

# 适量通风显著降低鸡粪好氧堆肥过程中氮素损失

聂二旗<sup>1,2</sup>, 郑国砥<sup>1,2\*</sup>, 高定<sup>1</sup>, 刘晓燕<sup>3</sup>

(1 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101; 2 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049;  
3 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

**摘要:** 【目的】研究不同通风量对鸡粪好氧堆肥过程中温度、含水率、种子发芽指数 (GI) 及氮素形态转化的影响, 以期在达到鸡粪无害化要求的前提下, 为减少鸡粪好氧堆肥过程中的氮素损失、提高堆肥成品品质、优化通风曝气工艺参数和节省能耗提供参考。【方法】试验在山东某有机肥厂好氧堆肥车间开展, 以鸡粪和稻壳为原料, 按照 1 : 1(质量比) 混合均匀之后作为堆肥初始物料。在间歇性强制通风和翻抛条件下, 设置低、中、高 3 个通风水平, 即通风量依次为 0.1、0.2 和 0.3 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·min), 好氧堆肥周期为 28 天。通过现场定期采样, 测定温度、全氮、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、pH、含水率和发芽指数等指标, 研究不同堆肥阶段各指标的变化和氮素形态的转化。【结果】在整个好氧堆肥周期内, 堆体温度呈现先升高后降低的趋势, 低、中和高通风量的最高温度分别达到 68.3℃、71.8℃ 和 68.6℃, 高温 (≥ 50℃) 持续时间均超过 12 天, 达到了畜禽粪便无害化卫生要求; 含水率逐渐下降, 各通风量处理分别由最初的 63.2%、62.1% 和 64.5% 降低到 32.4%、30.1% 和 29.2%; pH 先升高后降低, 至好氧堆肥结束时, 各通风处理的 pH 均处于 7.5~8.0 之间; 种子发芽指数 (GI) 均大于 80%, 说明经过 28 天的好氧堆肥后, 三个通风处理条件下的鸡粪堆肥成品均达到了腐熟度要求。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量均呈现先增长后逐渐降低的趋势; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量呈现明显的增加趋势; 总氮 (TN) 含量在整个好氧堆肥周期内整体上呈现先降低后增加的趋势; 经过 28 天的好氧堆肥结束之后, 低、中、高通风处理的氮素损失率分别为 19.8%、20.2% 和 29.6%, 低通风量与中通风量之间差异不显著, 高通风量显著高于低通风量和中通风量 ( $P \leq 0.05$ )。【结论】在鸡粪进行好氧堆肥过程中, 通风量为 0.1、0.2 和 0.3 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·min) 下, 堆肥成品均能达到腐熟度和无害化要求, 其中采用中通风量 0.2 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·min) 时的氮素损失较少, 且种子发芽指数较高。综合以上指标及实际工厂化运行过程的影响因素, 在鸡粪好氧堆肥过程中建议采用的通风量为 0.2 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·min)。

**关键词:** 鸡粪; 好氧堆肥; 通风量; 氮素损失

## Moderate intensity of ventilation can significantly reduce nitrogen loss during aerobic composting of chicken manure

NIE Er-qi<sup>1,2</sup>, ZHENG Guo-di<sup>1,2\*</sup>, GAO Ding<sup>1</sup>, LIU Xiao-yan<sup>3</sup>

(1 Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

**Abstract:** 【Objectives】The study was focused on effects of different ventilation intensities on nitrogen transformation in chicken manure composting. The objectives were to optimize the operating parameters of ventilation, reduce the loss of nitrogen, and improve the quality of the final chicken manure. 【Methods】The experiment was conducted at the composting site of an organic fertilizer factory in Shandong Province, with the chicken manure and rice husks mixed at 1 : 1 as the initial material. Under the condition of forced aeration and turning, aerobic fermentation of composting was carried out for a period of 28 days. Mild, moderate and strong ventilation intensities of 0.1, 0.2 and 0.3 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·min) were setup during the composting. Samples were taken at

收稿日期: 2018-10-26 接受日期: 2019-01-19

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFD0501408, 2016YFC0401102); 中央公益性科研院所基本科研业务费专项 (1610132019056)。

联系方式: 聂二旗 E-mail: nieerqi@foxmail.com; \* 通信作者 郑国砥 E-mail: zhenggd@igsrr.ac.cn

different time during the process of composting. Temperature, pH and moisture content were monitored, and the contents of total nitrogen,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  were determined throughout the overall period. The germination index of the compost products was tested using rape seeds at last. **【 Results 】** During composting, the windrow temperature under mild, moderate and high ventilation intensities rapidly reached up to 68.3°C, 71.8°C and 68.6°C respectively. The temperature of  $\geq 50^\circ\text{C}$  lasted over 12 days, and then declined to the environment temperature. The moisture content of windrow reduced from the initial 63.2%, 62.1%, and 64.5% to 32.4%, 30.1% and 29.2%, respectively. The pH of the windrow varied from 7.5–8.0 under all the ventilation treatments. At the end of the composting process, the seeds germination index (GI) was more than 80% in all the treatments. The content of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  decreased gradually after the slight increasing at early period. The content of  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  kept increasing significantly. The content of total N showed a trend of decreasing and then increasing gradually during entire composting. The nitrogen loss in mild, moderate and strong ventilation were 19.8%, 20.2%, and 29.6% respectively. The rates of nitrogen losses were not significantly different between mild and moderate ventilation, but both of them were significantly lower than that of strong ventilation ( $P \leq 0.05$ ). **【 Conclusions 】** During the chicken manure composting, ventilation intensity does not affect the process, and all could produce qualified products that meet the safety and hygiene requirements of manure. Among three ventilation intensities, moderate intensity of  $0.2 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{min})$  of the material leads to the least nitrogen loss and high germination index, making it the recommended ventilation for chicken manure composting.

**Key words:** chicken manure; aerobic composting; ventilation intensity; nitrogen loss

鸡粪中有机氮含量较高, 存储过程中易降解为氨氮, 如果不能进行合理的处理处置, 将会造成一系列的环境问题<sup>[1]</sup>, 将鸡粪进行无害化处理, 则可以实现资源的回收<sup>[2]</sup>。高温好氧堆肥是目前被广泛应用于畜禽粪便无害化资源化处理的方式之一, 鸡粪经过好氧堆肥可以转化为有机肥料, 用于提高土壤肥力和改良土壤<sup>[3]</sup>。

鸡粪在进行好氧堆肥时一个关键的问题就是氨排放造成的氮素损失, 氨排放不仅会造成严重的大气污染, 还会降低堆肥成品有机肥的品质<sup>[4]</sup>。多数研究表明, 好氧堆肥过程中氮素损失占全氮的 16%~74%<sup>[5-6]</sup>。因此, 控制鸡粪好氧堆肥中的氮素损失一直是近几年环境领域研究的重点。

影响堆肥过程中氮素损失的因素有很多, 目前的研究包括 C/N<sup>[7-8]</sup>、含水率<sup>[7]</sup>、添加剂<sup>[7,9]</sup>、调理剂<sup>[10-11]</sup>、温度<sup>[5]</sup>、通风量<sup>[4,12]</sup>等, 而在所有的影响因素中通风是较为关键的影响因素<sup>[13]</sup>。通风作为好氧堆肥的关键工艺参数在堆肥过程中主要起着供氧、调节温度和脱水的作用<sup>[14]</sup>。通风不足会导致堆体产生厌氧环境, 影响微生物的活性, 进而影响堆体的升温。而通风量过大会增加能耗, 造成热量逸散和氮素的大量损失, 这不但会影响堆体的升温, 还会降低堆肥成品的品质<sup>[8]</sup>。最佳的通风量取决于堆肥过程中物料的组成和微生物对氧气的需求量<sup>[15]</sup>。

目前关于通风量对好氧堆肥过程中氮素损失影响的相关研究多集中于实验室规模<sup>[12]</sup>, 而对于在工厂

化好氧堆肥过程中通风量对氮素损失影响的相关研究较少。由于实际工厂化好氧堆肥过程中发酵槽体积较大, 翻抛机、鼓风机和阀门等设备与实验室存在差异, 这就造成实验室中得出的有关通风量的工艺参数在实际工厂化应用过程中并不能达到理想效果。研究通风量对工厂化鸡粪好氧堆肥过程和氮素转化的影响有助于优化工厂化好氧堆肥过程中的通风工艺参数, 进一步减少鸡粪好氧堆肥过程中的能耗损失和氮素损失, 提高鸡粪堆肥成品中的养分含量。

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 堆肥材料

试验于 2018 年 3 月在山东某有机肥厂的好氧堆肥车间进行。供试原料主要是鸡粪和稻壳, 均取自山东某养鸡场, 供试材料的具体特性见表 1。

### 1.2 堆肥方法

将鸡粪和稻壳以湿基质量比 1 : 1 经混料机混合均匀后, 堆置在发酵槽中进行高温好氧堆肥。好氧堆肥堆体结构如图 1, 为了保证堆体正常升温, 第一阶段 (0~2 d) 设定每  $1 \text{ m}^3$  物料的通风量均为  $0.1 \text{ m}^3/\text{min}$ , 第二阶段 (3~28 d) 设定每  $1 \text{ m}^3$  物料的通风量分别为  $0.1 \text{ m}^3/\text{min}$ 、 $0.2 \text{ m}^3/\text{min}$ 、 $0.3 \text{ m}^3/\text{min}$  (分别记为低、中、高通风量)。三个处理均采用间歇性强制通风好氧发酵技术, 设定好氧堆肥周期为 28 天。采

表 1 试验材料及其混合物基本性质 (平均值 ± 标准差, 以干基计)

Table 1 Basic properties of composting raw materials and their mixture (means ± SD, in dry base)

原料 Material	pH 值 pH value	含水率 (%) Water content	总碳 (g/kg) Total carbon	总氮 (g/kg) Total nitrogen
鸡粪 Chicken manure	6.3 ± 0.3	78.3 ± 1.7	269.5 ± 9.8	44.5 ± 2.1
稻壳 Rice husk	9.8 ± 0.2	18.5 ± 2.3	412.6 ± 14.6	8.2 ± 0.6
原料混合物 Mixture	8.3 ± 0.3	59.8 ± 4.3	386.8 ± 12.4	34.5 ± 1.2

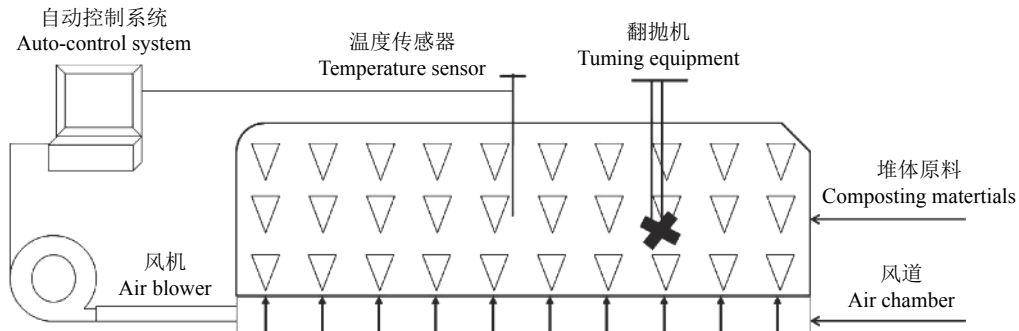


图 1 好氧发酵堆体结构图

Fig. 1 Schematic diagram of aerobic fermentation structure

用 PT100 探头连续监测记录好氧堆肥过程中的温度变化, 堆肥的第 14 天进行翻抛, 在发酵的第 0、2、3、6、9、12、15、19、25、28 天进行多点混合取样, 样品经过充分混合后带回实验室, 4℃ 冰箱冷藏保存, 用于相关理化指标的测定。

### 1.3 测定项目与方法

1.3.1 测定指标 堆肥物料含水率采用烘干法测定, (105℃、24 h) 烘至恒重, 灰分的测定采用马弗炉灼烧 (550℃、6 h)。pH 值 (固液比为 1 : 10), 浸提过滤后, 用 S-3C 型 pH 计测定; 总碳 (TC) 和总氮 (TN) 采用 Flash2000 元素分析仪测定<sup>[16]</sup>。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 采用 2 mol/L KCl 溶液 (m : V=1 : 10) 浸提, 振荡 30 min 后过滤, 滤液采用连续流动分析仪 (Auto Analyzer-III, 德国 BranLuebbe 公司) 测定<sup>[17]</sup>。种子发芽指数 (GI) 的测定方法为, 首先用去离子水浸提液 5 mL 于垫有滤纸的培养皿中, 并以添加等量去离子水的培养皿作对照, 然后各加入 10 粒小油菜种子, 每个处理重复 3 次, 放置在 (20 ± 1)℃ 的培养箱中培养 48 h 后测定发芽率和根长, 并根据以下公式计算 GI 值<sup>[18]</sup>。

$$GI = \frac{\text{浸提液种子发芽率} \times \text{种子根长}}{\text{去离子水种子发芽率} \times \text{种子根长}} \times 100\%$$

1.3.2 氮素损失的计算方法 氮素损失计算方法参照 Paredes 等<sup>[19]</sup>的方法, 根据好氧堆肥过程中物质守

恒和氮素平衡原理, 假定在堆肥全过程中灰分总量无损失, 因此可得出堆肥过程中氮素损失率的计算公式:

$$N_{\text{loss}} (\%) = \frac{A_i \times N_0 - A_0 \times N_i}{A_i \times N_0} \times 100$$

式中,  $N_{\text{loss}}$  表示氮损失率 (%);  $A_0$  表示初始的灰分含量 (%);  $A_i$  表示第  $i$  天的灰分含量 (%);  $N_0$  表示初始的全氮含量 (%);  $N_i$  表示第  $i$  天的全氮含量 (%)。

### 1.4 数据分析方法

数据采用 Excel 2010 进行整理, 采用 SPSS 19.0 进行单因素方差分析 (One-Way ANOVA), 并对各指标进行显著性检验, 显著性水平  $P < 0.05$ , Sigma Plot 10.0 制图。

## 2 结果与分析

### 2.1 通风对堆肥过程的影响

2.1.1 温度的变化 从图 2 可以看出低通风量、中通风量和高通风量的最高温度分别达到 68.3℃、71.8℃ 和 68.6℃, 且各处理的堆肥高温期 ( $\geq 50^\circ\text{C}$ ) 持续时间均超过 12 天, 达到粪便无害化卫生要求 (GB 7959-2012) 的人工堆肥温度大于 50℃ 至少持续 10 天的标准。其中在第 14 天三个处理的温度均明显下降, 这是由于第 14 天进行翻抛所致。翻抛在好氧堆肥过程中有利于打破堆体的层次效应, 增加堆体

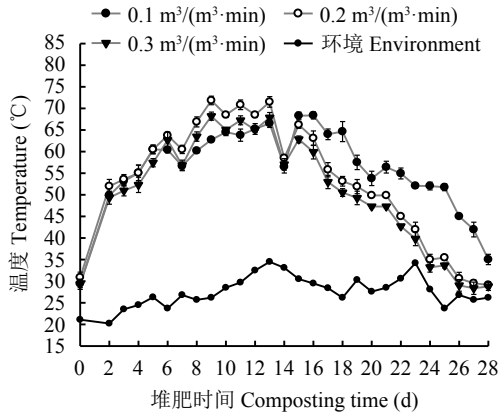


图 2 不同通风量条件下堆体温度变化

Fig. 2 Temperature during chicken manure composting process under different ventilation intensities

物料的均一性，同时翻抛过程中也会带走大量的热量，降低堆体的温度。14 天之后的温度又逐渐上升然后逐渐下降，至堆肥结束，堆体的温度逐渐接近环境温度。

2.1.2 pH 值和含水率的变化 各处理的初始 pH 均为 8.3 左右，且各处理的 pH 变化趋势基本保持一致，均呈现出先下降后上升再下降的趋势，三个处理的 pH 在 3 天之内均降到了 7.2~8.1，而后低通风量和中通风量的 pH 都呈现出上升趋势，高通风量的 pH 较低通风量和中通风量的 pH 呈现出较长时间的降低趋势 (图 3)。统计分析结果表明，至堆肥结束三种处理堆肥成品的 pH 无显著差异 ( $P = 0.432$ )，在 7.8~8.0 之间，符合《有机肥料》(NY525-2012) 中要求的堆肥成品 pH 为 5.5~8.5 的要求。

三个处理初始混合后的物料含水量在 63%~65% 之间，好氧堆肥过程中整体都呈现出降低的趋势。其中，前 3 天各处理的含水率呈现少量增加的

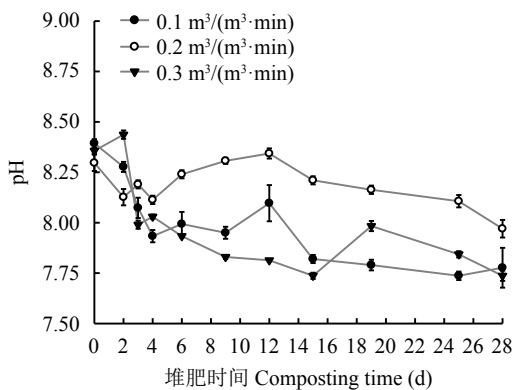


图 3 不同通风量条件下堆体 pH 变化

Fig. 3 The pH of the chicken manure during composting process under different ventilation intensities

趋势。各处理的堆体含水率至堆肥结束分别降到 32.3%、30.6%、29.3% (图 4)。

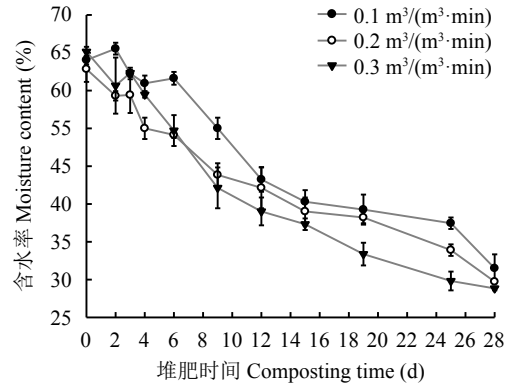


图 4 不同通风量条件下堆料含水率的变化

Fig. 4 Moisture content during chicken manure composting process under different ventilation intensities

2.1.3 种子发芽指数 (GI) 的变化 各堆肥处理初始物料的 GI 为 30% 左右。在堆肥初期各处理的 GI 稍微降低，随着好氧堆肥过程的进行，各处理的 GI 逐渐增加，到发酵第 24 天各处理的 GI 均达到了 80% 以上，堆肥结束后三个处理的 GI 分别达到了 83.1%、96.7% 和 85.8% (图 5)。

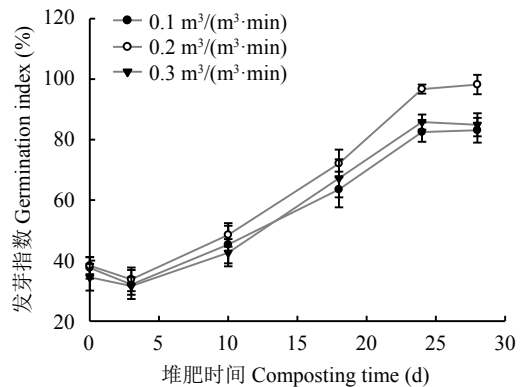


图 5 不同通风量下的鸡粪堆肥产品对种子发芽指数的影响

Fig. 5 Germination index of rape seeds affected by produced chicken manure under different ventilation intensities

### 2.2 通风对堆肥过程中氮素变化的影响

2.2.1 堆肥过程中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量的变化 各处理的初始  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均为 14 g/kg 以下，在升温期 (前 3 d) 各处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均呈现增长的趋势，中通风量处理和高通风量处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量在 3 天之后开始出现明显下降的趋势，而低通风量处理的  $\text{NH}_4^+\text{-$

N 含量则呈现出缓慢递增甚至保持平稳的趋势; 此外, 低通风量处理的 pH 在第 3 天也呈现出明显降低的趋势 (图 3), 说明有机质分解过程中产生的有机酸释放出的  $H^+$  和堆体内部的部分  $NH_3$  结合, 以此维持  $NH_4^+$  含量的稳定。到高温后期和腐熟期 (15 天之后)(图 2), 各处理的  $NH_4^+$ -N 含量均呈现出下降的趋势, 至堆肥结束低通风量、中通风量和高通风量处理的  $NH_4^+$ -N 含量分别为  $(6.63 \pm 0.03)$ 、 $(8.23 \pm 0.15)$  和  $(7.33 \pm 0.64)$  g/kg (图 6)。

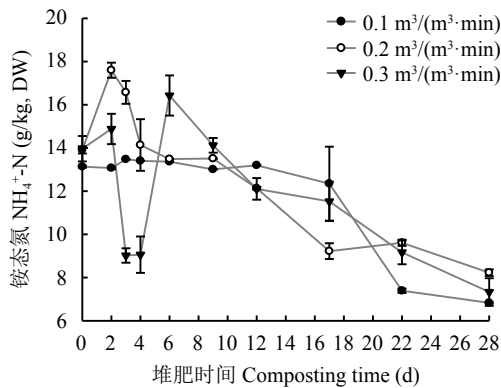


图 6 不同通风量条件下鸡粪堆肥过程中铵态氮的变化  
Fig. 6  $NH_4^+$ -N content during chicken manure composting process under different ventilation intensities

2.2.2 堆肥过程中  $NO_3^-$ -N 含量的变化 各处理的初始  $NO_3^-$ -N 含量均在 0.26 g/kg 以下, 且  $NO_3^-$ -N 含量在整个堆肥周期内呈现出逐渐增加的趋势。在堆肥的前 10 天  $NO_3^-$ -N 含量增长趋势不明显, 而 10 天之后  $NO_3^-$ -N 含量呈现明显的增加趋势 (图 7), 至堆肥结束三个处理的  $NO_3^-$ -N 含量分别为  $(0.42 \pm 0.08)$ 、 $(0.36 \pm 0.01)$  和  $(0.32 \pm 0.02)$  g/kg, 表明较低的通风量更有助于  $NH_4^+$ -N 的转化和  $NO_3^-$ -N 的积累。

2.2.3 堆肥过程中总氮含量的变化 如图 8 所示, 三个处理的初始全氮 (TN) 含量均为 34 g/kg, 在整个堆肥周期内呈现先降低后增加的趋势。3 天之后低通风量处理的 TN 含量则开始出现缓慢增加趋势, 而中通风量处理和高通风量处理的 TN 含量仍然呈现出降低的趋势, 至堆肥 28 天结束时各处理的 TN 含量分别为  $(38.33 \pm 0.54)$ 、 $(37.82 \pm 0.50)$  和  $(36.41 \pm 0.09)$  g/kg。统计分析结果表明, 低通风量与中通风量处理间的 TN 含量无显著差异 ( $P = 0.074$ ), 而低通风量、中通风量与高通风量处理间的 TN 含量有明显差异 ( $P = 0.024$ ,  $P = 0.038$ ), 说明在鸡粪好氧堆肥过程中, 在一定范围内较高的通风量伴随着较高的氮素损失。

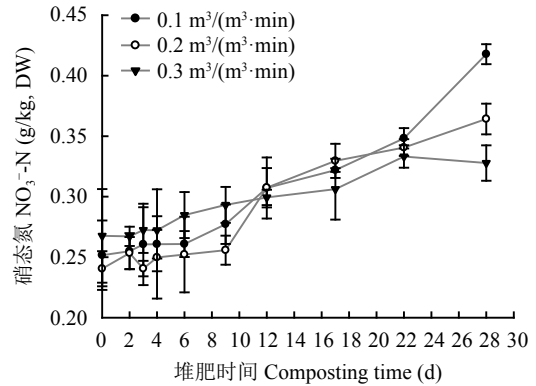


图 7 不同通风量条件下鸡粪堆肥过程中硝态氮的变化  
Fig. 7  $NO_3^-$ -N content during chicken manure composting process under different ventilation intensities

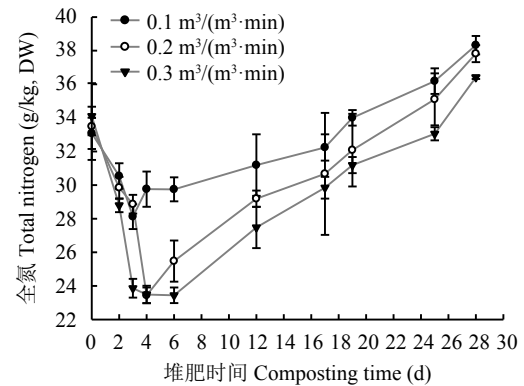


图 8 不同通风量条件下鸡粪堆肥过程中全氮的变化  
Fig. 8 Total nitrogen content during chicken manure composting process under different ventilation intensities

### 2.3 不同通风量条件下氮素损失率

由好氧堆肥处理的起始和结束 (28 d) 时的全氮和灰分数据 (表 2) 计算可知, 不同处理在好氧堆肥结束时, 氮素损失率分别为 19.8%、20.2% 和 29.6%, 说明随着通风量的增加氮素损失率增加, 这与其他研究结果<sup>[4]</sup>基本一致。因为在堆肥升温期高通风量伴随着  $NH_3$  的大量释放。至堆肥结束, 低通风量处理与中通风量处理之间氮损失的差异不显著 ( $P = 0.476$ ), 而低通风量处理、中通风量处理与高通风量处理之间的氮损失差异均较为显著 ( $P = 0.018$ ,  $P = 0.024$ ), 说明在好氧堆肥过程中选择合适的通风量能够有效减小氮素的损失。

## 3 讨论

### 3.1 通风量对堆肥过程中温度、pH、含水率和发芽指数的影响

在好氧堆肥过程中温度是反映堆体中有机物降

表 2 堆肥初始和结束时全氮及灰分含量 (% , 以干基计)

Table 2 Total N and ash contents in the compost at the beginning and end of composting (% , dry matter)

通风量 [ $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{min})$ ] Ventilation intensity	全氮 Total nitrogen		灰分 Ash		氮素损失 (%) Nitrogen loss
	初始 Initial	结束 End	初始 Initial	结束 End	
0.1	3.31 ± 0.005 a	3.83 ± 0.006 a	17.6 ± 0.08 a	25.4 ± 0.05 b	19.8
0.2	3.35 ± 0.001 a	3.78 ± 0.004 a	17.8 ± 0.02 a	25.2 ± 0.07 b	20.2
0.3	3.41 ± 0.003 a	3.64 ± 0.004 a	18.2 ± 0.03 a	27.6 ± 0.04 a	29.6

注 (Note): 数据为平均值 ± 标准差 Data are mean ± SD; 同列数据后不同小写字母表示不同处理间差异显著 ( $P < 0.05$ ,  $n = 3$ ) Values followed by different letters in the same column indicate significant difference among treatments ( $P < 0.05$ ,  $n = 3$ ).

解状况和微生物活性变化的重要指标<sup>[20]</sup>, 它起着决定堆肥过程能否顺利进行、堆肥物料是否完全腐熟的重要作用<sup>[21]</sup>。通风是影响堆肥过程中温度变化的主要因素<sup>[22]</sup>。低通风量在 14 天之前的温度均低于中通风量和高通风量 (图 2), 这可能是因为较低的通风量不能满足微生物代谢活动所需要的氧气, 导致微生物的代谢活性较弱。而在堆肥的第 14 天各处理的温度均明显降低, 原因是翻抛导致堆体热量散失。翻抛有助于低通风量处理中处于厌氧状态的物料充分接触氧气, 进而能够增加微生物的代谢活动, 使得 14 天之后堆体的温度升高。到了堆肥后期由于堆体中易降解有机物质已基本降解完全, 微生物代谢活动减弱, 所以各处理堆体温度持续降低, 直至堆肥结束堆体温度接近环境温度 (图 2)。

pH 值在堆肥过程中不仅会影响微生物的活性, 而且与  $\text{NH}_3$  的释放量也存在显著的正相关。 $\text{NH}_3$  在碱性条件下释放量较大, 所以 pH 值过高会造成氮素损失<sup>[23]</sup>。本研究中各处理的初始 pH 均为 8.3 左右, 且各处理的 pH 变化趋势基本一致, 都呈现出先下降后上升再下降的趋势 (图 3), 三个处理的 pH 值在 3 天之内均降至 7.2~8.1, 这是因为堆肥初期微生物利用糖类、淀粉等物质分解生成了小分子的挥发性有机酸如丁酸、乙酸等, 致使各堆体在堆肥早期均有明显的酸化过程等<sup>[24]</sup>。3 天之后低通风量和中通风量的 pH 均呈现出上升趋势, 这主要是因为微生物的活性增强, 导致堆体内温度升高, 而堆体中的氨化作用又随着温度的升高而增强, 氨化作用增强使有机氮向  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的转化量增加, 进而导致堆体的 pH 值上升<sup>[4]</sup>。高通风量导致堆体内矿化作用产生的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  多以  $\text{NH}_3$  的形式挥发, 使得堆体内由矿化作用产生积累的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量低于微生物分解过程中产生的有机酸量, 所以 pH 值呈现出较长时间的降低趋势。高通风量的 pH 较低通风量、中通风量呈现出较长时间的降低趋势。到了发酵的第 18 天之后堆体内有机物降解已基本完成, 微生物代谢活性逐渐减弱, 堆

体的温度也逐渐接近环境温度 (图 2), 此时  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  逐渐快速向  $\text{NO}_x^-\text{-N}$  转化, 导致堆体的 pH 进一步降低<sup>[25]</sup>。

好氧堆肥过程中水分脱除的主要机理是通过鼓风机增加对流蒸发和利用微生物分解有机物产生的热量带走水分<sup>[26]</sup>。好氧堆肥过程中堆体的含水率与通风量和翻抛频率呈显著的相关性 ( $P < 0.00001$ )<sup>[27]</sup>, 含水率是好氧堆肥过程中的关键参数, 它影响着与有机物生物降解相关的复杂生化反应<sup>[28]</sup>。堆肥过程中初始物料含水率应保持在 60%~70% 之间, 以此满足微生物代谢过程对水分的需求, 保证堆肥过程中微生物较高的代谢活性<sup>[29]</sup>。当含水率过高时, 导致堆体内的孔隙结构不良, 影响堆体内部氧气的传导扩散, 微生物因缺氧活性降低, 不能完成正常的升温过程<sup>[30]</sup>。本研究中三个处理的初始物料含水量均在 63%~65% 之间, 在堆肥过程中整体均呈现出降低的趋势。其中, 前 3 天各处理的含水率均稍微增加, 这主要因为在堆肥初期微生物的代谢产水速率大于堆体的蒸腾作用<sup>[31]</sup>, 3 天之后各处理含水率呈现降低趋势, 中通风量和高通风量的降低趋势要明显高于低通风量, 这主要是因为 3 天之后, 各处理的鼓风策略进入第二阶段, 此时中通风量和高通风量两处理较第一阶段的风量均增加, 而低通风量仍维持第一阶段每立方米  $0.1 \text{ m}^3/\text{min}$  的风量所致。

种子发芽指数是评价堆肥成品腐熟度的有效指标, 它可以反映堆肥成品的植物毒性<sup>[32]</sup>。研究中初始堆肥物料的种子发芽指数为 30% 左右, 在堆肥初期各处理的 GI 稍微降低, 这主要与堆肥初期低分子短链挥发性脂肪酸和毒性物质的释放有关<sup>[33]</sup>。第 10 天以后各处理的 GI 呈现明显增加, 但统计结果显示差异不显著 ( $P = 0.328$ )。这和 Guo 等<sup>[32]</sup>以猪粪和玉米秸秆为原料堆肥的研究结果一致, 该结果也表明通风对堆肥过程中的 GI 影响不显著。一般认为如果  $\text{GI} > 80\%$ , 堆肥成品对植物基本无毒性<sup>[34]</sup>。本研究中三个处理的 GI 均大于 80%, 这说明至堆肥结束各处理的

成品均满足腐熟度要求。

### 3.2 通风量对堆肥过程中氮素转化的影响

在升温期(前3天)各处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均呈现少量增长趋势, 这与微生物进行氨化作用将有机氮转化为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  有关<sup>[4]</sup>。中通风量处理和高通风量处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量在3天之后开始出现明显下降趋势, 这是由于3天之后中通风量和高通风量处理的通风策略开始进入第二阶段, 通风量由初始的  $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{min})$  分别增加至  $0.2$  和  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{min})$ , 导致  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  以  $\text{NH}_3$  的形式释放。而低通风量处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量则呈现出缓慢递增趋势, 这是因为3天之后低通风量处理的风量保持不变, 而此时微生物的活动明显增加, 使有机氮的分解速率增加所致(硝化速率比有机氮的分解速率慢)<sup>[12]</sup>。到高温后期和腐熟期(15天之后)(图2), 各处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均呈现下降趋势, 这主要因为在该阶段堆体内的有机质分解已基本完全, 氨化作用逐渐减弱, 而此时硝化速率增加, 致使  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  向  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的转化增强(图7)。至堆肥结束低通风量处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量较中通风量和高通风量处理低的原因可能是低通风量处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量在堆肥后期硝化作用增强, 导致  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  向  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的转化量增加(图7)。

各处理的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量在整个堆肥周期内呈现逐渐增加的趋势, 且前10天增长趋势不明显, 而10天之后  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的含量呈现明显增加趋势(图7), 这是因为在堆肥的初期由于  $\text{NH}_3$  的积累和温度的升高抑制了硝化细菌和亚硝酸盐细菌的活性<sup>[32]</sup>。至堆肥结束三个处理  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的含量呈现出低通风量 > 中通风量 > 高通风量, 表明较低的通风量更有助于  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的转化和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的积累。  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_x^-\text{-N}$  值小于 0.16 被认为是堆肥腐熟度的判断指标<sup>[35]</sup>, 而研究中至堆肥结束, 三个处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  值分别为 15.7、22.8 和 22.9, 均远大于 0.16, 这可能是因为堆肥所选用的物料和堆肥周期的长短不同所致。也有研究表明  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_x^-\text{-N}$  值可能的变化范围为 5.47~48.33<sup>[36]</sup>, 考虑到堆肥结束时的  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  值和堆肥未结束的  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  值均在 5.47~48.33 范围内(例如在堆肥第9天三个处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  比值分别为 47.8、42.8 和 48.2), 而在该时间点的 GI 却低于 50%(图5), 未满足腐熟度要求, 说明  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  值并不能作为堆肥腐熟度的判断指标, 或者其应用范围有待进一步探究。

在整个堆肥周期内全氮含量在升温期(前3天)均明显降低, 而后逐渐增加, 这与升温期  $\text{NH}_3$  的大

量释放有关<sup>[32]</sup>。3天之后低通风量处理的全氮含量则开始出现缓慢增加趋势, 这是因为在3天之后堆体的温度均达到  $50^\circ\text{C}$  以上(图2), 此时微生物代谢较为活跃, 大量易降解的有机物质开始矿化分解为  $\text{CO}_2$  和水, 堆肥物料质量下降迅速, 导致全氮含量增加。而中通风量处理和高通风量处理的全氮含量仍然呈现降低趋势, 这是因为在3天之后鼓风策略开始进入第二阶段, 此时中通风量和高通风量处理的风量均由初始的  $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{min})$  分别增加到  $0.2$  和  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{min})$ , 加剧了堆体内  $\text{NH}_3$  的释放。

## 4 结论

1) 鸡粪工厂化好氧堆肥过程中, 分别设置通风量  $1 \text{ m}^3$  物料为  $0.1$ 、 $0.2$  和  $0.3 \text{ m}^3/\text{min}$  时, 三个处理的堆体高温 ( $> 50^\circ\text{C}$ ) 持续时间均超过 12 天、好氧堆肥结束 pH 为  $7.8\sim 8.0$ 、含水率  $29\%\sim 32\%$ 、种子发芽指数 (GI) 均大于  $80\%$ , 至堆肥结束时所有处理均已腐熟并且达到无害化要求。

2) 不同通风量条件下  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均呈现先缓慢增长后逐渐降低的趋势;  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量前期增加平缓, 后期明显增加; 全氮含量先降低后增加; 堆肥结束三个处理的氮素损失率分别为  $19.8\%$ 、 $20.2\%$  和  $29.6\%$ , 低通风量与中通风量处理之间差异不显著 ( $P \geq 0.05$ ), 低通风量、中通风量较高通风量处理均有明显差异 ( $P \leq 0.05$ )。在一定的通风量范围内, 鸡粪堆肥过程中较高的通风量伴随着较高的氮素损失, 采用中通风量即  $0.2 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{min})$  时保氮效果较好。

### 参 考 文 献:

- [1] Kalus K, Opaliński S, Maurer D, *et al.* Odour reducing microbial-mineral additive for poultry manure treatment[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, 11(3): 7.
- [2] Hagemann N, Subdiaga E, Orsetti S, *et al.* Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 613-614: 20-29.
- [3] 宋大利, 侯胜鹏, 王秀斌, 等. 中国畜禽粪尿中养分资源数量及利用潜力[J]. *植物营养与肥料学报*, 2018, 24(5): 1131-1148.  
Sun D L, Hou S P, Wang X B, *et al.* Nutrient resource quantity of animal manure and its utilization potential in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24(5): 1131-1148.
- [4] Yuan J, Chadwick D, Zhang D, *et al.* Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting[J]. *Waste Management*, 2016, 56: 403-410.
- [5] Beck-Friis B, Smårs S, Jönsson H, *et al.* SE-structures and environment: 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.

- [6] Wen H L, Jing Y, Yi M L, *et al.* Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting[J]. *Chemosphere*, 2014, 117(1): 14–19.
- [7] Jiang T, Schuchardt F, Li G, *et al.* Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 23(10): 1754–1760.
- [8] Shen Y, Ren L, Li G, *et al.* Influence of aeration on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture[J]. *Waste Management*, 2011, 31(1): 33–38.
- [9] Chowdhury M A, De N A, Jensen L S. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting[J]. *Chemosphere*, 2014, 97(1): 16–25.
- [10] He X, Chen L, Han L, *et al.* Evaluation of biochar powder on oxygen supply efficiency and global warming potential during mainstream large-scale aerobic composting[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 309–317.
- [11] Sun X P, Lu P, Jiang T, *et al.* Influence of bulking agents on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and NH<sub>3</sub> emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system[J]. *Journal of Zhejiang University (Science B)*, 2014, 15(4): 353–364.
- [12] Jiang T, Li G, Tang Q, *et al.* Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 31(5): 124–132.
- [13] Diaz M J, Madejón E, López F, *et al.* Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process[J]. *Process Biochemistry*, 2002, 37(10): 1143–1150.
- [14] Chen Z, Zhang S, Wen Q, Zheng J. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 37(Suppl. C): 172–178.
- [15] Ge J, Huang G, Huang J, *et al.* Modeling of oxygen uptake rate evolution in pig manure–wheat straw aerobic composting process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 276: 29–36.
- [16] 牛明杰, 郑国砥, 朱彦莉, 等. 城市污泥与调理剂混合堆肥过程中有机质组分的变化[J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(4): 1016–1023.
- [17] Niu M J, Zheng G D, Zhu Y L, *et al.* Dynamic of organic matter fractions during sewage sludge and bulking agent composting[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2016, 22(4): 1016–1023.
- [18] Zheng W K, Zhang M, Liu Z G, *et al.* Combining controlled-release urea and normal urea to improve the nitrogen use efficiency and yield under wheat-maize double cropping system[J]. *Field Crops Research*, 2016, 197: 52–62.
- [19] Ren L M, Schuchardt F, Shen Y J, *et al.* Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and corn stalk[J]. *Waste Management*, 2010, 30(5): 885–892.
- [20] Paredes C, Roig A, Bernal M P, *et al.* Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2000, 32(3): 222–227.
- [21] Zheng G, Wang T, Niu M, *et al.* Biodegradation of nonylphenol during aerobic composting of sewage sludge under two intermittent aeration treatments in a full-scale plant[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 783–791.
- [22] 席北斗, 李英军, 刘鸿亮, 等. 温度对生活垃圾堆肥效率的影响[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, 6(7): 34–36.
- [23] Xi B D, Li Y J, Liu H L, *et al.* Effects of temperature on composting process of municipal solid waste[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2006, 6(7): 34–36.
- [24] 赵桂红, 李梓木, 于艳玲, 等. 通风速率对烟草废料堆肥腐熟及元素变化影响[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(10): 5031–5036.
- [25] Zhao G H, Li Z M, Yu Y L, *et al.* Effect of aeration rate on maturity and element change of tobacco wastes composting[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2015, 9(10): 5031–5036.
- [26] 李顺义, 张红娟, 郭夏丽, 等. 畜禽粪便堆肥过程中氨挥发及调控措施[J]. *农机化研究*, 2010, (1): 13–17.
- [27] Li S Y, Zhang H J, Guo X L, *et al.* Ammonia volatilization and the regulation measures in the livestock manure compost[J]. *Journal of Agricultural Mechanization Research*, 2010, (1): 13–17.
- [28] Eklind Y, Kirchmann H. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I carbon turnover[J]. *Bioresource Technology*, 2000, 74(2): 115–124.
- [29] Aulinas M M, Bonmati B A. Evaluation of composting as a strategy for managing organic wastes from a municipal market in Nicaragua[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(11): 5120–5124.
- [30] Zhou H B, Ma C, Gao D, *et al.* Application of a recyclable plastic bulking agent for sewage sludge composting[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 152: 329–336.
- [31] Bryndum S, Muschler R, Nigussie A, *et al.* Reduced turning frequency and delayed poultry manure addition reduces N loss from sugarcane compost[J]. *Waste Management*, 2017, 65: 169–177.
- [32] Zhou H B, Chen T B, Gao D, *et al.* Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 171: 452–460.
- [33] Zhou J M. Effect of turning frequency on co-composting pig manure and fungus residue[J]. *Air Repair*, 2016, 67(3): 313–321.
- [34] Lewicki A, Dach J, Boniecki P, *et al.* The control of air humidity and temperature in relationship with a biowaste composting process[J]. *Advanced Materials Research*, 2014, 909: 455–462.
- [35] 李帆, 钱坤, 武际, 等. 过磷酸钙用量对猪粪堆肥过程及磷形态变化的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, 23(4): 1037–1044.
- [36] Li F, Qian K, Wu J, *et al.* Influence of applying calcium superphosphate on swine manure composting and phosphorus transformation[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(4): 1037–1044.
- [37] Guo R, Li G, Jiang T, *et al.* Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112(58): 171–178.
- [38] Fang M, Wong J W C, Ma K K, *et al.* Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations[J]. *Bioresource Technology*, 1999, 67(1): 19–24.
- [39] Cunhaqueda A C, Ribeiro H M, Ramos A, *et al.* Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(17): 3213–3220.
- [40] Bernai M P, Paredes C, Sánchez-Monedero M A, *et al.* Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes[J]. *Bioresource Technology*, 1998, 63(1): 91–99.
- [41] Zhu N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(1): 9–13.