

doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2016.12.028

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

刘 宁 周嘉良 马双双 韩鲁佳 黄光群
(中国农业大学工学院, 北京 100083)

摘要: 生物炭对鸡粪好氧堆肥过程氮素形态含量影响及保氮机制的研究对有害气体减排、氮素减损控制以及好氧堆肥工艺的深度优化具有重要意义。以鸡粪和麦秸为主要原料,通过添加适量生物炭,利用实验室智能型好氧堆肥反应器系统进行了好氧堆肥试验。基于获取的主要理化、生物学指标以及氮素存在形态动态数据,结合扫描电镜和主要种类微生物数量动态变化分析,研究了好氧堆肥过程主要氮素形态含量变化并初步阐释了生物炭保氮机制。研究表明:添加生物炭有利于鸡粪好氧堆肥过程氨气减排和减少氮素损失;堆肥过程氨气排放量与铵态氮浓度和硝态氮浓度分别呈显著正相关关系($r=0.783, p=0.037<0.05$)和高度显著负相关关系($r=-0.941, p=0.017<0.05$)。生物炭多孔结构能有效吸附铵态氮和氨气等氮素物质,降低堆体铵态氮浓度,进而减少氨气挥发;生物炭能为硝化细菌等微生物群落提供适宜的环境,有利于促进硝化反应并抑制氨气挥发。

关键词: 鸡粪; 生物炭; 好氧堆肥; 氮素
中图分类号: X705; S141.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2016)12-0233-07

Impacts of Biochar on Major Forms Contents and Conservation Mechanism of Nitrogen during Aerobic Composting of Chicken Manure

Liu Ning Zhou Jialiang Ma Shuangshuang Han Lujia Huang Guangqun
(College of Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

Abstract: It is of great significance to investigate the impacts of biochar on the quantity of major nitrogen forms and conservation mechanism of nitrogen during aerobic composting of chicken manure, which could provide some theoretical supports for future study on NH₃ emission, nitrogen loss, and composting process optimization. Chicken manure and wheat straw were used as primary materials, and proper amount of biochar was added to conduct aerobic composting with an intelligent aerobic composting reactor system. Based on the physicochemical and biological indicators and dynamic data of major nitrogen forms, combined with analysis of scanning electron microscopy and the quantity variation of main microbial communities, the quantity variation of major nitrogen forms was studied and the conservation mechanism of nitrogen was illustrated. Conclusions were drawn as follows: adding proper amount of biochar could yield less NH₃ emission and nitrogen loss; there were significant positive correlation between NH₄⁺-N concentration and NH₃ emission ($r=0.783, p=0.037<0.05$). There were highly significant negative correlation between NO₃⁻-N concentration and NH₃ emission ($r=-0.941, p=0.017<0.05$). The results showed that cellular structure of biochar could effectively adsorb various nitrogen such as NH₃ and NH₄⁺-N, reduce NH₄⁺-N concentration in the pile, and thus reduce the NH₃ emission effectively. In addition, biochar could provide appropriate refuge for nitrifying bacteria, promote the nitrification reaction, and then inhibit NH₃ volatilization.

Key words: chicken manure; biochar; aerobic composting; nitrogen

收稿日期: 2016-09-06 修回日期: 2016-10-08
基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-12-0524)和国家国际科技合作专项(2015DFA90370)
作者简介: 刘宁(1993—),女,博士生,主要从事生物质资源与利用研究,E-mail: liun@cau.edu.cn
通信作者: 黄光群(1979—),男,副教授,博士生导师,主要从事生物质资源与利用研究,E-mail: huangguangqun@126.com

引言

近年来,我国畜禽养殖业快速发展,据统计,2015 年我国畜禽粪便产出量已超过 45 亿吨^[1],是我国主要的农业面污染源之一^[2]。畜禽粪便中含有丰富的有机质和氮磷钾等营养元素,是农业生产中重要的肥料资源。研究表明,高温好氧堆肥是一种将畜禽粪便转化为优质有机肥的减量化、无害化和资源化利用有效途径^[2-3]。与此同时,随着好氧堆肥过程中有机质的降解转化,将产生氨气(NH₃)等气体并挥发^[4-5],从而导致堆体氮素大量流失,并造成大气和环境的严重污染。

已有研究表明,生物炭等外源添加剂可有效缓解和减轻好氧堆肥过程中氮素损失和有害气体排放^[6]等问题。作为生物质在缺氧、相对低温(小于 700℃)条件下的重要热解产物^[7],生物炭具有性质高度稳定、孔隙结构发达以及丰富的表面官能团等优良特性,这对于好氧堆肥工艺优化和环境污染控制均具有现实意义。国内外有关学者^[8-10]通过开展添加生物炭的好氧堆肥试验研究,并监测其铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)和氨气等氮素形态变化,发现生物炭可有效提高氮素固定率、降低 NH₃等排放,进而控制氮素损失。但是,目前有关好氧堆肥过程添加生物炭影响氮素形态的保氮机制研究鲜见报道。

本文利用智能型好氧堆肥反应器系统进行添加生物炭的鸡粪好氧堆肥试验研究,以及堆肥过程重要理化、生物学指标和不同氮素形态的动态表征分析,并基于扫描电镜和主要微生物菌群动态变化分析,探讨添加生物炭对鸡粪好氧堆肥氮素形态影响及其保氮机制,为优化好氧堆肥工艺和阐释气体减排机制提供理论和方法支撑。

1 材料与方

1.1 试验材料

本文好氧堆肥试验的主要原料为采自中国农业大学上庄实验站养鸡场的鲜鸡粪;堆肥填充料选用采自中国农业大学上庄实验站的麦秸,切短至 3~5 cm 备用;生物炭选用购自浙江遂昌老翁竹炭公司的竹制生物炭,在无氧条件下通过 400~1 000℃ 高温热解生产制成,粒径为 3~5 cm。按照碳氮比 20:1 计算鲜鸡粪与麦秸所用质量比例,并按预试验优化的生物炭添加质量分数 10% (收到基) 添加生物炭^[11];将上述鲜鸡粪、麦秸、生物炭混合均匀,并调节初始物料含水率至 65%^[12]。

1.2 堆肥试验

试验采用好氧堆肥反应器系统^[13],其主体结构示意图如图 1 所示。反应器罐体为双层不锈钢结构,中间经聚氨酯发泡形成保温层,其有效容积为 85 L。罐体分别设有 3 组垂直均布的 40X-V 型氧浓度传感器(英国 City Technology 公司)和 PT100 型温度传感器(德国 Heraeus 公司),用以对堆体氧浓度和温度进行实时监测并经控制系统进行反馈控制。试验采用间歇式通风^[14],通风和间隔时间均为 1 h,升温期和高温期通风速率设为 0.2 L/(min·kg),降温期通风速率设定为 0.1 L/(min·kg)。

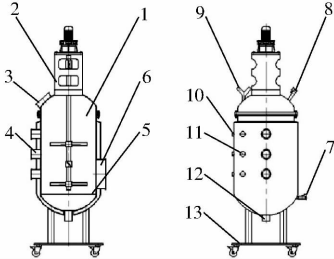


图 1 好氧堆肥反应器主罐体结构示意图
Fig.1 Structure diagram of aerobic composting reactor's main tank

1. 物料舱 2. 搅拌系统 3. 进料口 4. 取样口 5. 布气筛网
6. 出料口 7. 进气口 8. 补水口 9. 出气口 10. 温度传感器通道
11. 氧浓度传感器通道 12. 沥出液收集口 13. 可移动式支撑底座

试验过程中,分别在第 1、4、7、10、16、22、28 天于堆体上、中、下层取样约 500 g 并混合均匀;从采集的堆肥样品中将生物炭剥离,并各自均分为两部分,同时定义剥离了生物炭的混合物为堆体样品;将其分别进行 -4℃ 冷藏和热风干燥粉碎处理,用以测定分析堆体和生物炭的理化、生物学指标。

每次取样前后,需启动搅拌装置将反应器内物料混合均匀,以尽量减少上、中、下层物料的空间梯度差异^[15]。

1.3 理化及生物学指标分析

将供试样品置于 105℃ 干燥箱内干燥至质量恒定^[16],以测得其含水率。将样品置于 540℃ 马弗炉中加热至质量恒定,以测得挥发性固体含量^[17];利用 Vario EL 型元素分析仪(德国 Elementar 公司)测定总碳和总氮含量;利用 Vario TOC 型总有机碳分析仪(德国 Elementar 公司)测定样品中总有机氮含量。部分干燥样品经粉碎过 20 目筛,利用 S-3400N 型扫描电子显微镜(日本 Hitachi Limited 公司)获取样品微观图像。

种子发芽指数(Seed germination index, GI)的测定:取 20 mL 浸提液于垫有滤纸的培养皿中,均匀放入 20 粒饱满的黄瓜种子,然后放置在 30℃ 的培

养箱中避光培养 48 h,最后统计种子发芽率并测量根长;每个样品做 2 个重复,以去离子水作为空白对照,计算公式^[18]为

$$G = \frac{A_1 A_2}{B_1 B_2} \times 100\%$$

式中 G——堆肥样品种子发芽指数
A₁——堆肥样品浸提液培养种子的发芽率
A₂——堆肥样品浸提液培养种子的总根长
B₁——去离子水培养种子的发芽率
B₂——去离子水培养种子的总根长

供试样品铵态氮(NH₄⁺-N)测定采用靛酚蓝比色法,硝态氮(NO₃⁻-N)测定采用酚二磺酸比色法^[19]。利用便携泵吸式气体检测分析仪监测堆肥过程 NH₃、N₂O 含量的动态变化情况,其中核心传感器分别为 4NH₃-1000 型 NH₃ 传感器(德国 Solidsens 公司)和 NAP-100A 型 N₂O 传感器(日本 Nemoto 公司)。

采用稀释涂布平板计数法测定堆肥样品中细菌、真菌和放线菌的菌落数量,检测用培养基分别为牛肉膏蛋白胨培养基、链霉素-马丁氏孟加拉红培养基和高氏一号培养基^[20-21]。

1.4 数据分析

分别利用 SPSS Statistics V. 17.0 和 OriginPro V. 8.5 SR1 软件进行数据统计分析及图形绘制。

2 结果与讨论

2.1 堆肥物料基础特性

堆肥原料和初始混合物料基本理化特性如表 1 所示。

表 1 堆肥原料基本理化特性

参数	鸡粪	麦秸	生物炭
含水率/%	61.90 ± 0.52	7.50 ± 0.13	3.40 ± 0.07
挥发性固体质量分数/%	68.25 ± 0.41	90.30 ± 1.23	96.36 ± 1.20
碳氮比/%	10.80 ± 0.14	93.00 ± 1.02	70.10 ± 0.82

由表 1 可知,鸡粪的碳氮比较低且含水率较高,麦秸碳氮比较高且含水率较低,两者的结合能很好地调节初始混合物料的碳氮比与含水率,以满足好氧堆肥过程微生物的生长需求。此外,粒径为 1~3 cm 的麦秸和生物炭,有利于维持堆体蓬松多孔的架构,为良好好氧堆肥提供适宜的多孔介质环境。

2.2 堆肥过程主要理化、生物学参数动态变化

2.2.1 温度

图 2 所示为好氧堆肥过程堆体上、中、下层温度及环境温度动态变化曲线。

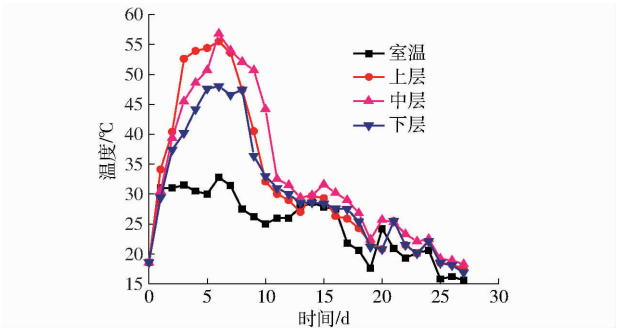


图 2 堆肥过程温度动态变化曲线
Fig. 2 Dynamic changing curves of temperatures during composting

由图 2 可知,因为初始和每次取样前后均使用搅拌装置对混合物料进行均匀性搅拌,因此堆体上、中、下层温度的变化趋势基本一致,且升温期、高温期、降温期整体保持同步。堆肥初期,堆体温度快速升高到 50℃ 以上,进入高温期并持续约 7 d 时间,最高温度达 56.8℃,整体堆肥效果良好,并符合文献^[22]的要求。

2.2.2 含水率和挥发性固体

图 3 为好氧堆肥过程堆体、生物炭的含水率以及挥发性固体含量的动态变化曲线。

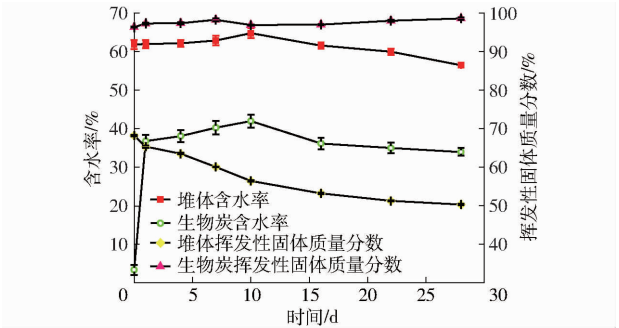


图 3 堆肥过程含水率和挥发性固体动态变化曲线
Fig. 3 Dynamic changing curves of moisture and volatile solid during composting

由图 3 可知,堆肥过程堆体含水率先从最初的 61.9% 缓慢上升后,又逐渐下降到 56.5%,但整体降幅不大,可能是由于反应器好氧堆肥比开放式好氧堆肥具有更好的保水效果。与此同时,堆肥初期,生物炭含水率从初始的 3.4% 急速上升到 36.8%,反映了生物炭具有良好的吸水^[23]和减少堆体水分散失的能力。随后,由于水分的扩散,堆体和生物炭的含水率及其整体变化趋于一致,并具有高度显著的正相关关系(相关系数 $r = 0.892$)。

堆肥过程中由于微生物的降解作用,堆体挥发性固体含量总体呈现下降趋势且降解速率逐渐放缓,其原因可能是堆肥前期有机质含量丰富且环境温度适宜,有利于微生物群落的繁衍和生命活动;随着堆肥的进行,可实际利用的有机质减少,微生物活

性下降,则挥发性固体降解速率逐渐降低并趋于稳定^[24]。堆肥过程中,生物炭的挥发性固体质量分数整体维持在 97% 左右,反映其具有良好的结构稳定性和抗生化降解性^[11]。

2.2.3 种子发芽指数

图 4 所示为堆肥过程堆体、生物炭的种子发芽指数动态变化曲线。

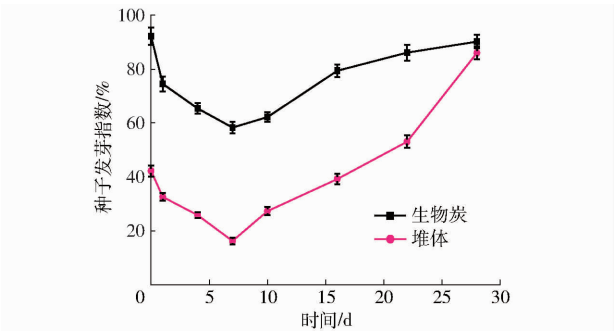


图 4 堆肥过程种子发芽指数动态变化曲线
Fig.4 Changing curves of GI during composting

由图 4 可知,堆肥前期,堆体种子发芽指数由 42.2% 下降到 16.2%,可能是由堆肥初期产生的大量 NH_3 、有机酸、酚等物质所致^[25];随着堆肥的腐熟,植物毒性物质逐渐被降解转化,堆体种子发芽指数最终达 86%,大于 85%,堆体无毒性且腐熟化程度较高^[17]。与此同时,由于生物炭具有良好的吸附和空间容纳特性,可能使其吸附了部分堆肥初期产生的有机酸等植物毒害物质,导致生物炭种子发芽指数下降;伴随着生物炭中有害物质降解转化以及营养物质的吸附积累,生物炭种子发芽指数逐渐回升。由图可知,在整个堆肥过程中堆体、生物炭的种子发芽指数总体都呈现先下降后上升的动态变化趋势。同时研究结果表明,二者的种子发芽指数存在着显著的正相关关系($r=0.899$)。

2.3 堆肥过程主要氮素形态动态变化

畜禽粪便中的氮素主要以有机氮的形式存在,并在好氧堆肥过程中微生物作用下,不断矿化转变为铵态氮。铵态氮是好氧堆肥中主要的无机氮,也是好氧堆肥过程中有机氮损失的主要原因。随着堆肥的进行,铵态氮在堆体中不断积累和转化,同时也会以氨气的形式挥发或被硝化细菌转化为硝态氮^[26],而硝态氮在缺氧的条件下又会被反硝化还原成 N_2 和 N_2O 。好氧堆肥过程中的有机氮矿化、氨气挥发和反硝化作用会造成堆体氮素 50% ~ 68% 的损失^[9]。

2.3.1 有机氮含量

图 5 为好氧堆肥过程堆体和生物炭有机氮含量(质量分数)的动态变化曲线。

由图 5 可知,堆肥过程堆体总有机氮含量由最

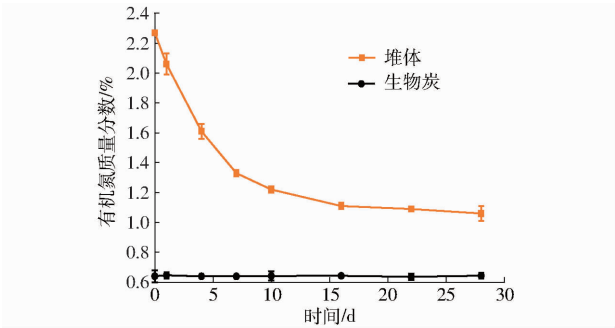


图 5 堆肥过程有机氮动态变化曲线
Fig.5 Changing curves of TON during composting

初的 2.27% 下降到 1.06%,整体呈现快速下降趋势并在堆肥后期渐趋稳定。与此同时,生物炭有机氮含量在整个堆肥过程基本保持不变。可能是由于堆肥前期堆体环境有利于微生物群落的繁衍和有机氮的降解^[24],而生物炭具有相对稳定结构,基本不被微生物降解和利用。

2.3.2 铵态氮含量

图 6 为好氧堆肥过程铵态氮含量(质量比)的动态变化曲线。图中,堆肥过程堆体铵态氮含量由最初的 5 277.47 mg/kg 先上升至 6 260.42 mg/kg,后逐渐下降至 4 077.03 mg/kg,可能是由于堆肥前期微生物利用有机氮并矿化生成铵态氮,但随着堆肥的进行,硝化细菌将部分铵态氮氧化成硝态氮且持续的高温引起氨气大量挥发,致使铵态氮含量减少所致^[9,27]。堆肥过程,生物炭的铵态氮含量先从初始的 52.15 mg/kg 骤升至 1 908.23 mg/kg,随后持续缓慢上升并在堆肥末期存在明显下降趋势。可能是生物炭对铵态氮具有较强的吸附能力,堆肥后期温度下降、微生物活性恢复,硝化细菌利用生物炭内吸附的部分铵态氮,导致其含量快速下降^[8]。

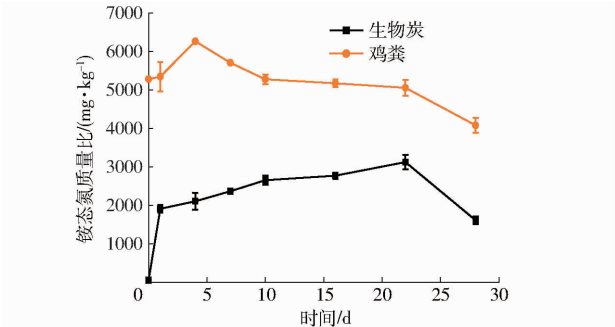


图 6 堆肥过程铵态氮动态变化曲线
Fig.6 Changing curves of NH_4^+-N during composting

2.3.3 硝态氮含量

图 7 所示为好氧堆肥过程硝态氮含量(质量比)的动态变化曲线。

堆体硝态氮含量在好氧堆肥前 10 d 基本维持在 190 mg/kg 水平,而后逐渐增大到 1 256 mg/kg,可能是由于硝化细菌的最适温度为 30℃ 左右,高温期

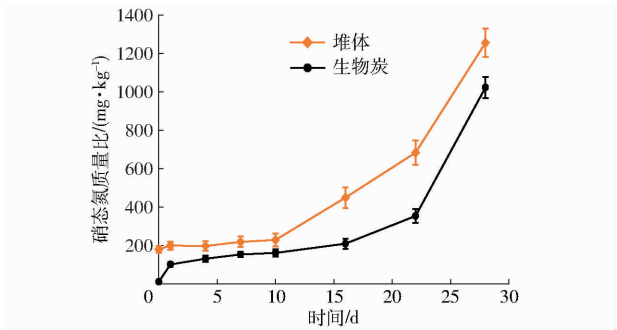


图 7 堆肥过程硝态氮动态变化曲线

Fig. 7 Changing curves of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ during composting

温度过高时,硝化细菌的活性受到抑制,而堆肥后期温度下降,腐熟阶段硝化作用加剧所致^[28]。与此同时,生物炭的硝态氮含量先在 22 d 前缓慢上升,后又在堆肥后期呈现出加速上升的趋势,这与生物炭铵态氮含量在堆肥末期急剧下降相对应,其原因可能是生物炭内硝化细菌在堆肥末期恢复活性,将一部分铵态氮转化成硝态氮。由图可知,堆肥过程中堆体、生物炭的硝态氮含量明显增加,可能是由于硝化作用将不稳定的铵态氮转化成硝态氮,以防止高温下铵态氮浓度过高导致氮素以氨气形式流失,有效地减少氮素损失。溶有硝态氮的少量液体可能会在长时间堆制过程中形成渗滤液,但反应器下部残余的渗滤液会在堆肥结束后被收集处理并施用。

2.3.4 氨气排放量

图 8 所示为好氧堆肥过程中氨气排放量的动态变化曲线。

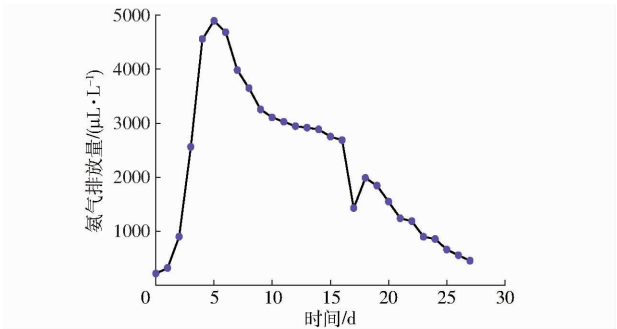


图 8 堆肥过程氨气动态变化曲线

Fig. 8 Changing curves of NH_3 emission during composting

由图 8 可知,堆肥过程氨气排放量呈现先快速上升、后逐渐下降的趋势;氨气排放量与堆体铵态氮呈现显著的正相关关系 ($r = 0.783, p = 0.037 < 0.05$),与堆体硝态氮具有高度显著的负相关关系 ($r = -0.941, p = 0.017 < 0.05$)。可能是堆肥前期微生物活性较强,有利于含氮有机物降解转化;高温期内,持续的高温加速了氮气的排放;堆肥后期,可降解有机质减少、部分微生物活性降低的同时,温度也逐渐下降,致使氨气挥发量减少;与此同时,相对的低温又适于硝化细菌的活动,硝化作用进一步减

少氨气的释放^[29]。

2.4 生物炭对好氧堆肥氮素形态影响机制分析

2.4.1 生物炭扫描电镜图像

图 9 为好氧堆肥过程第 1、7、14、28 天的代表性生物炭扫描电镜图像。

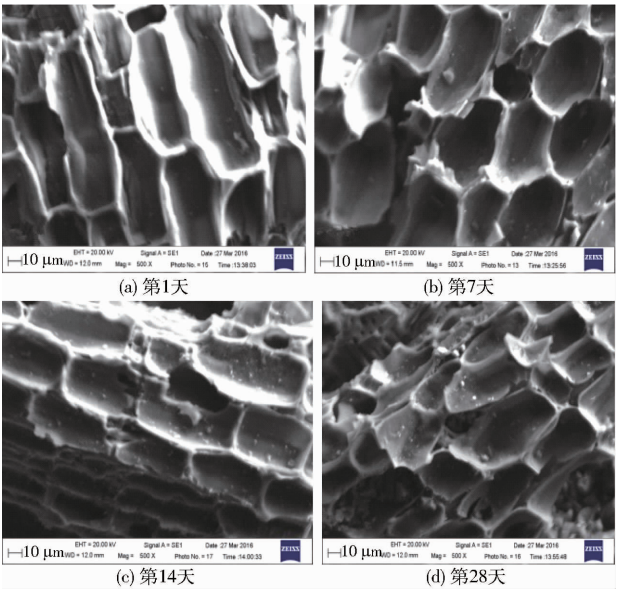


图 9 生物炭扫描电镜图像

Fig. 9 SEM images of biochar

由图 9 可知,整个堆肥过程中,生物炭的物理结构并未呈现出明显变化,但随着堆肥的进行,其内部吸附的小颗粒逐渐增多并凝聚成较大的颗粒单元,可能是堆肥过程中包括氮素存在形态的物质颗粒在生物炭的吸附作用下聚集团聚和系列反应所致^[6]。

2.4.2 堆体主要种类微生物数量动态变化

图 10 ~ 14 为好氧堆肥过程细菌、放线菌、真菌数量的动态变化曲线。

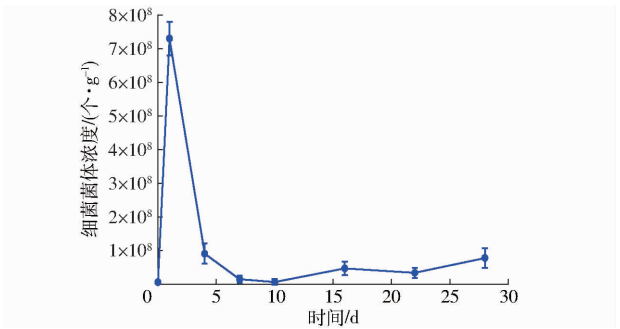


图 10 堆肥过程堆体细菌动态变化曲线

Fig. 10 Changing curves of bacterial quantity in pile during composting

由图 10 ~ 14 可知,堆肥过程堆体微生物群落数量均呈现先骤增再急剧下降、后缓慢回升的趋势。堆体细菌、放线菌、真菌数量均在堆肥第 1 天即升至峰值,在高温期又快速下降,可能是由于堆肥物料初始含水率、碳氮比以及良好的孔隙结构等均能很好地满足微生物的生长需求,从而使微生物群落迅速

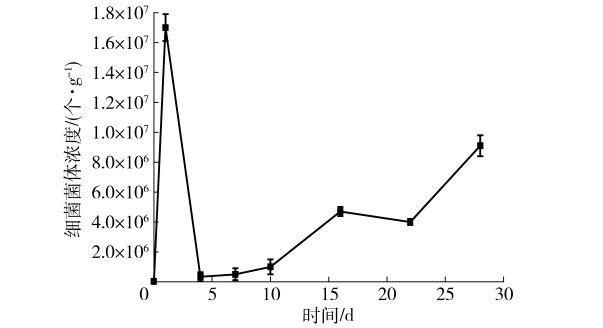


图 11 堆肥过程生物炭细菌动态变化曲线
Fig. 11 Changing curves of bacterial quantity in biochar during composting

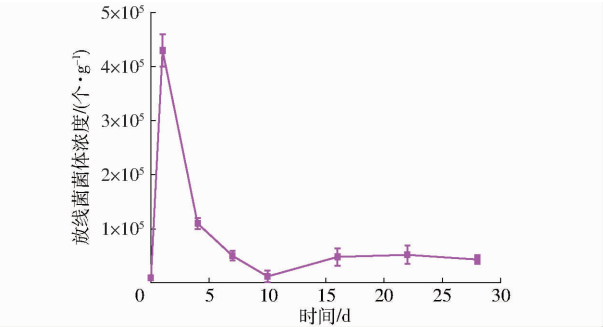


图 12 堆肥过程堆体放线菌动态变化曲线
Fig. 12 Changing curves of actinomycetes quantity in pile during composting

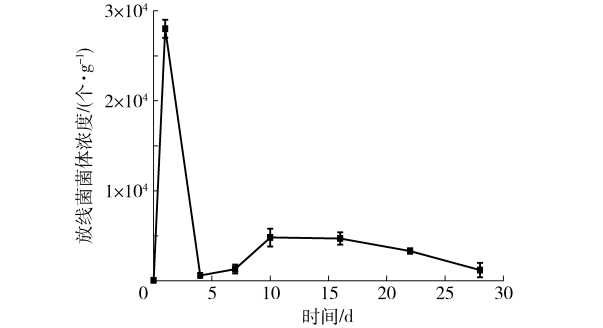


图 13 堆肥过程生物炭放线菌动态变化曲线
Fig. 13 Changing curves of actinomycetes quantity in biochar during composting

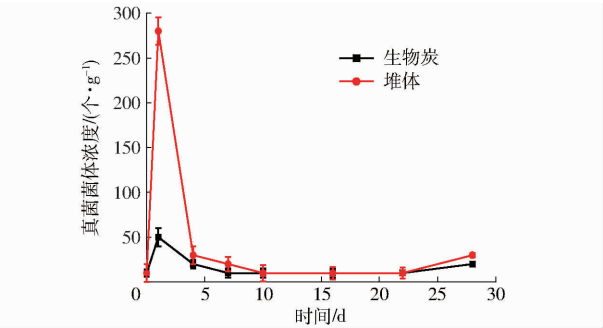


图 14 堆肥过程真菌动态变化曲线
Fig. 14 Changing curves of fungus quantity during composting

繁衍^[30],堆体温度随之快速升高;随着堆肥的进行,持续的高温导致大量微生物迅速休眠甚至死亡,数量急速下降;堆肥后期,堆体温度逐渐下降,嗜温性微生物活性恢复,堆体微生物的数量得以增加。

研究表明,堆肥过程生物炭中的上述 3 种微生物群落数量的变化趋势与堆体微生物群落数量的变化趋势基本保持一致,但其中细菌和放线菌数量比堆体中均少约 1~2 个数量级。如图 10~13 所示,生物炭的细菌和放线菌群落较堆体群落而言,二者在经历高温期后的数量回升均发生在堆肥第 4 天左右,其相比堆肥的细菌和放线菌群落的数量变化情况都有较为明显的提前,其原因可能是生物炭丰富的孔隙结构会在高温阶段为微生物提供一个相对适宜的低温环境,以此作为其抵抗外部恶劣环境的庇护场所^[11];尤其是对于温度较为敏感的反硝化细菌而言,当环境温度高于 40℃ 时,反硝化细菌的生长繁殖便会受到抑制,因此生物炭的庇护作用很好地保证了硝化作用的顺利进行,从而减轻了堆体因铵态氮浓度过高而导致的氨气大量排放。

综上所述,添加生物炭对鸡粪好氧堆肥具有良好的减排保氮效果。一方面,生物炭能直接吸附铵态氮和氨气等氮素物质,降低堆体铵态氮浓度,进而减缓氨气的挥发;另一方面,生物炭能为硝化细菌等微生物群落提供相对适宜的庇护场所,以抵御高温等恶劣的外部环境,从而利于微生物群落的繁衍和降解活动,促进硝化细菌将铵态氮转化成硝态氮,进一步抑制了氨气的挥发。该文仅针对添加 10% 生物炭比例的好氧堆肥过程关键参数动态变化进行了研究,应系统研究生物炭添加比例对好氧堆肥过程氨气产生量等关键指标的影响。

3 结论

- (1) 利用实验室智能型好氧堆肥反应器系统进行了鸡粪添加生物炭好氧堆肥试验,并进行了理化和生物学特性分析。结果表明,添加生物炭有利于鸡粪好氧堆肥有机质降解、氨气减排和氮素减损。
- (2) 基于扫描电镜、微生物学和相关性分析,初步阐释了添加生物炭对于鸡粪好氧堆肥氨气减排和氮素减损机制。生物炭能直接吸附铵态氮和氨气等氮素物质,降低堆体铵态氮浓度,进而减缓氨气的挥发;与此同时,生物炭能为硝化细菌等微生物群落提供适宜的庇护场所,有利于促进硝化作用的进行和进一步抑制氨气的挥发。

参 考 文 献

1 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.
- 2 HUANG G F, WU Q T, WONG J W C, et al. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust [J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(15): 1834 – 1842.
 - 3 BONIECKI P, DACH J, MUELLER W, et al. Neural prediction of heat loss in the pig manure composting process[J]. *Applied Thermal Engineering*, 2013, 58(1–2): 650 – 655.
 - 4 RAVIV M, MEDINA S, KRASNOVSKY A, et al. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture[J]. *Compost Science & Utilization*, 2004, 12(1): 6 – 10.
 - 5 SZANTO G L, HAMELERS H 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.
 - 6 XU Y K, SUN X Y, LUAN Y N, et al. Effects of compost with different exogenous additives on growth of gazania sunshine[J]. *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 2014, 43(10): 87 – 91.
 - 7 LEHMANN Johannes, RONDON Marco. Bio-char soil management on highly weathered soils in the humid tropics[M]//UPHOFF N, BALL A S, FERNANDES E, et al. *Biological approaches to sustainable soil systems*. Boca Raton: CRC Press, 2006:517 – 530.
 - 8 STEINER C, DAS K C, MELEAR N, et al. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar[J]. *Journal of Environment Quality*, 2010, 39(4): 1236.
 - 9 MALÍNSKA K, ZABOCHNICKA-SWIATEK M, DACH J. Effects of biochar amendment on ammonia emission during composting of sewage sludge[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 71: 474 – 478.
 - 10 黄向东, 薛冬. 添加竹炭对猪粪堆肥过程中升温脱水及氮素损失的影响[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(4): 1057 – 1062.
HUANG Xiangdong, XUE Dong. Effects of bamboo biochar addition on temperature rising, dehydration and nitrogen loss during pig manure composting[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(4): 1057 – 1062. (in Chinese)
 - 11 ZHANG L, SUN X. 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: 274 – 284.
 - 12 KHAN NASER, CLARK IAN, SÁNCHEZ-MONEDERO MIGUEL A, et al. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 168: 245 – 251.
 - 13 张安琪, 黄光群, 张绍英, 等. 好氧堆肥反应器试验系统设计与性能试验 [J]. *农业机械学报*, 2014, 45(7): 156 – 161.
ZHANG Anqi, HUANG Guangqun, ZHANG Shaoying, et al. Design and test on an experimental aerobic composting reactor system[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2014, 45(7): 156 – 161. (in Chinese)
 - 14 GE J, HUANG G, YANG Z, et al. Characterization of the dynamic thickness of the aerobic layer during pig manure aerobic composting by fouriertransform infrared microspectroscopy[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(9): 5043 – 5050.
 - 15 黄光群, 黄晶, 张阳, 等. 沼渣好氧堆肥种子发芽指数快速预测可行性分析[J]. *农业机械学报*, 2016, 47(5): 177 – 182.
HUANG Guangqun, HUANG Jing, ZHANG Yang, et al. Feasibility of rapid evaluation of seed germination index based on physicochemical properties during digestate aerobic composting [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2016, 47(5): 177 – 182. (in Chinese)
 - 16 TIAN W, LI L, LIU F, et al. Assessment of the maturity and biological parameters of compost produced from dairy manure and rice chaff by excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 110: 330 – 337.
 - 17 US Composting Council. TMECC-test methods for the examination of composting and compost [M]. Bethesda, MD: US Composting Council, 2000.
 - 18 李季, 彭生平. 堆肥工程实用手册[M]. 2 版. 北京: 化学工业出版社, 2011.
 - 19 HUANG G F, WONG J W C, WU Q T, et al. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust[J]. *Waste Management*, 2004, 24(8): 805 – 813.
 - 20 NY/T 798—2004 复合微生物肥料[S]. 2004.
 - 21 NY 227—1994 微生物肥料[S]. 1994.
 - 22 中华人民共和国卫生与计划生育委员会. GB7959—2012 粪便无害化卫生要求[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012.
 - 23 GLASER B, LEHMANN J, ZECH W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219 – 230.
 - 24 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.
 - 25 FANG M, WONG J W C. Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting [J]. *Environmental Pollution*, 1999, 106(1): 83 – 89.
 - 26 CEGARRA J, ALBURQUERQUE J A, GONZÁLEZ J, et al. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product (“alperujo”) managed by mechanical turning[J]. *Waste Management*, 2006, 26(12): 1377 – 1383.
 - 27 黄光群, 黄晶, 张阳, 等. 鸡粪沼渣联合好氧堆肥基质降解及气体排放研究[J]. *农业机械学报*, 2016, 47(9): 220 – 226.
HUANG Guangqun, HUANG Jing, ZHANG Yang, et al. Substrate degradation and gases emission during co-composting of chicken manure digestate[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2016, 47(9): 220 – 226. (in Chinese)
 - 28 TIQUIA S M, TAM N. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles[J]. *Process Biochemistry*, 2002, 37(8): 869 – 880.
 - 29 贺琪, 李国学, 张亚宁, 等. 高温堆肥过程中的氮素损失及其变化规律[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(1): 169 – 173.
HE Qi, LI Guoxue, ZHANG Yaning, et al. N loss and its characteristics during high temperature composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(1): 169 – 173. (in Chinese)
 - 30 JINDO K, SANCHEZ-MONEDERO M A, HERNÁNDEZ T, et al. Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 416: 476 – 481.