

荣 荣,郑育声,杨林生,等. 生物炭对鸡粪堆肥过程中氨气排放的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(3):236-240.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.03.056

# 生物炭对鸡粪堆肥过程中氨气排放的影响

荣 荣<sup>1</sup>, 郑育声<sup>1</sup>, 杨林生<sup>2</sup>, 方华军<sup>2</sup>, 李治明<sup>1</sup>, 张丰松<sup>2</sup>

(1. 海南大学材料与化工学院生物工程系, 海南海口 570228;

2. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地水循环及地表过程院重点实验室, 北京 100101)

**摘要:**通过鸡粪与玉米叶共堆肥试验,研究小麦秸秆生物炭、稻壳生物炭对共堆肥过程中碳氮比(C/N)、铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)及氨气(NH<sub>3</sub>)挥发的影响。堆肥中2种生物炭分别以干质量分数的5%、10%、15%添加,结果表明,在堆肥过程中,添加3种比例的小麦秸秆生物炭处理(B<sub>1</sub>、B<sub>2</sub>、B<sub>3</sub>)、稻壳生物炭处理(B<sub>4</sub>、B<sub>5</sub>、B<sub>6</sub>)堆体的C/N减少量比对照的C/N减少量分别多0~2、2~4;NH<sub>3</sub>排放浓度较对照分别降低了63.75%、78.44%、91.50%和70.13%、80.75%、92.63%。另外,在堆体NH<sub>3</sub>排放高峰期,添加生物炭堆体的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量均明显低于对照,且NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量随生物炭添加量的增加而减少。由结果可知,生物炭的添加可以降低堆肥过程中NH<sub>3</sub>的挥发并促进保氮过程,且比表面积更大的稻壳生物炭对抑制NH<sub>3</sub>排放的效果更好。

**关键词:**氨气排放;堆肥;生物炭;鸡粪

**中图分类号:** S141.4      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1002-1302(2019)03-0236-04

近年来,我国集约畜牧养殖业迅速发展,畜禽粪便排放总量约为32.6亿t<sup>[1]</sup>。畜禽粪便处置不当会导致氮、磷及重金属添加剂的面源污染,同时畜禽粪便释放的氨气(NH<sub>3</sub>)、硫化氢(H<sub>2</sub>S)等恶臭气体会严重影响空气质量,其中NH<sub>3</sub>还可以与大气中的二氧化硫(SO<sub>2</sub>)和氮氧化物(NO<sub>x</sub>)等酸性物质中和,生成铵盐等二次颗粒物(主要是硫酸铵和硝酸铵),成为大气细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)形成的重要前体物,对霾的形成有重要影响。

农用是我国利用畜禽粪便的主要方式,农用前通常经过堆肥处理。而堆肥过程中会释放出大量NH<sub>3</sub>,不仅污染空气,同时造成氮损失,添加保氮除臭的微生物菌剂以及吸附性材料等可降低NH<sub>3</sub>释放量<sup>[2-3]</sup>。生物炭是由生物质在完全或部分缺氧条件下高温热解形成的一类高度芳香化的难溶性固态物质<sup>[4]</sup>。鸡粪堆肥中添加5%、10%的柳木生物炭可分别降低30%、44%的堆体NH<sub>3</sub>挥发量<sup>[5]</sup>。Chen等在鸡粪堆肥中分别添加了10%玉米秸秆生物炭、竹炭、椰壳生物炭等,发现玉米秸秆生物炭对NH<sub>3</sub>的抑制效果最好,与对照处理(0%)相比NH<sub>3</sub>挥发量降低了(24.8±2.9)%<sup>[6]</sup>。生物炭对

堆肥过程中NH<sub>3</sub>的抑制效果与原材料和表面性质有关<sup>[7-8]</sup>。

我国农作物类有机废弃物年产量在8亿t以上,但其资源化利用率却不高,如何提高有机废弃物利用率也是各方关注的热点<sup>[9]</sup>。将不同作物的有机废弃物制成生物炭作为NH<sub>3</sub>抑制剂已取得良好的效果。然而,目前针对畜禽粪便堆肥过程中生物炭对NH<sub>3</sub>排放及堆肥质量的综合影响效果的研究较少。因此,本试验通过向鸡粪和玉米叶共堆肥中添加不同质量的小麦秸秆生物炭和稻壳生物炭,研究其对碳氮比(C/N)、铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)及氨气挥发的影响,以期对农业有机废弃物资源化利用和抑制畜禽粪便NH<sub>3</sub>排放提供理论依据和方法参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

鸡粪取自北京市昌平区养鸡场,自然风干。玉米叶取自北京市昌平区农田,晾干后破碎至长为3~5cm左右;小麦秸秆生物炭和稻壳生物炭分别购自河南誉中奥农业科技有限公司和浙江国美园艺有限公司。堆肥所用物料的基本性质如表1所示。

表1 堆肥物料基本性质

材料	全碳(TC) 全氮(TN)		C/N	pH值	总孔容 (cm <sup>3</sup> /g)	比表面积 (m <sup>2</sup> /g)
	含量 (%)	含量 (%)				
干鸡粪	11.69	1.63	7.17	7.08		
干玉米叶	37.69	1.21	30.92	7.80		
小麦秸秆生物炭	4.00	0.12	33.33	9.20	0.064	26.49
稻壳生物炭	19.76	0.44	44.91	8.91	0.042	42.78

### 1.2 堆肥试验设计

堆肥试验在北京农学院堆肥场进行。堆肥槽长50cm,宽50cm,高100cm,槽底部设置隔层,隔层上均匀分布直径

收稿日期:2018-06-23

基金项目:国家自然科学基金(编号:41201513);国家环境保护公益性行业科研专项(编号:201509074);国家重点研发计划(编号:2017YFA0604802);大学生创新创业训练计划(编号:201810589016)。

作者简介:荣 荣(1993—),女,黑龙江富锦人,硕士研究生,主要从事畜禽粪便中污染物的环境行为研究。E-mail:rongrong1917@hotmail.com。

通信作者:郑育声,博士,教授,主要从事热带生物质开发利用研究, E-mail:hainanzhy@hotmail.com;张丰松,博士,助理研究员,主要从事畜禽粪便资源化处理及其污染物环境行为研究, E-mail:zhangfs@igsnrr.ac.cn。

为 2 cm 的通气孔若干,孔面积约为槽底面积的 1/4。每个槽内装入物料 30 kg。堆肥共设 7 个处理,将鸡粪与玉米叶按干质量比 10 kg : 20 kg 混合为对照组(记作  $B_0$ ),混合物料的 C/N 预计为 15~20,该比例有利于堆体  $NH_3$  排放的测定<sup>[10]</sup>;在对照基础上分别添加 5%、10%、15% (干质量分数) 的小麦秸秆生物炭(分别记作  $B_1$ 、 $B_2$ 、 $B_3$ ) 和稻壳生物炭(分别记作  $B_4$ 、 $B_5$ 、 $B_6$ ) 作为其他 6 个处理。每个处理均设 3 次重复。堆肥开始后 8 d 进行翻堆,堆肥期间每天用鼓风机连续通风,风速为 0.5 L/min;定时测定堆体中心温度(深度为 30 cm)和  $NH_3$  排放浓度,同时测定环境温度。堆肥期间每周监测堆体含水率 2 次(周一、周四),调节堆体含水率为 60% 左右,直至堆肥结束。

### 1.3 样品采集与测定

堆肥试验开始后 0、2、8、16、54 d,从堆体中取混合样品 1 kg (堆体内深度约为 30 cm,用五点取样法即 4 个角落和中心位置各取 1 份混合),经冷冻干燥后粉碎,过 200 目筛,置于 -20 °C 冰箱保存,用于 pH 值、全碳、全氮、 $NH_4^+ - N$  指标的测定。通过便携式气体分析仪(GA5000,Geotech,UK)测定堆体上方 10 cm 处的  $NH_3$  浓度,堆体每日排放浓度由监测的不同时刻(02:00、06:00、10:00、14:00、18:00、22:00)浓度的平均值计算获得;在 105 °C 的恒温烘箱中烘至恒质量后测得含水率;按固液比 1 g : 10 mL 用水浸提干样,用 S-3C 型 pH 计测定滤液 pH 值;使用 Elementar 元素分析仪通过干样的燃烧测试来测定 TC、TN;  $NH_4^+ - N$  的测定用 2 mol/L KCl 溶液按固液比 1 g : 10 mL 浸提堆肥干样品,在摇床上以 200 r/min 的转速振荡 1 h 后过滤,采用靛酚蓝比色法通过可见分光光度计于波长 625 nm 处测定滤液吸光度。使用 ASAP 2460 型微孔分析仪测定生物炭比表面积和总孔容积。

### 1.4 数据处理与统计分析

试验数据的整理和图表的制作采用 Excel 2013 和 SigmaPlot 10.0 进行。测定结果以平均值  $\pm$  标准差的形式表示。

## 2 结果与分析

### 2.1 生物炭对堆体温度的影响

如图 1 所示,所有堆体的温度均在堆肥后 2 d 达到峰值(75~80 °C),随后逐渐降低,堆肥 8 d 时翻堆后温度略有上升,堆肥后 54 d 堆体温度基本降至环境温度。在堆肥后 2 d,处理  $B_1 \sim B_6$  的温度均高于  $B_0$ 。处理  $B_1$ 、 $B_2$ 、 $B_3$  处于高温期阶段( $\geq 50$  °C)的时间分别为堆肥后 12、10、11 d;处理  $B_4$ 、 $B_5$ 、 $B_6$  处于高温期阶段( $\geq 50$  °C)的时间分别为堆肥后 13、14、13 d,与添加小麦秸秆生物炭的堆体相比,添加稻壳生物炭的堆体处于高温期的时间更长。

对好氧堆肥而言,堆体温度是判断堆肥腐熟程度的重要因素<sup>[11]</sup>。本次堆肥试验结果表明,各处理的温度在堆肥开始前 2 d 内迅速上升,在堆肥后 2 d 堆体温度均达到峰值,且添加不同比例生物炭的堆体温度均高于  $B_0$ ,其结果符合 Ning 等的研究结果<sup>[12]</sup>。随着堆肥过程的进行,堆体温度逐渐降低至室温,于堆肥后 54 d 结束,堆肥完成时间与 Wang 等通过猪粪与 10% 烟草秸秆生物炭完成 50 d 的堆肥时间<sup>[13]</sup> 相似。在高温期,添加稻壳生物炭的处理比添加小麦秸秆生物炭的处

理温度下降得更缓慢,其原因可能与稻壳生物炭的比表面积更大、保水能力更强有关,这也为微生物的生长提供了更好的条件<sup>[14-15]</sup>。

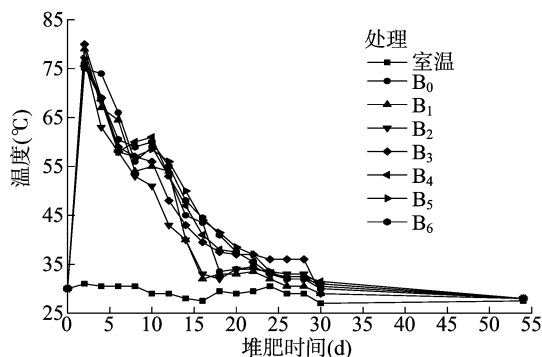


图1 鸡粪堆肥过程中温度的变化

### 2.2 生物炭对堆体 pH 值的影响

如图 2 所示,与堆肥初期相比,堆肥结束时各处理的 pH 值明显增加。在堆肥后 54 d,添加生物炭的堆体的 pH 值均高于  $B_0$ ,在相同生物炭添加量下施加稻壳生物炭的处理比施加小麦秸秆生物炭的处理的 pH 值高。

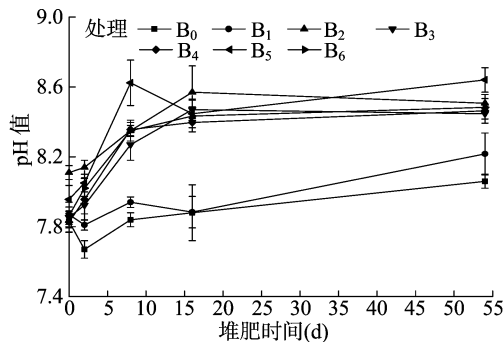


图2 鸡粪堆肥过程中堆体 pH 值的变化

pH 值是堆肥腐熟的重要指标之一,能够影响堆体内微生物的生长繁殖,在一定程度上反映堆肥腐熟进程。本试验结果表明,堆肥后期各处理的 pH 值均保持在 8.0~9.0 之间,符合堆肥腐熟的 pH 值范围<sup>[16]</sup>。Agyarko - Mintah 等向鸡粪堆肥中加入 10% 鸡粪制生物炭发现,堆肥过程使堆体的 pH 值由 7.4 增至 8.1,且堆肥结束后,加入生物炭的处理比对照处理(0%) 的 pH 值高 0.4<sup>[10]</sup>,本试验结果与之相似。在堆肥不同时期,处理  $B_1 \sim B_6$  的 pH 值均大于  $B_0$ ,这可能由于生物炭具有一定的酸中和能力<sup>[17]</sup>,另一方面,pH 值的增加也与堆肥过程中生物炭吸附一些碱性物质(如  $NH_3$ ) 等有关。

### 2.3 生物炭对堆体 C/N 的影响

经过堆肥,所有处理的 C/N 均降低,且在高温期阶段,堆体的 C/N 下降最快。如图 3 所示,堆肥期间,除  $B_1$  外其他添加生物炭的堆体 C/N 均比  $B_0$  大,堆肥过程使  $B_1$ 、 $B_2$ 、 $B_3$  的 C/N 分别下降了 2.85、4.94、4.67,使处理  $B_4$ 、 $B_5$ 、 $B_6$  的 C/N 分别下降了 5.22、6.28、7.25, C/N 下降值均大于对照(2.81),且添加稻壳生物炭的处理比添加小麦秸秆生物炭的处理的 C/N 下降幅度更大。

Agyarko - Mintah 等通过向鸡粪堆肥中加入 10% (湿质量分数) 园林废弃物生物炭或鸡粪生物炭发现,所有处理的 C/N 在堆肥试验开始后的 2 d 最高,随后 C/N 均呈逐渐下降

的趋势<sup>[10]</sup>,本试验的 C/N 变化趋势与其相符。在堆肥过程中,随着堆体质量损失和微生物降解作用,堆体 TC 减小,导致堆体 C/N 降低<sup>[18]</sup>。堆肥后 0~2 d 和 8~16 d,处理 B<sub>0</sub>、B<sub>1</sub>、B<sub>3</sub> 的 C/N 波动较大,主要原因可能是堆体水分含量的变化对微生物生长代谢产生影响<sup>[19]</sup>。在相同比例下,添加稻壳生物炭的处理较添加小麦秸秆生物炭的处理 C/N 下降幅度更大,而 C/N 的降低在一定程度上反映了堆体有机质的降解速率以及堆肥的腐熟程度<sup>[20]</sup>。生物炭加入堆体后,由于其多孔特性和较大的比表面积能够为微生物的生长繁殖提供附着点,有利于微生物分解有机物<sup>[21]</sup>,从而促进了堆肥腐熟程度的提高。

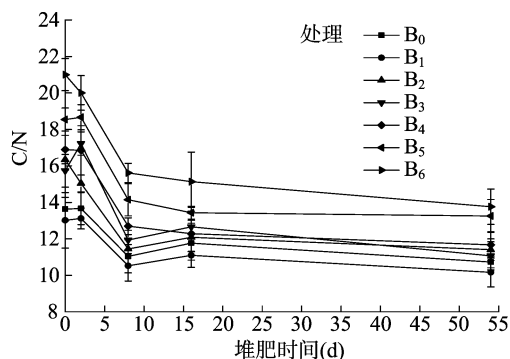


图3 鸡粪堆肥过程中堆体 C/N 的变化

#### 2.4 生物炭对堆体 NH<sub>3</sub> 排放浓度的影响

如图 4 所示,各处理的 NH<sub>3</sub> 挥发均集中发生于堆肥后 1、2 d,随后堆体的 NH<sub>3</sub> 排放浓度低于检测限。随着 2 种生物炭添加量增加,NH<sub>3</sub> 排放浓度呈下降趋势,即 NH<sub>3</sub> 排放的抑制作用均增强。与对照 B<sub>0</sub> 相比,处理 B<sub>1</sub>、B<sub>2</sub>、B<sub>3</sub> 的 NH<sub>3</sub> 日均排放浓度分别降低了 63.75%、78.44%、91.50%,处理 B<sub>4</sub>、B<sub>5</sub>、B<sub>6</sub> 的 NH<sub>3</sub> 日均排放浓度分别降低了 70.13%、80.75%、92.63%。由结果可知,3 种比例下添加稻壳生物炭对 NH<sub>3</sub> 挥发的抑制作用均大于小麦秸秆生物炭。

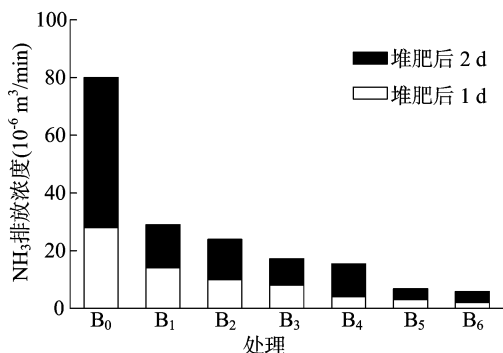


图4 鸡粪堆肥后 2 d 内堆体排放的 NH<sub>3</sub> 浓度变化

Janczak 等发现,与对照处理相比(生物炭添加量为 0%),柳木生物炭添加量占畜禽粪便堆体总质量的比例为 5% 和 10% 时,堆体的 NH<sub>3</sub> 挥发量分别降低了 30% 和 44%,各处理的 NH<sub>3</sub> 排放均集中于堆肥后前 3 d<sup>[5]</sup>。本试验结果表明,各处理在堆肥后 2 d 时的 NH<sub>3</sub> 排放浓度最大,添加 2 种生物炭的处理其 NH<sub>3</sub> 排放浓度均低于 B<sub>0</sub>,且 NH<sub>3</sub> 排放浓度随生物炭添加比例的增大而减小,与 Janczak 等的研究结论<sup>[5]</sup> 一致。其原因与生物炭较强的吸附能力有关,另外生物炭的多孔结构和大比表面积能够为微生物的生长繁殖提供适宜的

环境,提高微生物活性、繁殖率以及种群数量,使其在堆肥过程中通过生物氧化作用显著增加生物炭表面酸性基团数量,特别是羧基团,它能与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 结合而避免通过挥发的形式排放 NH<sub>3</sub><sup>[22-23]</sup>。另外,Chen 等通过在蛋鸡粪便堆肥中分别添加湿质量分数为 10% 的玉米秸秆生物炭、竹炭、木本生物炭、粪便生物炭和椰壳生物炭进行堆肥试验,发现添加玉米秸秆生物炭的处理较其他处理的 NH<sub>3</sub> 累积排放量明显降低,与对照处理相比降低 (24.8 ± 2.9)%,且不同生物炭的比表面积与抑制 NH<sub>3</sub> 排放的能力呈显著正相关关系<sup>[6]</sup>。本试验发现,在相同生物炭添加比例下,使用稻壳生物炭的处理均比使用小麦秸秆生物炭的处理抑制 NH<sub>3</sub> 挥发的效果好,可能是由于稻壳生物炭比小麦秸秆生物炭具有更大的比表面积(表 1),较大的比表面积提高了生物炭的表面吸附能力,使其更容易捕获气体分子和利用含氧官能团结合溶液中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sup>[24]</sup>。

#### 2.5 生物炭对堆体 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量的影响

堆肥中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 是 NH<sub>3</sub> 挥发的直接来源,并且在 NH<sub>3</sub> 挥发强度较高时期,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 是堆肥中无机氮的主要存在形式,在堆肥初期,物料中大量易分解的有机物可为微生物的生长、繁殖提供充足的营养,有机氮快速分解而产生大量 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N,而此时硝化细菌活动程度相对较弱,无法及时将 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 转化为硝态氮,从而加剧了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的累积<sup>[25-26]</sup>。如图 5 所示,在堆肥后 0、2 d,各处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量最高,堆肥后 8 d NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量明显降低,在高温期阶段,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量变化幅度最大,堆肥后期各处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量变化不明显。在堆肥后 2 d,处理 B<sub>1</sub>~B<sub>6</sub> 的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量均低于 B<sub>0</sub>,且 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量随 2 种生物炭添加量增大而减少。在堆肥后 0、2 d,在各处理中 B<sub>0</sub> 的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量最高,分别为 127.88、220.90 mg/kg;而在堆肥后 8、54 d,与其他处理相比,B<sub>0</sub> 的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量最低,分别为 20.88、9.49 mg/kg。

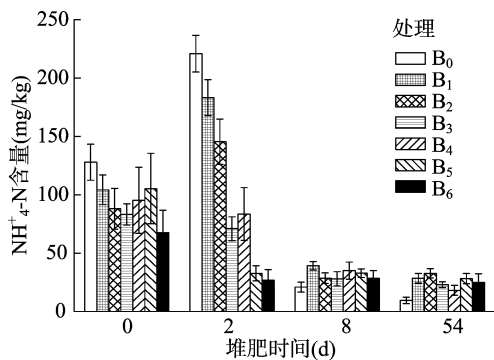


图5 鸡粪堆肥过程中堆体 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量的变化

Chen 等发现,向鸡粪堆肥中分别添加 10% 竹炭、木炭或玉米秸秆生物炭后,堆体在堆肥期间的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量均显著低于对照(0%),且各处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量均在堆肥后 1 d 达到最高值,随后由于 NH<sub>3</sub> 挥发作用和硝化作用,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量逐渐降低至稳定值<sup>[6]</sup>。本试验结果表明,在堆肥后 2 d,对照处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量最高,且在相同生物炭添加量下,使用稻壳生物炭的处理其 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量比使用小麦秸秆生物炭的低,这与稻壳生物炭具有更大的比表面积和较强的吸附能力有关,稻壳生物炭比小麦秸秆生物炭的比

表面积高 61.49% (表 1), 生物炭表面含有丰富的羧基和酚羟基等酸性官能团, 这些酸性官能团能通过离子键与堆体中的  $\text{NH}_4^+$  紧密结合, 使堆肥中可测得的非结合状态下的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量降低, 从而降低  $\text{NH}_3$  的产生和排放量<sup>[27-29]</sup>。另外, 生物炭的多孔特性和大比表面积能够为微生物的生长繁殖提供附着点, 从而促进堆肥中微生物代谢, 使微生物通过生物氧化作用在生物炭表面形成更多的酸性基团,  $\text{NH}_4^+$  通过与酸性基团结合可避免  $\text{NH}_3$  的挥发<sup>[23]</sup>。在 Meng 等的研究中, 向污泥堆肥加入 1%、3%、5% 蔗糖后, 堆肥后期堆体  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量逐渐高于对照 (0%)<sup>[30]</sup>, 本试验同样发现, 在堆肥 8 d 至堆肥结束时, 添加生物炭处理的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量均大于对照, 可能与堆肥后期硝化作用加强, 使堆体中生物炭吸附的  $\text{NH}_4^+$  逐渐被解吸出来有关。

### 3 结论

本试验发现, 添加稻壳生物炭和小麦秸秆生物炭促进堆肥过程中 C/N 的下降, 与对照堆体 C/N 减少量相比, 小麦秸秆生物炭和稻壳生物炭使堆肥过程中堆体的 C/N 减少量分别增加 0.04 ~ 1.86 和 2.41 ~ 4.44, 添加稻壳生物炭比小麦秸秆生物炭处理的 C/N 下降幅度大。在堆肥前期, 添加 5%、10%、15% 的小麦秸秆生物炭和稻壳生物炭均能够减少堆体中的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量和  $\text{NH}_3$  排放; 与对照组  $B_0$  相比,  $B_1 \sim B_6$  的  $\text{NH}_3$  排放浓度分别降低 63.75%、78.44%、91.50%、70.13%、80.75%、92.63%, 比表面积更大的稻壳生物炭抑制  $\text{NH}_3$  挥发的效果更好。

### 参考文献:

- [1] 王煌平, 张青, 李昱, 等. 热解温度对畜禽粪便生物炭产率及理化特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(11): 2208 - 2214.
- [2] Awasthi M K, Wang Q, Awasthi S K, et al. Feasibility of medical stone amendment for sewage sludge co-composting and production of nutrient-rich compost[J]. Journal of Environmental Management, 2018(216): 49 - 61.
- [3] Delaune P B, Moore P A, Daniel T C, et al. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33: 728 - 734.
- [4] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 3488 - 3497.
- [5] Janczak D, Malinska K, Czekala W, et al. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw[J]. Waste Management, 2017, 66: 36 - 45.
- [6] Chen W, Liao X D, Wu Y B, et al. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting[J]. Waste Management, 2017, 61: 506 - 515.
- [7] Cui E, Wu Y, Zuo Y R, et al. Effect of different biochars on antibiotic resistance genes and bacterial community during chicken manure composting[J]. Bioresource Technology, 2016, 203: 11 - 17.
- [8] Steiner C, Das K C, Melear N, et al. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1236 - 1242.
- [9] 于海明, 汪春, 谢秋菊, 等. 水稻植质体育秧盘蒸汽干燥装置研制及性能试验[J]. 农业工程学报, 2014, 30(1): 25 - 33.
- [10] Agyarko - Mintah E, Cowie A, Zwieter L V, et al. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting[J]. Waste Management, 2017, 61: 129 - 137.
- [11] 陶金沙, 李正东, 刘福理, 等. 添加小麦秸秆生物质炭对猪粪堆肥腐熟程度及温室气体排放的影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(5): 1233 - 1240.
- [12] Ning L, Zhou J L, Han L J, et al. Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting[J]. Bioresource Technology, 2017(241): 190 - 199.
- [13] Wang Q, Awasthi M K, Ren X N, et al. Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: the effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation[J]. Waste Management, 2018(74): 221 - 230.
- [14] Jindo K, Suto K, Matsumoto K, et al. Chemical and biochemical characterisation of biochar-blended composts prepared from poultry manure[J]. Bioresource Technology, 2012(110): 396 - 404.
- [15] Zhang L, Sun X Y. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar[J]. Bioresource Technology, 2014, 171(1): 274 - 284.
- [16] 李艳霞, 王敏健, 王菊思. 有机固体废弃物堆肥的腐熟度参数及指标[J]. 环境科学, 1999, 20(2): 98 - 103.
- [17] Zwieter L V, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. Plant & Soil, 2010, 327(1/2): 235 - 246.
- [18] Yadav A, Garg V K. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 2874 - 2880.
- [19] Wang C T, Lee Y C, Liao F Y. Effect of composting parameters on the power performance of solid microbial fuel cells[J]. Sustainability, 2015, 7(9): 12634 - 12643.
- [20] Khalil A, Domeizel M, Prudent P. Monitoring of green waste composting process based on redox potential[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(14): 6037 - 6045.
- [21] 徐路魏, 王旭东. 生物质炭对蔬菜废弃物堆肥化过程氮素转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(6): 1160 - 1166.
- [22] Asada T, Ohkubo T, Kawata K, et al. Ammonia adsorption on bamboo charcoal with acid treatment[J]. Journal of Health Science, 2006, 52(5): 585 - 589.
- [23] Dias B O, Silva C A, Higashikawa F S, et al. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradation and humification[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(4): 1239 - 1246.
- [24] 时晓旭, 王聪, 高梦柯. 生物炭对沼液中氨氮的吸附效果研究[J]. 农业科技与装备, 2015(2): 3 - 5.
- [25] Rashad F M, Saleh W D, Moselhy M A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(15): 5952 - 5960.
- [26] 刘宁, 周嘉良, 马双双, 等. 生物炭对鸡粪好氧堆肥主要氮素形态含量影响与保氮机制[J]. 农业机械学报, 2016, 47(12): 233 - 239.

刘 标,尹红梅,刘慧知. 添加外源菌剂对病死猪堆肥中油脂含量和氮素损失的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(3):240-243.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.03.057

# 添加外源菌剂对病死猪堆肥中油脂含量和氮素损失的影响

刘 标,尹红梅,刘慧知  
(湖南省微生物研究院,湖南长沙 410009)

**摘要:**为了解添加外源菌剂对病死猪堆肥过程中油脂含量和氮素损失的影响,以病死猪尸体、锯木屑为堆肥基质,分别设置了不加外源菌剂(CK)、添加自主研制的菌剂 1(T<sub>1</sub>)、添加市售菌剂 2(T<sub>2</sub>)3 个处理,进行为期 30 d 的堆肥发酵试验,研究堆肥过程中堆肥的基本理化性质、各种氮素形态、油脂含量和种子发芽指数(GI)等参数变化。结果表明,外源菌剂添加对堆肥温度无显著影响,各堆体的高温持续时间均能满足堆肥无害化的要求;堆肥结束时,添加菌剂的 T<sub>1</sub> 和 T<sub>2</sub> 组的有机质含量、硝态氮含量显著高于对照组(CK);添加菌剂 1 能够降低堆肥的 pH 值和油脂含量,增加堆肥的铵态氮、全氮含量;堆肥结束时,菌剂 1 添加组(T<sub>1</sub>)的 GI 达到 127.3%,显著高于 CK、T<sub>2</sub> 组。由枯草芽孢杆菌、纳豆芽孢杆菌、木霉菌组合而成的微生物菌剂能显著降低堆肥的油脂含量,较少氮素损失,促进了病死猪堆肥的腐熟,具有广阔的应用前景。

**关键词:**微生物菌剂;病死猪堆肥;油脂含量;氮素含量

**中图分类号:** S141.4      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1002-1302(2019)03-0240-04

我国是生猪养殖和消费大国,据统计 2017 年我国生猪存栏 4.33 亿头、出栏 6.88 亿头。随着国家对生猪养殖行业环保要求的持续提高,生猪养殖规模化程度越来越高,高密度的养殖模式使动物染疫和死亡的概率大大增加,据调查,每年因各类疾病引起生猪的死亡数占养殖总数的 8%~12%<sup>[1]</sup>。病死猪如果处理不当,将对生态环境造成严重威胁<sup>[2-3]</sup>。利用堆肥法处理死畜禽成为近年来国内外的研究热点<sup>[4-9]</sup>,堆肥法相对于焚烧、掩埋、化制等方法,成本低、对环境污染小,且堆肥产品可以制成有机肥,实现畜禽死体的资源化处理,应用前景广阔。

目前,市场上没有针对畜禽死体堆肥专用的菌剂,而利用堆体中的土著微生物或添加畜禽粪便堆肥菌剂会导致堆肥效率低下和堆肥产品质量不佳<sup>[10]</sup>。相比畜禽粪便堆肥,病死猪堆肥过程中存在 2 个突出问题:(1)氮素损失和恶臭更严重,不仅造成空气污染,而且降低了肥料中的氮素养分含量<sup>[1]</sup>;

(2)堆肥中的油脂含量可高达 20.3%,对植物具有一定的毒性,严重影响堆肥产品的质量<sup>[11-12]</sup>。目前,研制专门针对畜禽死体堆肥的微生物菌剂成为研究工作者关注重点<sup>[13]</sup>。因此,本研究采用模拟堆肥试验,研究了前期实验室筛选出的高产脂肪酶菌株和除臭保氮菌株在病死猪堆肥过程中的保氮效果和降油脂效果,旨在为病死猪堆肥菌剂的研发提供科学依据,推进堆肥法在畜禽死体无害化处理方面的推广。

## 1 材料与方法

### 1.1 堆肥材料

试验在湖南永安原生生物科技股份有限公司进行,堆肥原料主要是病死猪和锯木屑。试验前将病死猪和锯木屑按 3:1 比例(鲜质量比)投入 LT-2000 型无害化高速处理设备运行 48 h 后放料,主要目的是对病死猪及辅料进行物理性粉碎和混匀,物料的基本理化性质见表 1。

表 1 堆肥原料的理化性质

原料	含水率(%)	全碳(g/kg)	全氮(g/kg)	C/N
病死猪	72.5	403.8	35.4	11.4
锯木屑	12.6	384.1	7.8	49.2

### 1.2 堆肥菌剂

枯草芽孢杆菌 KF-1 为实验室分离筛选获得的具有降解油脂效果的菌株,纳豆芽孢杆菌 J-2 为实验室分离获得的

收稿日期:2018-05-18  
基金项目:湖南省科技厅重点研发计划(编号:2017NK2155);湖南省生猪产业技术体系生猪产业规模养殖与环境控制岗位项目。  
作者简介:刘 标(1986—),男,湖南浏阳人,助理研究员,从事环境微生物研究。E-mail:280795307@qq.com。  
通信作者:刘慧知,男,湖南宁乡人,教授,从事环境微生物学方面的研究。E-mail:hndwsw@126.com。

[27] Prost K, Borchard N, Siemens J, et al. Biochar affected by composting with farmyard manure[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(1):164-172.  
[28] Steiner C, Das K C, Melear N, et al. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4):1236-1242.  
[29] Zhang J N, Lü F, Luo C H, et al. Humification characterization of biochar and its potential as a composting amendment[J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(2):390-397.  
[30] Meng L Q, Li W G, Zhang S, et al. Effects of sucrose amendment on ammonia assimilation during sewage sludge composting[J]. Bioresource Technology, 2016(210):160-166.