

牛粪堆肥化中氮素形态与微生物生理群的动态变化和耦合关系

马丽红, 黄懿梅, 李学章, 祁金花, 赵振振, 李 萍

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:在强制通风静态垛装置中研究了牛粪堆肥化中氮素形态和微生物生理群的动态变化。在堆制的 56 d 里,根据堆温变化分阶段采集堆肥样品,测定各种氮素组分的含量和氮素微生物生理群的数量。结果表明,堆肥过程中,总氮减少了 21.6%;有机氮是堆肥中的主要氮素形态,其含量降低了 19.1%;氨基酸态氮和氨态氮的含量分别降低了 20.9%和 86.4%,在有机氮和总氮中的比例分别降低了 2.2%和 5.2%;氨基糖态氮和硝态氮含量分别增加了 147%和 79%,在有机氮和总氮中的比例分别增加了 2 倍和 1.3 倍。氨气的挥发占总损失的 63%,高温期的释放量占总挥发量的 69%。堆肥中氨化细菌数量较高,在高温期大幅度增加,其数量变化与堆肥中氨气和氨态氮含量都呈极显著正相关关系。在堆肥过程中,硝化细菌数量总体较小,在降温期增加幅度较大;反硝化细菌数量逐渐增加,堆制结束时达到堆肥初期的 2.45 倍;固氮菌数量总体增加 1.8 倍,其中降温期数量较多。堆肥过程中存在的反硝化作用,是氮素损失的另一个重要原因。

关键词:牛粪;高温堆肥;氮素形态;氮素微生物生理群;耦合关系

中图分类号:S141.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)12-2674-06

Changes of Nitrogen Forms and Microbial Physiological Group Diversity and Their Relations During Composting of Cow Manure

MA Li-hong, HUANG Yi-mei, LI Xue-zhang, QI Jin-hua, ZHAO Zhen-zhen, LI Ping

(College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The loss of nitrogen is one of the major draw-backs of composting. Most of the literature is mainly concentrated on NH_3 volatilization, such as ammoniacal nitrogen concentration (NH_3 and NH_4^+ in solution), pH, temperature, moisture content and aeration rate. Only few studies relate the nitrogen transition in compost to the microbial population and microbial diversity. Since microorganisms are responsible for chemical degradation, it is necessary to study the changes of nitrogen forms but also the microorganisms and their alteration during the biological stabilization process. The aim of this study was to evaluate the transition of nitrogen and the microbial physiological groups during cow manure composting. After a short time air-drying, the cow manure was composted in aerated static pile reactors. Concentration of NH_3 , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, AS-N (amino sugar nitrogen), AA-N (amino acid nitrogen) and N_{org} and the amount of ammonifiers, nitrifiers, denitrifiers and nitrogen-fixing bacteria were determined, respectively. After mixing thoroughly, samples were taken after 0, 1, 3, 6, 9, 13, 16, 19, 22, 25, 28, 31, 35, 45, 56 d according the changes of temperature in the compost. At day 56 total nitrogen (N_{t}) was reduced by 22%. Organic nitrogen (N_{org}) was the main form of nitrogen with a reduction of 19%. Amino acid nitrogen and $\text{NH}_4\text{-N}$ was reduced by 21% and 86% respectively. Amino sugar nitrogen and $\text{NO}_3\text{-N}$ increased by 147% and 79%, respectively. Ammonia volatilization contributed to 63% of total nitrogen loss, and contributes to 69% of total volatilization in the thermophilic period. The number of ammonifiers increased significantly in the thermophilic period. We could find a significant positive correlation between ammonifiers and $\text{NH}_4\text{-N}$ and NH_3 . The amount of nitrifiers increased significantly in the cooling stage of composting. The abundance of denitrifiers increased gradually and was 2.45 times higher after day 56

收稿日期:2009-04-10

基金项目:西北农林科技大学青年专项基金(06ZR047);08 校内博士科研启动费(01140508);农业部黄土高原农业资源与环境修复重点开放实验室

作者简介:马丽红(1983—),女,山西晋中人,在读硕士,主要从事环境化学方面的研究。E-mail:malihong369@126.com

通讯作者:黄懿梅 E-mail:ymhuang1971@163.com

compared to the initial stage. The number of *Azotobacter* increased 1.8 times during composting, and increased in the cooling stage. Denitrification was another important nitrogen loss.

Keywords: Cow manure; Composting; Nitrogen forms; Diversity of microbial physiological group

堆肥中的氮素形态将影响到植物吸收、土壤性质和大气与地下水的质量,从而影响到堆肥的质量,因此一直是堆肥研究的热点^[1-4]。堆肥中氮的形态包括总氮(TN 凯氏氮加上硝态氮)、有机氮(Org-N 凯氏氮减去铵态氮)、铵态氮($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)^[5]。有机氮又分为氨基酸态氮、氨基糖态氮、酸解未知部分氮和非酸解态氮等组分,其中:铵态氮和硝态氮可被植物或微生物直接吸收利用,也是最易变化和损失的形态;氨基酸态氮、氨基糖态氮及酰胺态氮在土壤中可以通过矿化形成无机氮而被植物利用^[6];非酸解态氮与腐殖物质的形成有关,可以稳定存在,在适宜的时候又可被植物利用,对改善土壤性质很有帮助^[7]。而粪便中的尿囊氮(Allantoin-N)是一种重要的植物生长调节剂^[8]。堆肥化过程伴随着有机氮的矿化(NH_3 的挥发)、硝化及反硝化作用(释放 N_2O),同时也进行着无机氮的生物固定作用。各种作用相互转化相互依存,都是复杂的微生物活动过程。有机氮的矿化主要由产生蛋白酶的微生物控制,氨化细菌就是其中的一个类群。硝化过程包括由氨氧化细菌(亚硝酸细菌)将氨气转化为亚硝酸盐和由硝酸细菌将亚硝酸盐转化为硝酸盐两个过程,通常测定的硝化细菌主要是氨氧化细菌;反硝化过程是将硝酸盐转化为氮气的过程,通常分为四个阶段: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ 。每个阶段都由来源复杂的酶(一般主要产生于厌氧环境)控制,而这些酶主要来自于细菌、特殊的真菌和古细菌(archaea)^[9],通常测定反硝化细菌。可见,不同的微生物控制着堆肥中氮素转化过程的各个环节和氮素形态,且有研究发现堆肥中有机氮主要分布在不同的微生物群落和腐殖质库中(Tate, 1995)^[6]。研究堆肥中的氮素微生物生理群的变化对于了解氮素转化过程、控制氮素形态和损失具有较大的帮助,而国内外对此方面的研究不多。因此,本试验以牛粪为原料,进行强制通风堆肥化试验,对高温堆肥过程中氮素形态和氮素微生物生理群(氨化细菌、硝化细菌、反硝化细菌和固氮菌)的动态分布及其相互关系进行了研究,旨在为探讨控制牛粪堆肥过程中氮素形态和氮素损失提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 堆制材料和装置

新鲜牛粪取自陕西杨凌西北农林科技大学畜牧

站,有机碳和全氮含量分别为 528.9 和 16.8 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH 值为 7.05, 含水率约为 80%。堆制前进行适度晾晒,使含水量接近 60%。

堆肥装置为自制强制通风静态堆肥反应器^[7],由密闭反应器、保温层、筛板、空气泵、通气管和温度测定仪等组成。容积约 90 L,空气泵以约 60 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 的流量从筛板下向堆肥充气。每天上午、下午各充气 30 min。保温层的温度比堆体内低 1~2 $^{\circ}\text{C}$ 。

1.2 堆制与采样方法

将晾晒后的牛粪(约 20 kg)置于自制的强制通风静态堆肥器中,每天早晚以 60 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 通风 30 min。堆体水分保持在 50%~60%之间,共堆制 56 d,堆制期间每天读取堆体温度,并根据堆温分别于堆制后的第 0、1、3、6、9、13、16、19、22、25、28、31、35、45、56 d 搅拌均匀后采样。样品总重量控制在 500 g 左右,其中鲜样 300 g 用塑料封口袋保存在 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱中,用于氮素微生物生理群、水分及水浸提液的提取,测定前取出恢复至室温。其余风干粉碎、过 1 mm 筛贮存备用。

1.3 测定项目及方法

水分含量采用重量法(105 $^{\circ}\text{C}$ 烘 24 h 至恒重)测定;氨气采用 2%硼酸吸收 24 h,再用已知浓度的硫酸滴定吸收液测定;pH 值 [物料:去离子水=1:10(W/V)] 用 pH 计测定;铵态氮用靛酚蓝比色法;硝态氮用紫外分光光度法;全氮用凯氏定氮法;氨基酸态氮和氨基糖态氮采用 Bremner 法^[8];有机碳采用重铬酸钾外加热法;腐植酸采用碱性焦磷酸钠溶液提取、重铬酸钾氧化的方法^[9]。氨化细菌、硝化细菌、反硝化细菌和固氮菌的数量采用最大可能计数法(表 1)^[10],堆肥初期、高温期、降温期和稳定期的微生物分别在 20 $^{\circ}\text{C}$ 、50 $^{\circ}\text{C}$ 、40 $^{\circ}\text{C}$ 和 30 $^{\circ}\text{C}$ 培养测定。

2 结果与分析

2.1 堆温的变化

堆制后第 1 d 就进入高温分解阶段(>50 $^{\circ}\text{C}$),并持续到第 14 d(图 1),之后温度缓慢下降,27 d 时降至 40 $^{\circ}\text{C}$ 以下。整个堆肥过程中,高温期(1~14 d)维持 13 d,积温为 716 $^{\circ}\text{C}$;降温期(15~26 d)维持 12 d,积温为 517 $^{\circ}\text{C}$;稳定阶段(27~56 d)维持 30 d,积温 372 $^{\circ}\text{C}$ 。堆肥温度达到了堆肥无害化的基本要求^[11]。

表 1 微生物生理群 MPN 计数方法
Table 1 MPN methods of microbe physiological group

微生物种类	培养基	稀释度	培养时间/d	主要检查方法
氨化细菌	蛋白胨氨化培养基	$10^{-6}\sim10^{-9}$	7	加奈氏试剂后出现棕黄色或褐色
硝化细菌	氨氧化细菌计数培养基	$10^{-2}\sim10^{-6}$	14	加入 Griess 试剂 A、B 出现绛红色,加二苯胺试剂出现蓝色
反硝化细菌	硝酸还原细菌培养基	$10^{-4}\sim10^{-8}$	14	有气体,加 Griess 试剂 A、B 出现红色,加浓硫酸及二苯胺试剂出现蓝色
自生固氮菌	自生固氮菌培养基	$10^{-2}\sim10^{-6}$	7~14	表面有褐色或黏液状菌膜

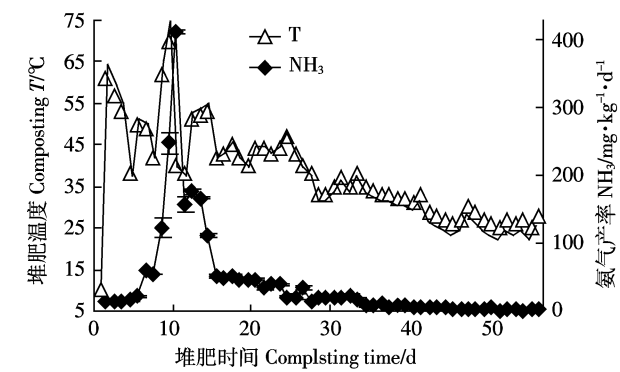


图 1 堆肥中温度和氨气释放率的变化
Figure 1 Temperature and ammonia volatilization rate variation during composting

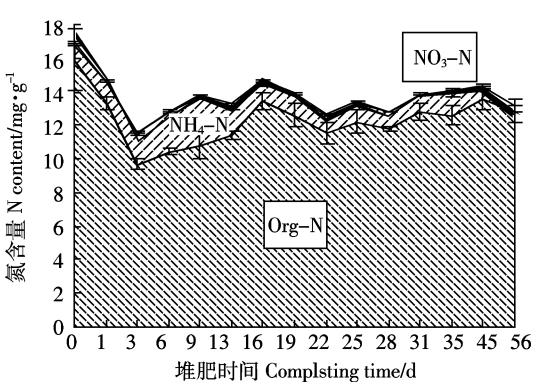


图 2 堆肥中氨态氮、硝态氮和有机氮含量的变化
Figure 2 $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and organic N variation during composting

2.2 堆肥中氮素形态的动态分布

2.2.1 氨气释放率的变化

氨气释放速率在高温期迅速增加(图 1),第 10 d 达到最大($412.9\text{ mg NH}_3\text{-N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$),在降温期和稳定期均降低,且在稳定期的降低幅度较大(表 2),堆肥结束时降至 $2.1\text{ mg NH}_3\text{-N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。堆肥 56 d 共释放氨气 20.8 g,高温期释放量占总释放量的 69.0%。

2.2.2 氨态氮、硝态氮和有机氮含量与比例的变化

在堆肥初期,堆料中氨态氮、硝态氮和有机氮含量分别占总氮的 5.21%、1.03%和 93.8%。在高温期,氨态氮含量大幅增加(图 2,表 2),第 9 d 达到峰值 $2.92\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;硝态氮和有机氮含量降低。在降温期和稳

定期,氨态氮含量降低幅度较大;硝态氮和有机氮含量增加。堆肥结束时,堆体中氨态氮已经无法检出,较堆制初期减少 86.4%,占总氮的比例也降低 5.21%;硝态氮含量占总氮的 2.37%,较堆制初期增加 79%,在堆肥总氮中的比例增加 1.34%;有机氮含量占总氮的 97.6%,比堆制初期减少 19.1%,但在堆肥总氮中的比例增加 3.8%。

2.2.3 酸解有机态氮的变化

堆肥中酸解有机氮占有机氮的比例平均为 41.6%(图 3),高温期降低,第 22 d 后有所增加,然后趋于稳定,其含量在堆制过程中降低了 34.7%(表 2)。氨基酸态氮和氨基糖态氮平均分别占酸解有机氮的 43.7%和 2.65%,二者呈负相关关系($r=-0.771\ 9^{**}$)。

表 2 堆肥不同时期各种氮素形态的变化情况
Table 2 Changes of nitrogen in different stage during composting

氮素组分	初期(0 d)	高温期(1~14 d)		降温期(15~26 d)		稳定期(27~56 d)	
		平均值	变化率	平均值	变化率	平均值	变化率
氨气 / $\text{mg NH}_3\text{-N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	13.5	113.8	+743%	40.0	-64.9%	2.1	-94.8%
氨态氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.88	2.03	+131%	1.11	-45.3%	0.98	-11.7%
硝态氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.17	0.08	-52.9%	0.11	+37.5%	0.15	+36.4%
有机氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	15.88	11.12	-30.0%	12.44	+11.9%	12.72	+2.3%
酸解有机氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	7.14	5.42	-24.1%	4.64	-14.4%	4.82	+3.9%
氨基酸氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	2.93	2.16	-26.3%	2.06	-4.6%	2.31	+12.1%
氨基糖氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.06	0.15	+150%	0.14	-6.7%	0.12	-14.3%

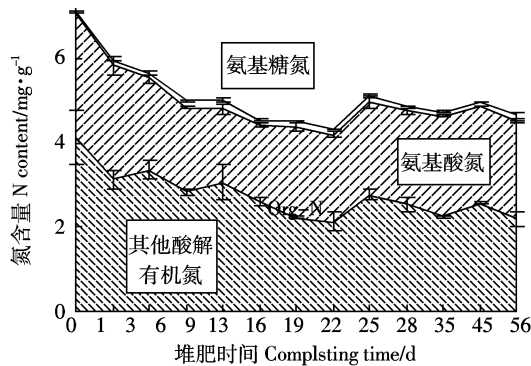


图 3 堆肥中酸解有机氮形态的变化
Figure 3 Changes of HCl-Hydrol-organic N forms

氨基酸态氮含量在堆肥高温期大幅度降低,在稳定期增加,堆制 56 d 后,比堆肥初期降低 20.9%。氨基糖态氮含量在堆肥高温期大幅度增加,在降温期和稳定期降低,堆制 56 d 后,含量达堆肥初期的 2.47 倍。氨基酸态氮和氨基糖态氮在有机氮中的比例分别降低 2.2% 和增加 2 倍。

2.3 氮素微生物生理群的变化

整个堆肥过程中氨化细菌的数量最大,平均为 1.31×10^8 cfu·g⁻¹(图 4,表 3);硝化细菌数量较小,平均为 0.47×10^3 cfu·g⁻¹;反硝化细菌平均数量为 0.65×10^4 cfu·g⁻¹;固氮菌平均数量为 0.95×10^3 cfu·g⁻¹。

氨化细菌数量在堆肥高温期增加幅度较大,在第 9 d 出现峰值(3.64×10^8 cfu·g⁻¹)。随后降低,稳定期降低幅度较大,第 56 d 比堆肥初期减少 3 个数量级;硝化细菌的平均数量在降温期的增加幅度较大,在稳定期降低,总体数量较小。

反硝化细菌数量在堆肥初期较少,随着堆肥的进行增加,第 28 d 出现最大值(2.23×10^4 cfu·g⁻¹);第 56 d 达堆肥初期的 2.45 倍;固氮菌数量在堆肥降温期增加幅度较大,稳定期降低,堆制结束时达初始的 1.78 倍。

2.4 其他相关指标的变化

堆肥过程中 pH 值一直为碱性,平均值为 9.2。堆肥初期,pH 值呈下降趋势,第 13 d 达到最小值

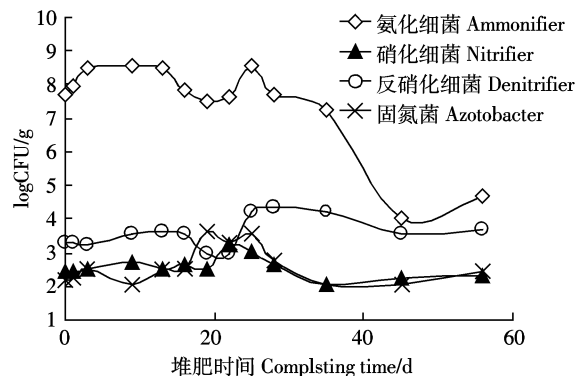


图 4 堆肥中氮素微生物生理群的变化
Figure 4 Variation of microbial community related to nitrogen transformation during composting

(9.02),然后迅速升高,第 16 d 达到最大值(9.38),随后逐渐下降。高温期的平均 pH 值为 9.08,降温期为 9.29,稳定阶段为 9.19。

堆制开始,堆肥中有机碳含量为 528.9 g·kg⁻¹,堆制过程中,随着有机物质的降解,有机碳含量逐渐降低,高温期每天的降解率为 4.4%,而降温期和稳定期每天的降解率都为 1.5%。堆肥结束时,有机碳含量比堆肥初期降低了 60.9%。

2.5 氮素形态与微生物生理群等因素间的相关关系

由表 4 可以看出,氨化细菌数量与氨气释放率和氨态氮含量达到极显著正相关;与有机氮含量达到显著负相关。硝化细菌数量与氨气释放速率和氨态氮含量之间呈负相关;与硝态氮含量呈正相关。反硝化细菌数量与硝态氮、全氮含量和氨气释放率之间呈负相关,与有机氮含量呈正相关。固氮菌数量与氨态氮和硝态氮呈负相关,与有机氮呈正相关。氨基糖态氮与各微生物菌群之间均呈正相关,其中,氨化细菌和固氮菌对其影响较大。氨气释放率和氨态氮含量都与温度达到极显著正相关,有机氮含量与温度达到极显著负相关。氨态氮含量与 pH 值呈显著负相关关系。氨态氮和氨气释放率与有机碳之间都达到显著正相关。

表 3 堆肥不同时期氮素转化相关微生物类群的变化情况

Table 3 Changes of microbes related to nitrogen in different stage during composting

微生物类群	初期(0 d)	高温期(1~14 d)		降温期(15~26 d)		稳定期(27~56 d)	
		平均值	变化率	平均值	变化率	平均值	变化率
氨化细菌/ $\times10^8$ cfu·g ⁻¹	0.50	2.76	+452%	1.21	-56.2%	0.16	-86.8%
硝化细菌/ $\times10^3$ cfu·g ⁻¹	0.30	0.36	+20%	0.86	+139%	0.24	-72.1%
反硝化细菌/ $\times10^4$ cfu·g ⁻¹	0.19	0.29	+52.3%	0.56	+93.1%	1.20	+114%
固氮菌/ $\times10^3$ cfu·g ⁻¹	0.15	0.40	+167%	2.55	+538%	0.27	-89.4%

表 4 堆肥过程中氮素形态与微生物生理群及其他因素间的相关系数

Table 4 Correlation coefficient of nitrogen transformation and influencing factors during composting

项目	氨气	总氮	氨态氮	硝态氮	有机氮	氨基糖态氮	氨基酸态氮
氨化细菌	0.977 5**	-0.229 3	0.880 4**	-0.202 5	-0.622 0*	0.423 2	-0.413 2
硝化细菌	-0.007 1	-0.3852	-0.075 9	0.382 0	-0.282 9	0.080 4	-0.253 4
反硝化细菌	-0.308 6	-0.269 7	-0.132 0	-0.230 2	0.144 7	0.062 0	0.002 0
固氮菌	-0.0219	-0.229 3	-0.089 7	-0.235 8	0.122 0	0.235 9	-0.163 6
温度	0.749 3**	-0.398 9	0.766 3**	-0.444 7	-0.914 3**	0.441 0	-0.436 9
pH 值	-0.464 8	0.313 8	-0.636 4*	0.135 6	0.334 2	-0.263 2	-0.064 0
有机碳	0.529 5*	0.292 9	0.533 0*	-0.375 1	-0.307 2	-0.292 8	0.374 6

注: $n=13$, $r_{0.05}=0.514$, $r_{0.01}=0.641$, * 显著, ** 极显著。

3 讨论

3.1 氮素损失与形态变化的关系

与初期相比,堆肥过程中总氮减少了 21.6%,且损失较快的时期主要集中于前 3 d,接着有所增加(4~16 d 内),然后就基本稳定,变化不大。变化趋势与损失量与 T.Pare(1998)^[3]的结果相似,小于 Larney et al(2006)^[12]的结果,但是远远大于牛粪与玉米秸秆的堆制^[7]。从氮素形态的分布可以看出,堆肥中主要的氮素形态是有机氮,随着堆肥的进行,其比例有所提高;氨态氮在堆制过程中逐渐消失,硝态氮逐渐增加,但硝态氮的增加小于氨态氮的减少,由氨态氮转化为硝态氮的部分较少。而且与其他结果^[7]相比,硝态氮总体增加幅度较小。

有机氮中氨基酸态氮主要来自蛋白质的水解,氨基糖态氮的主要成分是葡萄糖氨,通常是构成微生物体的重要成分^[2]。氨基酸态氮在高温和降温期降低,在稳定阶段略有增加;而氨基糖态氮则在高温期增加较多,降温期略有降低,而在稳定阶段逐渐趋于稳定,变化趋势与生活垃圾堆肥中的一致^[2]。说明微生物在堆肥初期大量繁殖,而高温过后,堆体内易利用有机物逐渐减少,微生物逐渐死亡。氨基酸态氮本应在高温期增加,在这里却呈降低趋势,很有可能是因为它可直接被某些微生物分解利用,由于产生的速率低于被消耗的速率而呈降低趋势,稳定阶段的增加则可能与微生物体的分解有关。虽然在堆制 56 d 后,总体上氨基糖态氮的增加幅度大于氨基酸态氮的减小幅度,但是因为氨基糖态氮在有机氮中的比例太小,所以堆制结束后,总体上有机氮仍然有所降低。

综上所述,总氮的损失主要由堆肥初期有机物分解时产生 NH_3 的挥发造成,堆制 56 d 挥发的 NH_3 量占堆制初期牛粪总氮的 13.6%,占总损失的 63%。

3.2 氮素形态与微生物生理群的关系

堆肥过程中氮的迁移和转化途径主要有氨化作用、硝化作用、反硝化作用和固定作用,分别在氨化细菌、硝化细菌、反硝化细菌和自生固氮菌与其他微生物的作用下完成。试验结果显示,氨气、氨态氮与氨化细菌呈极显著正相关关系,说明氨化作用使氨态氮含量增加,促进了氨气的挥发;堆肥中氨化细菌数量最大,且在堆肥高温期和降温期保持较高数量,说明本次牛粪的堆肥化过程是以有机物的降解(氨化作用)为主。

硝化细菌可以将 NH_3 或 NH_4^+ 转化成 NO_3^- ,所以硝化细菌与氨气和氨态氮之间呈负相关关系,而与硝态氮为正相关关系,但试验中硝化细菌和硝态氮含量都较少,可能堆肥中存在甲烷氧化作用,抑制 NH_4^+ 的氧化^[13]。反硝化细菌可以将 NO_3^- 转化为 N_2 和各种氧化氮。本试验中反硝化细菌数量与硝态氮、全氮含量及氨气释放率成负相关关系,且比硝化细菌的数量高一个数量级,高温期后增加较多,并一直保持到稳定阶段,说明本次试验中存在反硝化作用,是氮素损失的另一个原因。这一现象与张相锋等^[14]的结果一致,说明在有机物快速分解的过程中,牛粪堆肥中很易造成局部厌氧状况,从而导致反硝化作用的进行。

固氮菌与氨态氮和硝态氮呈负相关关系,而与有机氮呈正相关关系。氨化细菌和固氮菌的数量与堆肥中氨基糖态氮的含量有明显的正相关关系。堆肥过程中,固氮菌的数量与硝化细菌相差不大,且主要在高温过后-降温期大量繁殖。说明固氮菌在稳定阶段对于有机氮的形成具有一定作用。

3.3 氮素形态分布与温度、pH 和有机碳的关系

微生物生长受到环境条件(温度、pH 值和基质浓度等)的影响,高于或低于其最适生长条件,都会抑制微生物的活动。氨气的释放量和堆体中氨态氮含量都

与温度达到极显著正相关关系,有机氮含量与温度达到极显著负相关关系,说明温度的升高,加速了有机氮向氨态氮转化,也促进了氨气的释放,在堆肥过程中保持适中的温度有助于降低氮素损失^[3]。氨态氮与pH值呈负相关关系,因为pH值越高,由氨态氮转化为氨气的量越多。高温期pH值的下降可能与有机物质降解过程中可产生一定量的有机酸有关,而此时氨态氮含量是增加的,随后由于氨态氮的累积,pH值在第16d升高,而此时氨态氮含量已降低,pH值的变化滞后于氨态氮的变化。另外,本次堆肥过程中总体上pH值较高,这也是硝化细菌数量较少、硝化作用较弱,硝态氮含量后期仍然增加很少的原因之一。氨态氮含量和氨气释放率与有机碳含量之间都达到显著正相关关系,说明在堆肥初期有机碳含量较高,被微生物分解后产生的氨态氮含量也较多,氨气释放量就高,到堆肥后期,有机碳含量减少,氨态氮含量和氨气释放量也减少并趋于稳定。

4 结论

(1)有机氮是堆肥中的主要氮素形态,堆肥过程中含量降低了19.1%。其中,氨基酸态氮含量降低了20.9%,氨基糖态氮在有机氮中的比例增加了3倍。氨态氮含量在堆制过程中降低了86.4%;硝态氮增加79%,在总氮中的比例略有提高。氮素的损失形式主要是氨气的挥发,占总损失的63%,而高温期的释放量占总挥发量的69%。

(2)氨化细菌数量总体最大,在高温期大幅度增加,其数量变化与氨气、氨态氮含量呈极显著正相关关系;硝化细菌数量在降温期增加幅度较大,但总体数量较小;反硝化细菌数量在堆制过程中逐渐增加,堆制结束时达到堆肥初期的2.45倍,堆肥过程存在反硝化作用,是氮素损失的另一个原因;固氮菌数量在堆肥过程中总体增加1.8倍,其中降温期数量较多。

参考文献:

- [1] Tiqia S M, Tam N F Y. Fate of nitrogen during composting of chicken litter[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 110:535-541.
- [2] 魏自民,王世平,魏丹,等.生活垃圾堆肥过程中有机氮形态的动态变化[J]. *植物营养与肥料学报*, 2005, 11(2):194-198.
- [3] WEI Zi-min, WANG Shi-ping, WEI Dan, et al. Dynamic changes of organic nitrogen forms during the municipal solid wastes composting[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2005, 11(2):194-198.
- [4] T Pare', H Dinel, M Schnitzer, et al. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper[J]. *Biol Fertil Soils*, 1998, 26:173-178.
- [5] Yanyu Bao, Qixing Zhou, Lianzhu Guan. Allantoin -N concentration changes and analysis of the influencing factors on its changes during different manure composting [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99: 8759-8764.
- [6] Bothe H, Ferguson S J, Newton W E. (ed.) *Biology of the Nitrogen Cycle*. 2007, Elsevier; Radarweg 29, PO Box 211, 1000 AE Amsterdam, The Netherlands; The Boulevard, Langford Lane, Kidlington, Oxford OX5 1GB, UK.
- [7] Robert L. Tate III. *Soil microbiology* [M]. John Wiley and Sons; New York; USA, 1995:318.
- [8] 黄懿梅, 苟春林, 梁军峰. 两种添加剂对牛粪秸秆堆肥中氮素损失的控制效果探讨[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(3):1219-1225.
- [9] HUANG Yi-mei, GOU Chun-lin, LIANG Jun-feng. Effect of two amendments on nitrogen loss from composting of cattle manure and corn straw [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3):1219-1225.
- [10] Bremner J M. Organic forms of nitrogen[A]. Black C A (eds.). *Methods of soil analysis*. Agronomy[M]. USA: Am. Soc. of Agron. Inc. Madison, Wis, 1965, 9:1148-1178.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第三版. 北京:中国农业出版社, 2000.
- [12] BAO Shi-dan. *Agricultural and chemical analysis of soil*[M]. (The third edition). Beijing: Chinese Agricultural Press, 2000.
- [13] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京:气象出版社, 2006.
- [14] WU Jin-shui, LIN Qi-mei, HUANG Qiao-yun, et al. Determination methods and application of soil microbial biomass[M]. Beijing: Meteorological Press, 2006.
- [15] GB 7959—1987. 粪便无害化卫生标准[S].
- [16] GB 7959—1987. Sanitary standard for the non-hazardous treatment of night soil[S].
- [17] Francis J Larney, Katherine E Buckley, Xiyang Hao, et al. Fresh, stock-piled, and composted beef cattle feedlot manure: nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(5):1844-1854.
- [18] Veeken A. Passively aerated composting of straw—rich organic pig manure in microbiology of composting[J]. Insam H, Riddech N and Klammer S (Eds.) Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2002:607-621.
- [19] 张相锋, 王洪涛, 周辉宇, 等. 花卉废物和牛粪联合堆肥中的氮迁移[J]. *环境科学*, 2003, 24(3):126-131.
- [20] ZHANG Xiang-feng, WANG Hong-tao, ZHOU Hui-yu, et al. Nitrogen transformation during co-composting of flower wastes and cattle manure[J]. *Environmental Science*, 2003, 24(3):126-131.