前期 N_2O 排放相对较低,后期排放量较高,与 NO_x 排放通量的变化基本类似。最高排放峰值出现在第 34~37 d,排放峰值达到了 $34 \text{ } 235.77 \mu\text{gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,这与堆体内部后期 N_2O 产生浓度变化趋势相似(图 4b)。后期排放增多是因为第 33~42 d 这段时间持续降雨,使得堆体内部缺少氧气,湿度较高,堆体内部密度增加,阻碍了内部氧气的扩散,导致堆体内部反硝化作用增强。 N_2O 累计排放量 19.7 gN ,造

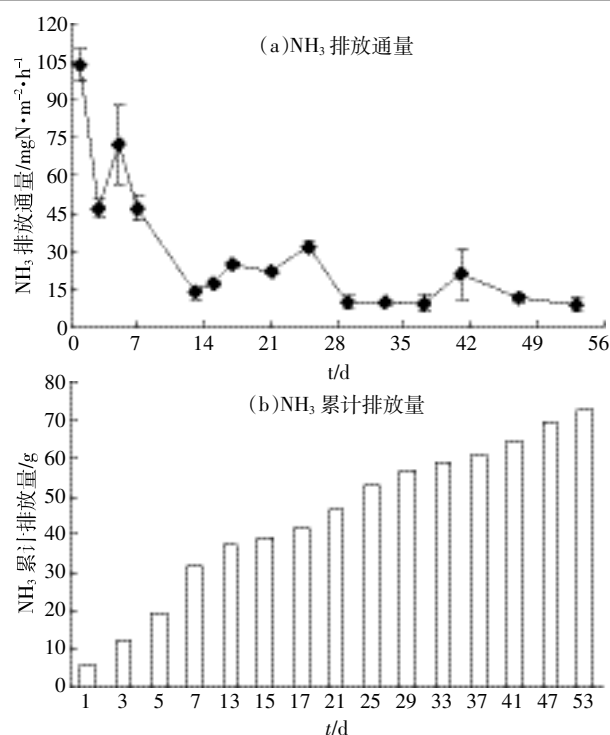
图2 固体贮存过程中 NH_3 的排放

Figure 2 Ammonia emission from solid swine manure mixture during composting

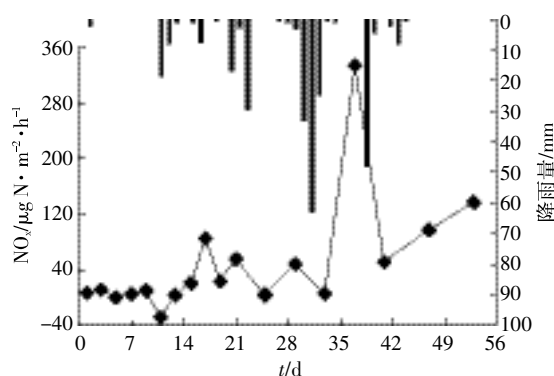
图3 固体贮存过程中 NO_x 的排放

Figure 3 Nitrogen oxide emission from solid swine manure during composting

成的氮损失为初始氮含量的0.4%。

堆体内部剖面 N_2O 排放浓度如图4(b)所示,刚堆上堆体时其内部 N_2O 排放较大,是由于堆体刚堆放,湿度较大,硝化和反硝化微生物相对活跃,在加上堆放时的重力作用,孔隙率下降,导致 N_2O 产生量增加^[27]。但是,由于堆体表层含水率较多,表层形成较为致密的水层,使产生的 N_2O 不易排出,在堆体表面并没有监测到 N_2O 的排放。待堆体稳定后,随着第33~42 d 降雨的增加, N_2O 产生量也随之增加,并释放到

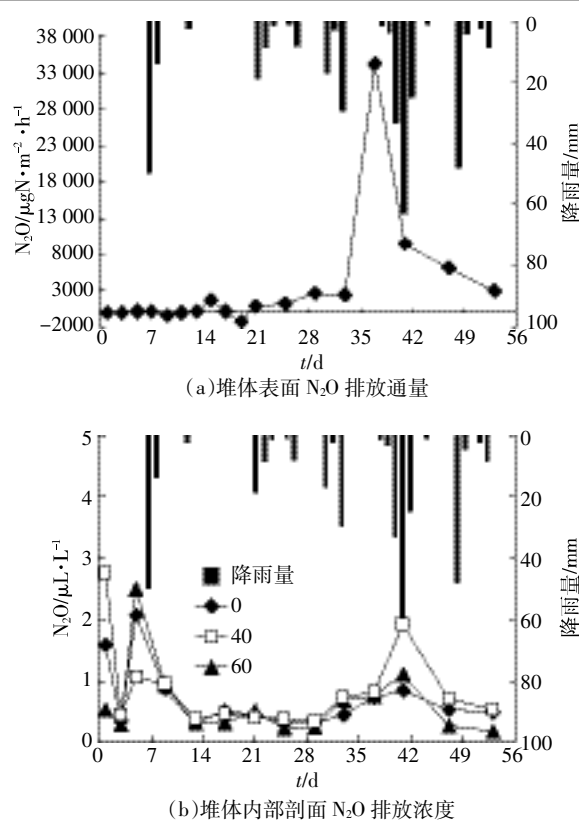
图4 固体贮存过程中 N_2O 的排放

Figure 4 Emissions of N_2O from solid swine manure during composting

堆体外面,表现为堆体 N_2O 排放量的突然增加。从图4(b)可以看出,堆体内部剖面不同层次 N_2O 排放趋势基本相同,堆体内部20 cm(堆体中央部分)产生量较0 cm和40 cm高一些,是堆体 N_2O 产生的主要部位。

而堆体底部土壤剖面三个层次的 N_2O 产生量趋势差别不大,都呈现一直下降的趋势(图4c)。堆放初期出现的产生高峰,是因为堆体刚堆放时,堆体氮素的淋溶和迁移增加了堆体底部土壤的氮素含量,促进了土壤的硝化-反硝化反应,产生了一定量的 N_2O ,随

后土壤 N_2O 产生量逐渐下降。

3 讨论

(1) NH_3 是酸雨形成的重要影响因素,也是畜禽废弃物堆放贮存和堆肥以及有机肥土地利用过程氮素损失的主要途径之一。郑嘉熹等^[28]通过添加改性镁橄榄石后发现猪粪堆体以 NH_3 形式损失的 N 占初始 TN 的 5.74%,可能是由于碱性环境且在外力的作用下有助于氨气的排放。而从本实验氨气的数据来看,其累计排放量为 70.35 gN,为初始氮含量的 1.3%,明显低于大多数研究者的结果。 N_2O 排放规律是前期排放量较小,后期排放增多,可能是后期厌氧环境抑制了 NO_2 氧化成 NO_3 的酶活性,加之降雨的影响使得湿度增加,导致堆体硝化-反硝化作用增强, N_2O 排放量增加。这与郑嘉熹等^[28]采用强制通风反应器以改性赤泥和改性镁橄榄石为添加剂的猪粪堆肥试验以及陆日东等^[29]不同堆放方式对牛粪温室气体排放影响的 N_2O 排放规律相同。郑嘉熹等认为在温度较低的堆肥后腐熟阶段,堆料中有明显 NO_2 -N 的积累,可能是低温影响了将 NO_2 氧化成 NO_3 的酶活性,导致 N_2O 排放增加。陆日东等认为前期温度升高促进了大量氨气挥发,阻碍硝化细菌和反硝化细菌的生长,同时增加粪便中产生 NH_4 -N 的源,有利于后期 N_2O 的产生。但是这些规律与谢军飞等^[30]研究锯末与蛋鸡粪处理的 N_2O 排放规律相反,谢军飞等认为堆肥高温期,由于箱内温度与外界气温有一定的差值,产生了大量的冷凝水,使动物废弃物内部干湿交替,促进了前期氧化亚氮的排放。不同于以往的堆肥试验,本试验为猪粪固体废弃物当地常规堆放贮存方式,主要受外界环境的温度、降雨影响比较大,从 3 种气体的排放峰值来看,前期主要是温度与降雨共同起作用;中期降雨较少,主要是温度影响较大;后期则以降雨影响占主导,但每种气体排放和环境因子之间是否存在定量关系尚未知。如果存在定量关系,该如何定量表达等问题,还需要进一步的探讨。

(2) 通过试验可以看出固体贮存方式下 NH_3 、 N_2O 、 NO_x 的排放与堆体的大小以及温度、降雨、通风等因素有关^[1,7,29-31]。本试验堆体相对较小,容易受周围环境的影响,不易对固体贮存状态下的气体排放进行控制。堆体内部厌氧状态导致反硝化作用增强以及降雨对 N_2O 排放影响较大,与陆日东等^[29]认为干湿交替有助于 N_2O 气体排放研究的情况相同。在自然条件下,环境因素对堆体的含氮气体排放干扰可能较多,在此

状态下含氮气体排放的相互关系及其调控机制还需深入研究。

4 结论

在猪粪堆放固体贮存过程中,氨气在堆肥初期排放量较大,中后期排放较小。而 N_2O 和 NO_x 的排放规律基本相同,都是前期排放量较小,后期排放增多。堆体表面与堆体内部剖面 N_2O 的排放趋势基本相同,堆体下面土壤剖面的 N_2O 受堆体影响较小。三种含氮气体相比较,氨气是其中排放量最多的一种气体,是堆肥过程中氮素损失的最主要途径,而 NO_x 造成的氮损失很少,几乎可以忽略不计。固体贮存方式下 NH_3 、 N_2O 、 NO_x 的排放受堆体的大小以及温度、降雨、通风等因素有关,厌氧状态易导致 N_2O 的排放增加,为减少含氮气体的排放,应定期对堆体进行通风处理。

参考文献:

- [1] 杨宇,魏源送,刘俊新. 不同通风方式对添加镁盐后猪粪堆肥过程中氮磷保存的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(4): 1238-1243.
YANG Yu, WEI Yuan-song, LIU Jun-xin. Impacts of different aeration modes on nutrients conservation during swine manure composting with magnesium salt addition[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(4): 1238-1243.
- [2] 全国畜禽养殖污染防治“十二五”规划[EB/OL]. [2013-1-5]. http://www.gov.cn/gzdt/2013-01/05/content_2304905.htm, 2013-1-5.
The "twelfth five-year" plan of livestock and poultry breeding pollution prevention[EB/OL]. [2013-1-5]. http://www.gov.cn/gzdt/2013-01/05/content_2304905.htm.
- [3] Tiquia S M, Tam N F Y. Fate of nitrogen during composting of chicken litter[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 110(3): 535-541.
- [4] Barrington S, Choiniere D, Tfigui M, et al. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 83(3): 189-194.
- [5] 焦洪超,张洪芳,栾炳志,等. 不同通风量对猪粪好氧堆肥效果的影响[J]. 农业工程学报, 2008, 24(12): 173-177.
JIAO Hong-chao, ZHANG Hong-fang, LUAN Bing-zhi, et al. Effects of ventilation on aerobic composting of swine feces[J]. *Transactions of the CSAE*, 2008, 24(12): 173-177.
- [6] 辛世杰,李剑,王涛,等. 不同微生物菌剂对猪粪堆肥效果的影响[J]. 北方园艺, 2011(23): 141-144.
XIN Shi-jie, LI Jian, WANG Tao, et al. Effect of inoculating different microbial agent on composting process of swine manure[J]. *Northern Horticulture*, 2011(23): 141-144.
- [7] 常勤学,魏源送,刘俊新. 通风控制方式对动物粪便堆肥过程中氮、磷变化的影响[J]. 环境科学学报, 2007, 27(5): 732-738.
CHANG Qin-xue, WEI Yuan-song, LIU Jun-xin. Changes of nitrogen and phosphorus in animal manure composting with different aeration control modes[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(5): 732-738.
- [8] 顾文杰,张发宝,徐培智,等. 不同微生物菌剂对鸡粪好氧堆肥的影响[J]. 广东农业科学, 2010, 37(8): 111-114.

- GU Wen-jie, ZHANG Fa-bao, XU Pei-zhi, et al. Effects of microbial agents on the aerobic composting of chicken manure[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2010, 37(8):111-114.
- [9] 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.
- [10] IPCC. Climate change 2007 synthesis report: Intergovernmental panel on climate change[R]. Valencia, 2007.
- [11] 中华人民共和国气候变化初始国家信息通报[M]. 北京: 中国计划出版社, 2004.
The People's Republic of China initial national communication on climate change[M]. Beijing: China Planning Press, 2004.
- [12] Beck-Friis B, Smars S, Jonsson H, et al. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes[J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 2001, 78(4):423-430.
- [13] Szanto G L, Hamelers H V M, Rulkens W H, et al. NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(14):2659-2670.
- [14] Adrie V, Vinnie W, Bert H. Passively aerated composting of straw-rich pig manure: Effect of compost bed porosity[J]. *Compost Science & Utilization*, 2002, 10(2):114-128.
- [15] 杨延梅, 刘鸿亮, 杨志峰, 等. 控制堆肥过程中氮素损失的途径和方法综述[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2005, 41(2):213-216.
YANG Yan-mei, LIU Hong-liang, YANG Zhi-feng, et al. Methods and techniques in the control of nitrogen loss during the composting: A review[J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 2005, 41(2):213-216.
- [16] Barrington S, Choinibre D, Trigui M, et al. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 83(3):189-194.
- [17] 江滔, Frank Schuchardt, 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 Tao, Frank Schuchardt, LI Guo-xue. 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.
- [18] 罗一鸣, 李国学, Frank Schuchardt, 等. 过磷酸钙添加剂对猪粪堆肥温室气体和氨气减排的作用[J]. 农业工程学报, 2012, 28(22):235-242.
LUO Yi-ming, LI Guo-xue, Frank Schuchardt, et al. Effects of additive superphosphate on NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during pig manure composting[J]. *Transactions of the CSAE*, 2012, 28(22):235-242.
- [19] Hu T J, Zeng G M, Huang D L, et al. Use of potassium dihydrogen phosphate and sawdust as adsorbents of ammoniacal nitrogen in aerobic composting process[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 141(3):736-744.
- [20] 谢军飞, 李玉娥, 等. 密闭箱处理鸡粪的氧化亚氮氨气排放研究[J]. 农业环境保护, 2002, 21(6):524-526, 529.
XIE Jun-fei, LI Yu-e, et al. Emission of nitrous oxide and ammonia from closed composting bins containing layer-hen manure[J]. *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(6):524-526, 529.
- [21] Ogunwande G A, Osunade J A, Adekalu K O, et al. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(16):7495-7503.
- [22] 李冰, 王昌全, 江连强, 等. 化学改良剂对稻草猪粪堆肥氨气释放规律及其腐熟进程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4):1653-1661.
LI Bing, WANG Chang-quan, JIANG Lian-qiang, et al. Effect of chemical amendments on NH_3 emissions and compost maturity during Co-composting of pig manure and straw[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4):1653-1661.
- [23] 黄华, 黄懿梅, 刘学玲, 等. 覆盖处理对猪粪秸秆堆肥中氮素转化和堆肥质量的影响[J]. 环境科学学报, 2013, 33(3):780-788.
HUANG Hua, HUANG Yi-mei, LIU Xue-ling, et al. Effect of covering on nitrogen transformation and the quality of pig manure-straw compost[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(3):780-786.
- [24] Zheng X H, Mei B L, Wang Y H, et al. Quantification of N_2O fluxes from soil-plant systems may be biased by the applied gas chromatograph methodology[J]. *Plant Soil*, 2008, 311(1):211-234.
- [25] 母国宏. 不同土地利用状况下土壤 N_2O 排放及其估算[D]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2008.
MU Guo-hong. N_2O emission and estimation under different land types [D]. Xianyang: Northwest A&F University, 2008.
- [26] 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 Zhao-hui, LIU Xue-jun, JU Xiao-tang, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8(2):205-209.
- [27] 杨延梅, 杨志峰, 张相锋, 等. 底物含氮量对厨余堆肥氮素转化及其损失的影响研究[J]. 环境科学学报, 2007, 27(6):993-999.
YANG Yan-mei, YANG Zhi-feng, ZHANG Xiang-feng, et al. Nitrogen transformation and loss during the composting of wastes with different nitrogen contents[J]. *Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(6):993-999.
- [28] 郑嘉喜, 魏源送, 吴晓凤, 等. 猪粪堆肥过程保氮固磷及温室气体(N_2O)减排研究[J]. 环境科学, 2011, 32(7):2047-2055.
ZHENG Jia-xi, WEI Yuan-song, WU Xiao-feng, et al. Nutrients conservation of N&P and greenhouse gas reduction of N_2O emission during swine manure composting[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(7):2047-2055.
- [29] 陆日东, 李玉娥, 万运帆, 等. 温度对奶牛粪便温室气体排放的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2008, 24(1):29-31.
LU Ri-dong, LI Yu-e, WAN Yun-fan, et al. Effect of temperature on emission of greenhouse gases from cow manure[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2008, 24(1):29-31.
- [30] 谢军飞, 李玉娥, 董红敏, 等. 堆肥处理鸡粪时温室气体排放与影响因素关系[J]. 农业工程学报, 2003, 19(1):192-195.
XIE Jun-fei, LI Yu-e, DONG Hong-min, et al. Influence of different factors on greenhouse gas emissions in composting of layer-hen manure with closed composting bins[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2003, 19(1):192-195.
- [31] 陆日东, 李玉娥, 石锋, 等. 不同堆放方式对牛粪温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3):1235-1241.
LU Ri-dong, LI Yu-e, SHI Feng, et al. Effect of compost on the greenhouse gases emission from dairy manure[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3):1235-1241.