

C/N 比对好氧堆肥中 NH₃ 挥发损失和含氮有机物转化的影响

周海瑛^{1,2}, 邱慧珍^{1,2}, 杨慧珍^{1,2}, 李孟婵^{1,2}, 王友玲^{1,2}, 张春红^{1,2}

(1. 甘肃农业大学资源与环境学院/甘肃省干旱生境作物学重点实验室, 甘肃 兰州 730070;
2. 甘肃省畜禽废弃物资源化利用工程研究中心, 甘肃 兰州 730070)

摘 要:利用牛粪和不同比例玉米秸秆的混合, 设置 5 个不同 C/N 比处理 (T1 = 15、T2 = 20、T3 = 25、T4 = 30、T5 = 35), 研究其对条垛式好氧堆肥过程中的 NH₃ 挥发损失和含氮有机物转化的影响。结果表明: 在肥堆前 24 d 有 11.1% ~ 23.1% 的总氮损失, 堆体 C/N 比越低, 总氮损失率越高。堆肥结束时, T1 ~ T5 处理的总氮损失率为 10.1% ~ 24.1%, 其中由 NH₃ 挥发造成的氮损失占总氮损失的 30.9% ~ 40.5%。堆肥过程的 NH₃ 挥发主要发生在升温期和高温期, 此期的 NH₃ 挥发量占总挥发量的 95% 以上, 是总氮损失的主要途径。堆肥前 6 d 各处理堆体铵态氮积累并达到最高值, 导致 pH 值迅速升高, 是造成堆肥 NH₃ 挥发的直接原因。堆体 C/N 比越低, pH 值越高, NH₃ 挥发量越大, 由此造成的氮损失占总氮损失的比例越大。堆肥材料总氮的 90% 以上为有机氮, 其降解主要发生在堆肥前 24 d, 堆体初始 C/N 比越低, 有机氮矿化越快。不同有机氮组分的降解速率不同, 以氨基酸态氮和酰胺态氮的降解为主。当堆体初始 C/N 比低于 25 时, 堆肥材料中氨基酸态氮和酰胺态氮等有机态氮快速降解产生大量的铵态氮, 由此导致堆体 pH 值的迅速升高, 是导致堆肥过程中大量 NH₃ 挥发和氮素损失的主要原因。

关键词: NH₃ 挥发损失; C/N 比; 好氧堆肥; 含氮有机物; 转化

中图分类号: S147 **文献标志码:** A

Effects of C/N ratio on NH₃ volatilization loss and nitrogen-containing organic compounds conversion in aerobic composting

ZHOU Haiying^{1,2}, QIU Huizhen^{1,2}, YANG Huizhen^{1,2}, LI Mengchan^{1,2},
WANG Youling^{1,2}, ZHANG Chunhong^{1,2}

(1. College of Resources and Environmental Science, Gansu Provincial Key Lab of Arid Land Crop Science,
Gansu Agriculture University, Lanzhou, Gansu 730070, China;

2. Engineering Research Center for the Resource Utilization of Livestock and Poultry Wastes in Gansu Province, Lanzhou, Gansu 730070, China)

Abstract: Using the mixture of cattle manure and maize straw with different proportion, an aerobic composting experiment was conducted with five different treatments of C/N ratios (T1 = 15, T2 = 20, T3 = 25, T4 = 30, and T5 = 35) under the pile composting conditions. The results showed that loss of total nitrogen (TN) in the composting mainly occurred in the first 24 days of composting, and the rate of TN loss in T1 to T5 treatments were statistically recorded as 10.1% ~ 24.1%. Among them, the proportion of nitrogen loss caused by NH₃ volatilization in TN loss reached 30.9% ~ 40.5%. More than 95% of the total NH₃ volatilization occurred during the heating stage and the high temperature period in composting, which was the main mean of total nitrogen loss. Ammonium content of each treatment accumulated and reached its maximum in the first 6 days of composting, leading to a rapid increase in pH, which was the direct cause of the NH₃ volatilization during the composting. The lower C/N ratio resulted in the higher pH value, which increased loss as NH₃, and the proportion of NH₃-N loss to total nitrogen loss. More than

90% of TN in composting materials was the organic nitrogen, and degradation of them occurred in the first 24 days. Lower C/N ratios however promoted faster degradation rate of organic nitrogen. Different components of organic nitrogen showed the different degradation rate, and the amino acid and amide nitrogen contributed much more to accumulation of ammonium. Therefore, when the initial C/N ratio of the heap was lower than 25, a large amount of ammonium nitrogen being produced due to the rapid mineralization of the organic nitrogen, and the resulting rapid increase in pH value of the heap may be the main cause of NH₃ volatilization and nitrogen loss in composting.

Keywords: NH₃ volatilization loss; C/N ratio; aerobic composting; nitrogen-containing organic; conversion

随着农业产业结构的不断调整,我国畜牧业和种植业在规模和质量上都得到快速发展,总产值逐年增加,但畜禽排泄物和农作物秸秆等农业废弃物随之增加^[1]。我国畜禽养殖粪污产生量为每年 3.834×10⁹ t,而利用率却不到 60%^[2]。农作物每年秸秆资源量达到 1.04×10⁹ t,可收集量达到 9.0×10⁸ t,未充分利用的有 2×10⁸ t 左右^[3]。我国农业废弃物的利用率较低,不仅造成了巨大的资源浪费,且由于乱堆乱放及随意焚烧也会严重破坏生态环境。

好氧堆肥因其可就地处理、成本低、无害化程度高以及生物风险小等优点成为应用最广的农业废弃物资源化利用途径^[4]。但是堆肥过程中因为 C/N 比等工艺参数的不合理调配会导致 NH₃ 大量挥发,不仅会造成严重的二次污染,也会引起氮素的大量损失。有研究表明,NH₃挥发导致的氮素损失可达总氮损失的 32.3%~50.0%^[5-7]。

目前,关于 NH₃挥发的产生机制以及阻控研究主要集中在引入外援添加剂进行原位控制方面^[8-10]。对好氧堆肥过程中氮素转化的研究则多集中在探究无机氮组分的变化规律^[11-13],鲜有学者系统性研究各形态氮素间的转化,特别是对好氧堆肥过程中有机氮及其组分含量的变化规律与 NH₃挥发之间关系的研究,且以不同 C/N 比为处理的堆肥试验多集中在堆肥腐熟进程的研究^[14-17],同时已有的试验多在静态通风堆肥系统或发酵仓堆肥系统中进行。鉴于此,本试验采用有机肥生产中最普遍应用的条垛式堆肥,以牛粪和玉米秸秆为原材料,设置 5 个不同 C/N 比处理,研究好氧堆肥过程中总氮、NH₃挥发、铵态氮、pH、有机氮及其组分含量的变化规律,旨在探明不同 C/N 比好氧堆肥过程中的 NH₃挥发损失及其与含氮有机物转化之间的关系,以期为减少堆肥过程中产生的二次污染、优化堆肥参数提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

堆肥试验设在甘肃省白银市白银区四龙镇鑫

吴有机肥厂,试验区年平均气温约 9℃,7—9 月平均气温 23℃,年均降雨量 181 mm,全年多风,属典型的大陆性气候。堆肥采用户外条垛式堆置方式,于 2018 年 7 月 25 日至 2018 年 9 月 14 日进行堆肥。供试新鲜牛粪采自白银市白银区四龙镇鑫吴奶牛场,所需玉米秸秆购自白银市白银区四龙镇昌达养殖合作社,使用前用切碎机将秸秆切成 2~5 cm 的碎料。堆肥原料的理化性质见表 1。

1.2 试验设计

如表 2 所示,堆肥原料为牛粪+玉米秸秆,堆肥试验共设置 5 个 C/N 比处理,分别为 15、20、25、30、35,记为 T1、T2、T3、T4、T5,每个处理设置 3 次重复。T1 处理添加一定量的尿素,T2~T5 处理添加不同量的玉米秸秆调节堆料 C/N 比。堆体初始含水率 65 (±1)%,混匀后堆成高 1.2 m、宽 1.8 m 条堆。堆肥前 28 d 每 2 d 翻堆一次,之后视水分状况翻堆。

表 1 堆肥原料的理化性质

Table 1 The characteristics of materials							
项目 Item	含水率 Moisture content/%	pH	总氮 TN/%	总碳 TC/%	全磷 TP/%	全钾 TK/%	C/N 比 C/N ratio
牛粪 Cattle manure	77.10	7.5	2.18	39.83	0.76	1.83	18.27
玉米秸秆 Maize straw	5.59	7.2	0.67	43.42	0.17	1.12	64.80

表 2 不同 C/N 比处理原料配比

Table 2 Different C/N ratios of raw material			
处理 Treatment	C/N 比 C/N ratio	牛粪/kg Cattle manure	玉米秸秆/kg Maize straw
T1	15	458	4.76(尿素 Urea)
T2	20	458	54
T3	25	458	248
T4	30	458	496
T5	35	458	828

1.3 试验样品采集

1.3.1 固体样品采集 本试验堆肥期间每 3 d 采集 1 次样品,采样时间为上午 9:30~10:30。采样时将每个堆体按照长度分为 3 等分,按离地面 40、70 cm 和 100 cm 分为上、中、下 3 层,按照 5 点采样法

在每层采集 300 g 样品,将采集的 3 层样品充分混匀并分为 3 份:1 份鲜样用于铵态氮测定;1 份自然风干后粉碎过 1 mm 筛,四分法缩份取出装入自封袋中,用于测定总氮和 pH 值;1 份粉碎过 0.149 mm 筛,四分法缩份取出装入自封袋中,用于测定有机氮组分。每次采样均在翻堆前进行。

1.3.2 气体样品采集 堆肥期间 NH₃收集时间为每天早上 9:00~11:00。采用静态箱^[18],箱体和底座材料为不锈钢,箱体为正方体,边长为 50 cm,体积为 0.125 L。底座高为 20 cm,边长为 50 cm,并设置深度为 2 cm 的水槽。采样前将静态箱底座固定在肥堆上(每个堆体同时放置 3 个静态箱),把静态箱放置在底座上,将静态箱底座凹槽灌水密封,防止外界气体进入箱内,将盛有 2% 硼酸的烧杯置于静态箱内吸收氨气(吸收 10 min)。吸收结束后,将烧杯用保鲜膜立即封口。每天采集 1 次气体,每次采样均为翻堆前采样。

1.4 测定指标与方法

1.4.1 温度 堆肥期间用 100℃ 水银温度计于每天 8:00、14:00、20:00 进行测量,并取 3 次温度的平均值作为当天堆体的温度。每次测温时测温深度与取样深度保持一致,同时进行环境温度的测量;

1.4.2 pH 值 pH 计法。称过 1 mm 筛的风干样品 5.0 g,放入 250 mL 三角瓶中,加蒸馏水 50 mL,在 180 r·min⁻¹ 的摇床上摇 20 min,取出后静置 30 min,然后用 pH 计测定^[19]。

1.4.3 总氮含量 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮-凯氏定氮法^[19]测定。

1.4.4 铵态氮含量 KCl 浸提-靛酚蓝比色法^[20]测定。

1.4.5 NH₃ 滴定 吸收了氨气的硼酸用 0.005 mol·L⁻¹ 的硫酸滴定,滴定终点为:溶液由蓝色变为淡紫红色。

(1)NH₃挥发速率计算公式如下:

$$F = \frac{C \times (V - V_0) \times M}{a^2} \times \frac{60}{t} \tag{1}$$

式中, F 为 NH₃ 挥发速率(mg·m⁻²·h⁻¹); C 为标定过的硫酸浓度(mol·L⁻¹); V 为消耗的硫酸体积(mL); V_0 为空白消耗的硫酸体积(mL); M 为 NH₃ 的分子量为 17.03(g·mol⁻¹); a^2 为采气箱与肥堆接触面积 $0.5 \times 0.5 = 0.25$ (m²); t 为吸收时间。

(2)NH₃ 累计挥发量计算公式如下:

$$D_{\text{NH}_3} = \sum (24FB)_1 + \sum (24FB)_2 + \sum (24FB)_3 + \cdots + \sum (24FB)_n \tag{2}$$

式中, D 为 NH₃ 累计挥发量(g·m²); F 为 NH₃ 挥发速率(mg·m⁻²·h⁻¹); B 为 NH₃ 挥发面积(m²); n 为 NH₃1 测定天数(d)。

1.4.6 有机态氮及其组分含量测定 Bremner 酸解法^[21]。堆肥过程中总氮损失率采用质量法计算^[22]:

$$X = \frac{C_0M_0 - C_1M_1}{C_0M_0} \times 100\% \tag{3}$$

式中, X 为总氮损失率(%); C_0 为初始时总氮质量分数(g·kg⁻¹); C_1 为结束时总氮质量分数(g·kg⁻¹); M_0 为初始时物料干重(kg); M_1 为结束时物料干重(kg)。

1.5 数据处理与分析

利用 SPSS 25.0 软件对所测数据统计分析,用平均值和标准偏差表示测定结果,对同一时间、不同处理的测定结果进行单因素方差分析(one-way ANOVA),并用 Duncan 法对各测定数据进行多重比较;采用 WPS 2016 制图。

2 结果与分析

2.1 不同 C/N 比对好氧堆肥过程中总氮含量的影响

堆肥过程中不同处理总氮含量如图 1 所示,可以看出,在堆肥前 24 d,各处理的总氮含量均迅速下降,T1~T5 处理的总氮含量分别下降了 23.1%、17.5%、15.9%、14.2%和 11.1%,C/N 比越低,下降幅度越大。经过高温期的降解,堆肥的堆体体积在进入降温期后迅速减小,重量急剧下降,各处理总氮含量因浓缩效应而增加。堆肥结束时(51d),与初始状态相比,除 T1 处理总氮含量略有降低外,T2~T5 处理的总氮含量分别增加了 4.7%、8.9%、8.8%和 15.0%,其中 T3 处理总氮含量为 16.38 g·kg⁻¹,且显著高于其他处理($P<0.05$)。

各处理在堆肥过程中的总氮损失率如图 2 所示。由图 2 可看出,T1 处理总氮损失率最高,为 24.1%,T5 处理最低,仅为 10.1%,这是由于 T1 处理 C/N 比最低,氮素含量丰富,在堆肥升温 and 高温阶段,高温和高 pH 条件下铵态氮大量转化为 NH₃并挥发,造成了大量的氮素损失。C/N 比越低,总氮损失率越高,堆体 C/N 比为 25~35 时,总氮损失率显著低于 C/N 比为 15~20 的处理。由此可见,为减少堆肥过程中氮素的损失,堆肥的初始 C/N 比不能低于 25。

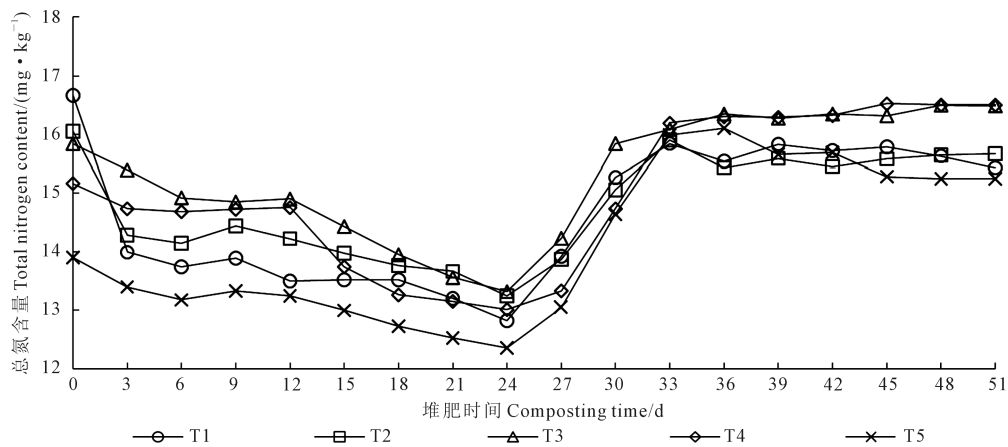
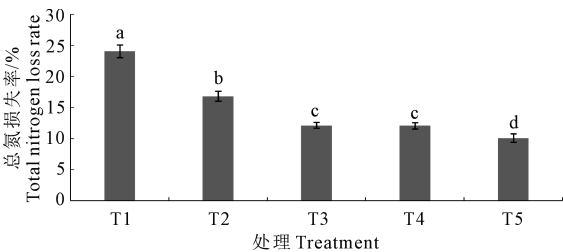


图 1 堆肥过程中总氮含量变化

Fig.1 Total nitrogen content during composting



注:不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$).

图 2 不同处理总氮损失率

Fig.2 Total nitrogen loss rate under different treatments

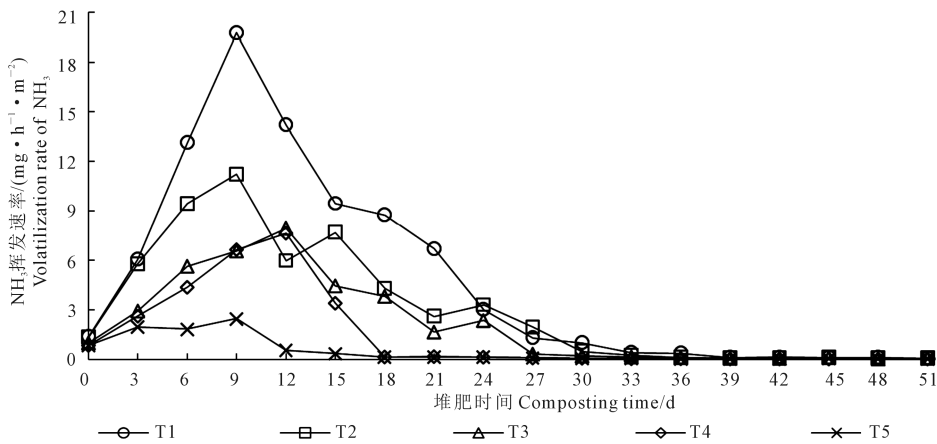


图 3 堆肥过程中 NH₃ 挥发速率变化

Fig.3 NH₃ volatilization rate during composting

堆体初始 C/N 比越低, NH₃ 挥发速率越高, 持续挥发时间越长, NH₃ 累积挥发量越大。

NH₃ 挥发是堆肥过程总氮损失的主要途径, 表 3 结果可以看出, T1~T5 处理由 NH₃ 挥发造成的氮损失占总氮损失比例依次为 40.5%、39.5%、38.6%、34.1% 和 30.9%。说明堆体初始 C/N 比越低, 由 NH₃ 挥发造成的氮损失占总氮损失比例越高。

2.2 不同 C/N 比对好氧堆肥过程中 NH₃ 挥发的影响

从图 3 中可以看出, NH₃ 挥发主要发生在升温期和高温期, 此时期内 NH₃ 挥发量占总挥发量的 95% 以上。本试验条件下的 NH₃ 挥发峰值出现在堆肥第 9 天, T1~T5 处理的峰值分别为 19.8、11.2、8.0、7.7 mg · h⁻¹ · m⁻² 和 2.5 mg · h⁻¹ · m⁻², T1 处理为 T3 处理的 2.5 倍, 为 T5 处理的 8 倍。当堆肥进行到 33 d 时, 各处理 NH₃ 挥发速率均在 0.5 mg · h⁻¹ · m⁻² 以下。至堆肥结束时, T1~T5 处理 NH₃ 累计挥发量分别为 141.5、97.2、71.7、71.6 g 和 54.8 g, 说明

2.3 不同 C/N 比对好氧堆肥过程中铵态氮含量的影响

如图 4 所示, T1 处理在堆肥开始时铵态氮达到最大值, 为 1.56 g · kg⁻¹, 而 T2~T5 处理在堆肥第 6 天达到最大值, 处理之间差异显著 ($P<0.05$), 分别为 1.26、1.20、1.10 g · kg⁻¹ 和 0.82 g · kg⁻¹, 之后随着 NH₃ 挥发的进行铵态氮含量随之降低, 降低的程度

随 C/N 比的增大而降低,堆肥结束时(51 d),T1~T5 处理铵态氮含量分别为 0.42、0.36、0.37、0.36 g · kg⁻¹和 0.34 g · kg⁻¹,损失率分别为 72.9%、61.2%、54.8%、51.8%和 43.3%,堆体初始 C/N 比越低,铵态氮损失率越大。

2.4 好氧堆肥过程中堆体 pH 值和温度的变化

由图 5 可知,随堆肥的进行 pH 值迅速升高,这主要是因为铵态氮的积累所致。至堆肥第 3 天时低 C/N 比的 T1 和 T2 处理 pH 高达 8.5 和 8.0,远高于 T3~T5 处理的 7.5~7.8,各处理间 pH 值出现差异,堆肥进入第 6 天时低 C/N 比处理和高 C/N 比处理间差异达最大,而堆肥进入第 12 天时处理间差异不断减小。堆肥进入降温腐熟期后,铵态氮和氨气被转化为硝态氮,各处理 pH 值开始下降。堆肥结束

时(51 d),5 个处理分别降为 8.59、8.58、8.55、8.51 和 8.53,各处理间无显著性差异($P<0.05$)。低 C/N 比处理过高的 pH 值是导致堆肥 NH₃ 大量挥发的主要因素。

不同 C/N 比堆体温度变化如图 6 所示。在堆肥初期,易分解的有机物质迅速分解,微生物活动释放出大量的热,使堆体温度迅速上升。T1 处理于第 6 天进入高温期(55℃),T2 处理于第 3 天进入高温期,T3~T5 处理均在堆肥第 2 天进入高温期,堆料含氮量越高,进入高温期所需要的时间越长。5 个处理高温期达到的最高温度依次为 58.8℃、59.3℃、61.8℃、63.0℃和 65.3℃,高温期持续时间依次为 20、21、24、27 d 和 31 d,在堆肥过程中低 C/N 比的 T1 和 T2 处理高温期持续时间和所达到的最

表 3 NH₃ 累计挥发与损失

Table 3 NH₃ cumulative volatilization and loss

处理 Treatment	NH ₃ 挥发氮损失占总氮损失比例/% NH ₃ volatile nitrogen loss as a percentage of total nitrogen loss	NH ₃ 累计挥发量/g NH ₃ cumulative volatilization	升温期占比/% Proportion of warming period	高温期占比/% Proportion of high temperature period
T1	40.5	141.5	7.9	89.2
T2	39.5	97.2	10.0	87.2
T3	38.6	71.7	12.2	86.0
T4	34.2	71.6	11.5	86.9
T5	30.9	54.8	17.3	80.9

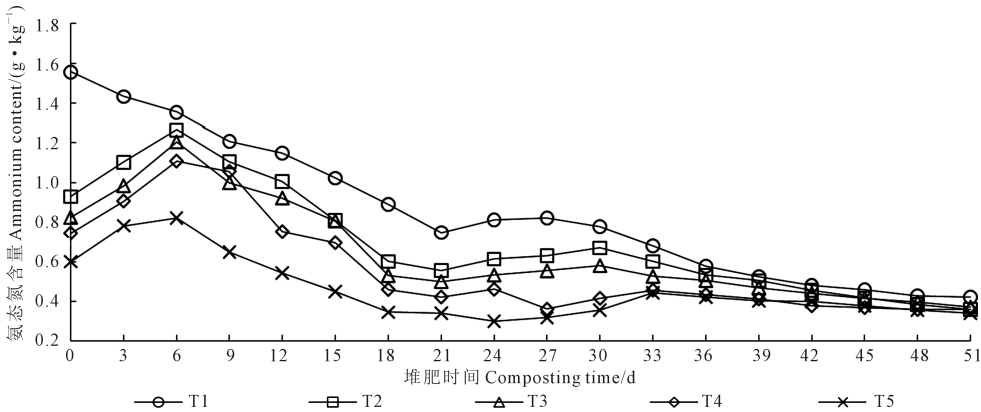


图 4 堆肥过程中铵态氮含量变化
Fig.4 Ammonium content during composting

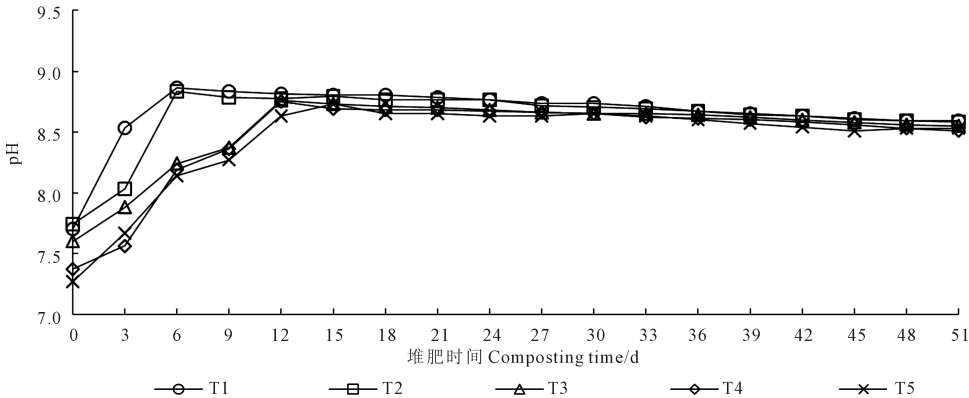


图 5 堆肥过程中 pH 值的变化
Fig.5 pH value during composting

高温都低于高 C/N 比 T3~T5 处理。进入降温腐熟阶段,堆体温度逐渐降低,堆肥结束时(51 d)T1~T4 降到 40℃ 以下,T5 处理略高于 40℃。

2.5 不同 C/N 比对好氧堆肥过程中有机氮及其组分含量的影响

本试验中各处理有机氮含量均达到总氮含量的 90% 以上。由图 7 可见,堆肥第 0 天,T5 处理有机氮含量显著低于其他处理($P<0.05$)。随着堆肥的进行,各处理有机氮含量不断减少,有机氮的损失主要发生在堆肥前 24 d,T1~T5 处理有机氮含量分别损失了 31.8%、24.3%、14.4%、14.0% 和 7.0%,说明堆体初始 C/N 比越低,有机氮损失越严重。堆肥结束时,5 个处理有机氮含量分别增加至 14.83、15.63、15.82、15.80 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 14.82 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,T3 和 T4 处理有机氮含量显著高于 T1 和 T5 处理($P<0.05$)。

本试验中酸解有机氮占有有机氮的比例为 50%~60%。由图 8 可见,在整个堆肥过程中酸解有机氮含量呈下降趋势。堆肥结束时,C/N 比最高的 T5 处理显著低于其他处理($P<0.05$)。T1~T5 处理酸解有机氮损失率分别为 61.2%、60.2%、57.9%、

53.6% 和 55.4%,说明堆体初始 C/N 比越低,酸解有机氮损失率越高,氮素损失率越大。堆肥成品中 C/N=30 的 T4 处理酸解有机氮含量最高,且在整个堆肥过程中的损失率也最低。

本试验中氨基酸态氮占酸解有机氮比例约为 30%~40%,从图 9 中可以看出,氨基酸态氮的损失主要发生在堆肥前 9 d,5 个处理均在堆肥第 9 天达到最低值,较初始状态分别损失了 52.1%、38.3%、31.8%、36.6% 和 42.7%。表明堆体初始 C/N 比越低,氨基酸态氮损失率越高。堆肥结束时,各处理氨基酸态氮含量分别为 1.98、2.21、2.22、2.15 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 2.04 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,损失率分别为 37.8%、18.4%、6.6%、4.2% 和 3.6%。堆肥成品中 C/N=25 的 T3 处理氨基酸态氮含量最高,在整个堆肥过程中损失率也相对较小。

本试验中酰胺态氮在酸解有机氮中所占比例为 30%~40%。从图 10 可以看出,堆肥前 6 d 各处理酰胺态氮含量不断增加,并于第 6 天达到最高值,分别为 5.28、4.93、4.74、4.75 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 4.20 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。堆体进入高温期后酰胺态氮转化为铵态氮,

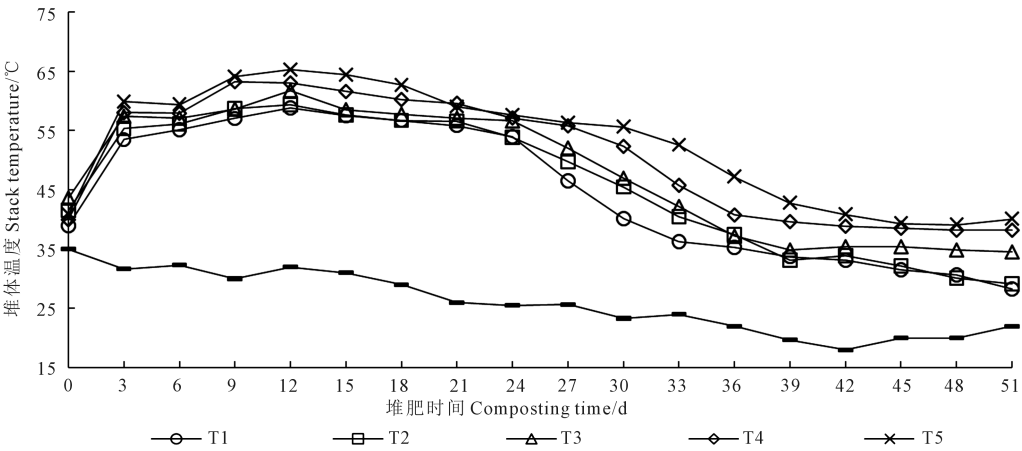


图 6 堆肥过程中堆体温度变化
Fig.6 Change of stack temperature during composting

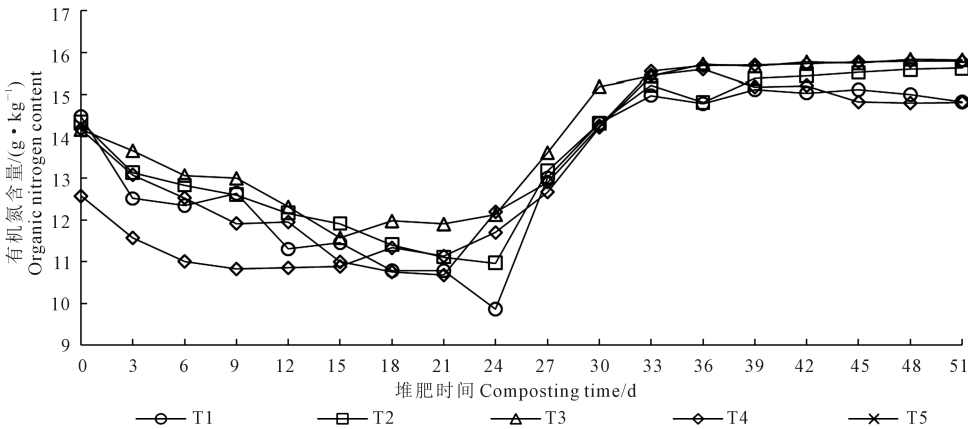


图 7 堆肥过程中有机氮含量变化
Fig.7 Organic nitrogen content during composting

并以 NH₃ 的形式挥发损失。酰胺态氮含量的损失主要发生在第 6~18 d,此期间 T1~T5 处理损失率分别为 42.2%、35.4%、32.7%、38.4%和 28.4%,堆体 C/N 比越低,酰胺态氮含量损失率越高。至堆肥结束时(51 d),T1~T5 处理酰胺态氮含量增加到5.29、5.31、5.36、5.35 g·kg⁻¹和 5.08 g·kg⁻¹。T3 处理酰胺态氮含量最高,且显著高于 T 1 和 T5 处理($P<0.05$)。

本试验中各处理氨基糖态氮在酸解有机氮中

所占的比例不到 2%。如图 11 所示,在堆肥前 24 d, T1~T5 处理氨基糖态氮含量均呈现不同程度的增加,T1 和 T2 处理于第 21 天达到最高值,而 T3~T5 处理于第 24 天达到最高值,与堆肥初始状态相比, T3 处理增加最多,为 91%,T1 处理增加最少,为 77%。堆肥结束时(51 d),各处理氨基糖态氮含量分别为 0.12、0.13、0.13、0.12 g·kg⁻¹和 0.11 g·kg⁻¹,差异不显著($P<0.05$)。堆体初始 C/N 比过低,不利于氨基糖态氮积累。

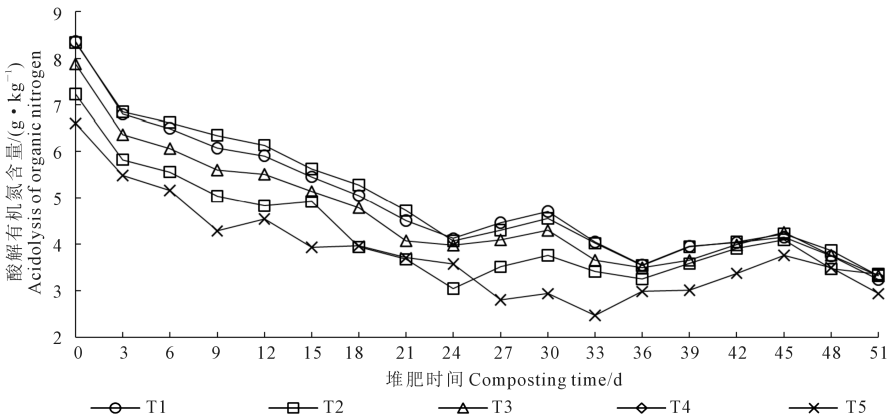


图 8 堆肥过程中酸解有机氮含量变化

Fig.8 Organic nitrogen content in acid hydrolysis during composting

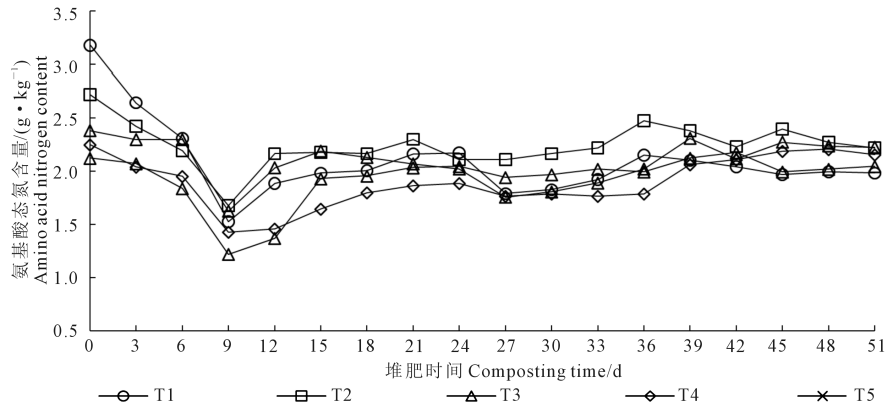


图 9 堆肥过程中氨基酸态氮含量变化

Fig.9 Amino acid nitrogen content during composting

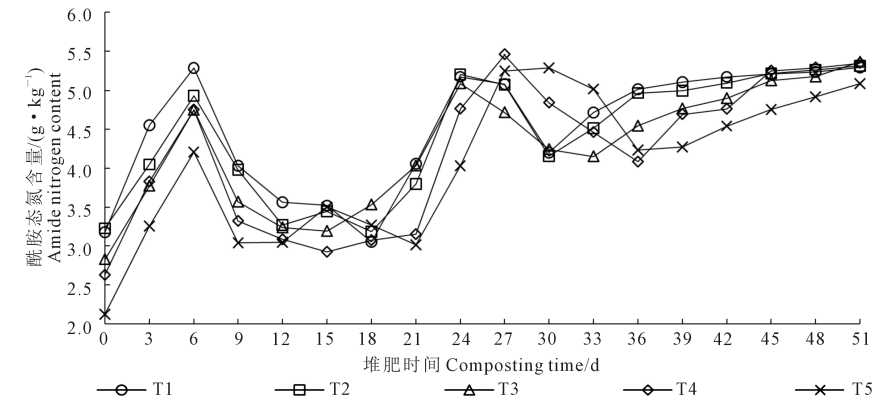


图 10 堆肥过程中酰胺态氮含量变化

Fig.10 Amide nitrogen content during composting

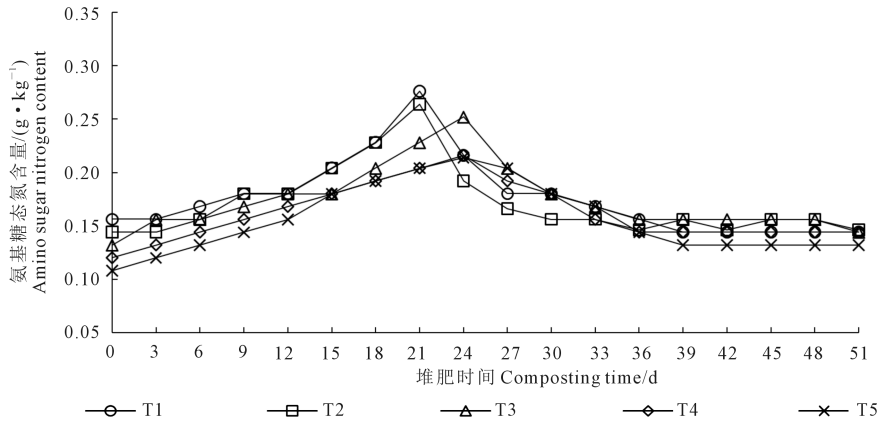


图 11 堆肥过程中氨基糖态氮含量变化

Fig.11 Amino sugar nitrogen content during composting

3 讨 论

各形态氮素相互转化过程中伴随着一定量的氮素损失,在好氧堆肥中氮素损失途径包括 NH_3 挥发、硝化和反硝化过程产生的含氮气体挥发以及径流,研究显示 NH_3 挥发是堆肥过程中氮素损失最主要的途径^[23]。在本试验中,总氮大量损失主要发生在堆肥升温期和高温期,其中约有 30.9%~40.5% 的氮素损失是由 NH_3 挥发造成的,此阶段 NH_3 累计挥发量均达到整个堆肥过程总挥发量的 95% 以上,这与黄兆林、黄国锋等^[6-7] 的研究结果一致,主要是因为堆肥前期堆体温度高,微生物对含氮有机化合物的矿化更剧烈,铵态氮大量生成并积累,导致堆体 pH 值升高,进而导致大量的 NH_3 挥发。虽然 NH_3 挥发会造成总氮损失,但在本试验中堆肥结束时的各处理总氮含量高于初始值,一方面是因为铵态氮与碳源代谢的中间产物 α -酮戊二酸在谷氨酸合成酶的作用下合成有机氮^[24],同时本试验证明好氧堆肥中有机氮占总氮的 90% 以上;另一方面是因为随着堆肥进程的推进,肥堆体积不断减小,同时肥堆的重量也急剧下降,氮素的相对含量被浓缩,这与张雪辰和赵建荣等^[25-26] 的研究结果一致。C/N 比是最关键的影响因素^[27],C/N 比过低会导致堆体温度上升缓慢,不能有效降解肥堆中的有机物,且过量的氮素无法被微生物利用,将以 NH_3 的形式溢散,既降低了产品肥效又造成了严重的环境污染^[28-29];本试验中 T1 处理总氮和铵态氮损失率最高,由 NH_3 挥发造成的氮素损失占总氮损失的比例最大,主要原因是 T1 处理 C/N 比过低,氮素含量本底值较高,铵态氮含量丰富,且堆体的 pH 值随铵态氮的积累迅速升高,高温和高 pH 值条件促进了铵态氮向 NH_3 的转化,T1 处理 NH_3 累计挥发量最大,因此造成的

氮素损失也最大。而当堆体 C/N 比过高时,则氮源不足,使得菌体繁殖量减少,进而降低微生物工作效率,延长肥堆发酵时间^[30]。

堆肥中氮素的形态主要以有机氮为主。有机氮及其组分是矿化氮的源和库,在氮素转化与固定中起到至关重要的作用^[31]。整个好氧堆肥过程中 T1~T5 处理有机氮损失率为 8.5%~19.0%,同时研究结果显示堆体初始 C/N 比越低,有机氮的损失率越高,随着堆肥进入降温腐熟期,有机氮含量不断上升,这可能是因为氨同化细菌将一些可溶性有机氮如氨基酸、氨基糖、核苷酸以及氨化作用产生的铵态氮同化成细胞的组成成分,氨被转化为生物氮^[32]。但 T5 处理酸解有机氮含量始终处于最低,这是由于该处理本身有机氮含量就低,而且含氮有机物的矿化速率较慢,此结果与贺琪^[13] 和单德鑫^[33] 等人的研究结果一致。

肥堆中氨基酸态氮可以在微生物和相关酶的作用下大量转化为酰胺态氮和铵态氮,酰胺态氮也可进一步转化为铵态氮,在一定环境条件下,铵态氮又以 NH_3 形式挥发^[34]。氨基酸态氮在堆肥前 9 d 大幅减少,主要有两个原因,一是堆肥前期堆体温度迅速升高,微生物首先利用堆肥原料中小分子的氨基酸作为氮源,使得氨基酸态氮的分解速率大于产生速率;二是由于肥堆中氨基酸态氮存在一定的转化,其在酰胺酶和脱氨酶的作用下分别转化为酰胺态氮和铵态氮^[35]。试验结果显示整个好氧堆肥过程中 T1~T5 处理氨基酸态氮损失率 20.6%~50.8%,并且堆体初始 C/N 比越低,其损失率越高,这是由于 C/N 比越低的处理, NH_3 挥发越严重,铵态氮损失率越高。本试验中各处理酰胺态氮在堆肥前 6 d 呈增加趋势,主要是因为堆体中由水解或脱氨基产生的氨基酸和氨基糖在一定条件下可以

合成酰胺态氮;6 d 后肥堆酰胺态氮含量有所降低,这主要是因为酰胺态氮向铵态氮转化导致的,并且以 NH₃挥发形式损失。本试验发现氨基酸态氮和酰胺态氮为主要的矿化源,整个堆肥过程中氨基酸态氮的减少量大于酰胺态氮的减少量,因此氨基酸态氮对矿化氮的贡献率大于酰胺态氮。

4 结 论

- 1)总氮损失主要发生在堆肥前 24 d,至堆肥结束时,总氮损失率达 10.1%~24.1%,且堆体初始 C/N 比越低,总氮损失率越高。
- 2)NH₃挥发是总氮损失的主要途径,由 NH₃挥发造成的氮损失占总氮损失的 30.9%~40.5%;堆肥升温期和高温期的 NH₃挥发量占总挥发量的 95%以上,且堆体初始 C/N 比越低,NH₃累计挥发量越高。
- 3)堆体初始 C/N 比越低,铵态氮积累越多,导致 pH 越高,铵态氮损失越严重,堆肥结束时铵态氮的损失率高达 43.3%~72.9%。
- 4)堆肥材料总氮的 90%以上为有机氮,其矿化主要发生在堆肥前 24 d,矿化率为 7.0%~31.8%,堆体初始 C/N 比越低,有机氮的矿化越快,且以氨基酸态氮和酰胺态氮的矿化为主。

参 考 文 献:

[1] 丁晓艳.农村有机废弃物能源化利用综合评价研究[D].成都:西华大学,2016.

[2] 武淑霞,刘宏斌,黄宏坤,等.我国畜禽养殖粪污产生量及其资源化分析[J].中国工程科学, 2018,20(5): 103-111.

[3] 石祖梁,贾涛,王亚静,等.我国农作物秸秆综合利用现状及焚烧碳排放估算[J].中国农业资源与区划, 2017, 38(9):32-37.

[4] 姜继韶,黄懿梅,黄华,等.猪粪秸秆高温堆肥过程中碳氮转化特征与堆肥周期探讨[J].环境科学学报, 2011,31(11):2511-2517.

[5] 胡进福.畜禽粪便堆肥化过程中氮素损失的控制[D].长沙:湖南农业大学,2010.

[6] 黄兆林.牛粪和秸秆堆肥中氨气散失的控制研究[D].云南:昆明理工大学,2012.

[7] 黄国锋,钟流举,张振钿,等.猪粪堆肥化处理过程中的氮素转变及腐熟度研究[J].应用生态学报, 2002,13 (11):1459-1462.

[8] 张晓岸.粪便高温堆肥中氮素损失及原位保氮的研究[D].重庆:重庆工商大学,2018.

[9] 黄懿梅,曲东,李国学.调理剂在鸡粪锯末堆肥中的保氮效果[J].环境科学,2003,24(2):159-160.

[10] 吴娟.过磷酸钙对猪粪堆肥碳、氮转化及减缓有机质降解技术机制研究[D].北京:中国农业大学,2017.

[11] 徐鹏翔.反应器堆肥过程中氮素的转化特征及工艺优化研究[D].北京:中国农业大学,2018.

[12] 刘玉婷.禽粪好氧堆肥过程中氮素转化与菌群互作规律的研究[D].大连:大连理工大学,2018.

[13] 贺祺,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.

[14] 张鹤,李孟婕,杨慧珍,等.不同碳氮比对牛粪好氧堆肥腐熟过程的影响[J].甘肃农业大学学报,2019,54 (1):60-67.

[15] 林皓,卓倩,吴菁,等.碳氮比对半静态强制通风堆肥反应器堆肥腐熟度的影响[J].福建师范大学学报(自然科学版),2017,33(6): 43-49.

[16] 飞兴文,毕树琼,王家春,等.蔬菜废弃物调整碳氮比与腐熟速度的关系[J].农技服务,2012,29(12):1291-1330.

[17] 关静姝.碳氮比对牛粪好氧堆肥过程的影响[D].哈尔滨:东北农业大学,2007.

[18] 袁京,何胜洲,李国学,等.添加不同辅料对污泥堆肥腐熟度及气体排放的影响[J].农业工程学报,2016,32 (10):241-246.

[19] 中华人民共和国农业行业标准. NY525-2012 有机肥料行业标准[S].北京:中国农业出版社,2012.

[20] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000:438-440.

[21] Bremner J M. Organic forms of nitrogen.In: Methods of Soil Analysis [M]. Wisconsin: America Society of Agronomy, 1965:1238-1255.

[22] 陈是吏,袁京,李国学,等.过磷酸钙和双氰胺联用减少污泥堆肥温室气体及 NH₃排放[J].农业工程学报,2017,33(6):199-206.

[23] 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.

[24] 翁洵,王炎,郑孟菲,等.堆肥过程中氮素转化及保氮措施研究进展[J].中国农学通报,2017,33(27):26-32.

[25] 张雪辰,王旭东.畜禽粪便快速发酵过程中的氮素转化及损失[J].农业环境科学学报, 2014, (3):458-464.

[26] 赵建荣,高德才,汪建飞,等不同 C/N 下鸡粪麦秸高温堆肥腐熟过程研究[J].农业环境科学学报,2011,30(5): 1014-1020.

[27] 王若斐,刘超,操一凡,等.不同碳氮比猪粪堆肥及其产品肥效[J].中国土壤与肥料,2017,(6):127-154.

[28] 黄向东,韩志英,石德智,等.畜禽粪便堆肥过程中氮素的损失与控制[J].应用生态学报,2010,21(1):247-254.

[29] Eghball B, Lesoin G W. Viability of seeds following manure windrow composting[J].Composting Science & Utilization, 2000,8(1):46-53.

[30] 翟峰,张勇,高燕妮.鸡粪再生饲料资源的开发与利用[J].畜牧业, 2007,(3):12-15.

[31] 吴汉卿,张玉龙,张玉玲,等.土壤有机氮组分研究进展[J].土壤通报, 2018,49(5):1240-1246.

[32] 郭娇,齐德生,张妮娅,等.中国畜牧业温室气体排放现状及峰值预测[J].农业环境科学学报,2017,36(10): 2106-2113.

[33] 单德鑫.牛粪发酵过程中碳氮磷转化研究[D].哈尔滨:东北农业大学,2006.

[34] 曹立群.鸡粪堆肥氮转化规律与异养亚硝化细菌研究[D].哈尔滨:东北农业大学,2008.

[35] 马丽红,黄懿梅,李学章,等.牛粪堆肥化中氮素形态与微生物生理群落的动态变化和耦合关系[J].农业环境科学学报,2009,28(12): 2674-2679.