

# 人粪便好氧堆肥温度对氮迁移转化的影响<sup>\*</sup>

白帆<sup>1,2\*\*</sup> 王晓昌<sup>2</sup>

(1. 宝鸡文理学院环境工程系, 宝鸡, 721016; 2. 西安建筑科技大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安, 710055)

**摘 要** 利用密闭式好氧堆肥反应器,以新鲜锯末为空白载体,通过批量实验,研究了堆肥温度对人粪便降解效果的影响,尤其是在堆肥过程中氮的迁移转化特性.结果表明,在60℃的高温堆肥条件下,粪便中有机物(化学需氧量COD、总有机碳TOC、有机固体 $S_{org}$ )的去除率可达70%以上,而35℃的中温条件下的有机物去除率为63%;高温堆肥的腐熟期可从中温条件下的10—11 d缩短到6—8 d.高温条件下粪便中的氮具有良好的保持特性,总氮 $N_{tot}$ 的损失仅为17%,远低于中温条件下31.4%的总氮损失.考察堆肥反应过程中氮的形态变化,发现高温条件下氮的损失仅发生在堆肥反应的第一天,且表现为无机氮 $N_{ino}$ (主要为铵态氮 $NH_4^+-N$ )迅速转化为氨气释放,而有机氮 $N_{org}$ 含量保持不变.与此相比,中温条件下氮的损失可持续4 d,且伴随着部分 $N_{org}$ 向 $NH_4^+-N$ 和氨气的转化,导致氮的损失增大.氨气吸收和物料衡算的结果表明,每种温度下 $N_{tot}$ 的减少量与通过氨气释放的氮的总量相等,说明 $NH_4^+-N$ 挥发为氨气是堆肥过程中氮损失的主要原因.60℃的高温堆肥不仅可以加快有机物的腐熟,提高堆肥效率,还能有效减少氮的损失,提高产物的肥效.

**关键词** 人粪便,堆肥,温度,氮,迁移.

好氧堆肥作为一种实用性技术,可广泛用于人粪便的卫生处置<sup>[1-2]</sup>,具有在缺水地区推广应用的重要意义.与此同时,堆肥产物可用作有机肥,达到废物综合利用的目的.许多研究表明,锯末作为添加料和载体进行粪便的好氧堆肥处理是一种有效的方式<sup>[3-5]</sup>,但堆肥过程伴随着粪便中有效肥分氮的损失,随堆肥操作条件的不同,氮的损失可低于50%,也可高达90%以上.从保持堆肥产物肥效的目的出发,如何优化堆肥反应条件,降低氮的损失既是一个技术问题,又是一个涉及到氮的迁移转化规律的理论问题.然而,迄今为止尚缺乏该方面的系统性研究,尤其是堆肥反应温度对氮的保持特性的影响尚不明了,需要进行深入的研究.

本文通过自行设计的密闭式好氧堆肥反应器,在控制的实验条件下,系统地研究了粪便好氧堆肥过程中温度对氮的迁移转化过程的影响.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验设备与材料

实验设备为密封式堆肥反应器<sup>[6]</sup>.如图1所示,反应器的筒体由内外两层柱状有机玻璃构成,内径10 cm,高55 cm.内外层间构成水浴,以保持堆体温度恒定.水浴通过热水泵、温度传感器、加热棒以及温控微处理器进行温控.反应器设有手动搅拌装置,以使堆肥材料混合均匀.内筒底部装有布气板,通过气泵强制输入的空气可均匀分布于反应器中,保持堆体处于好氧状态.顶部的排气管与冷凝系统连接,可冷凝回收蒸发的水分,以维持堆体的含水率.排气管与氨气吸收装置相连接,通过装置内 $0.5\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的稀硫酸溶液吸收排气中的氨气,从而进行定量分析.

堆肥的空白载体锯末由本地木材加工厂提供,其主要成分为纤维素(44%)、半纤维素(约18%)和木质素(约35%).实验用的粪便来源于校园内学生区,采用批量采集、均匀混合后分装、冷冻保存的方法进行取样和存储,以保持整个实验过程中粪便的性质不变.锯末和粪便的物化特性见表1,各种成分均以干重为基准.

2010年8月16日收稿.

<sup>\*</sup> 教育部长江学者与创新团队发展计划(IRT0853);国家自然科学基金重大国际合作项目(50621140002)资助.

<sup>\*\*</sup> 通讯联系人, E-mail: bjwlbfbf@yahoo.com.cn

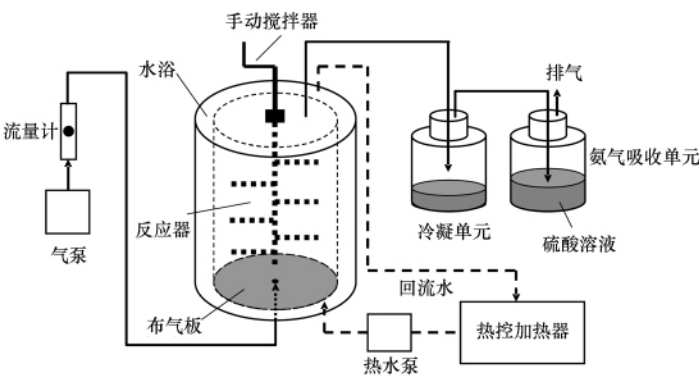


图 1 实验用堆肥反应器示意图

Fig. 1 Diagram of the experimental composting reactor

表 1 实验用锯末和粪便的物化特性

Table 1 Physicochemical properties of the sawdust and feces used in the experiment

	水分 /%	$S_{org}$ $/(g \cdot kg^{-1})$	TOC $/(g \cdot kg^{-1})$	$COD_{Cr}$ $/(g \cdot kg^{-1})$	$N_{tot}$ $/(g \cdot kg^{-1})$	$N_{org}$ $/(g \cdot kg^{-1})$	$N_{ino}$ $/(g \cdot kg^{-1})$
锯末	11.1	956.9	378.1	1270.3	2.10	2.10	—
粪便	81.8	901.0	497.9	1671.3	68.23	55.94	12.29

1.2 实验方法

堆肥实验采用批量式加料方法. 粪便与锯末的干重比( F/S )为 1:4 ,加入一定量的去离子水 ,使初始加料的含水率为 60% ,总重为 1.0 kg ,混合均匀后投入密闭反应器中 ,开始堆肥反应操作. 堆肥温度设定为 60 ℃ 和 35 ℃ 两种条件 ,堆肥过程中保持进气流速  $0.4\text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  ,每 8 h 进行一次 2 min 的手动搅拌. 每次实验的堆肥周期为 14 d ,同一条件下的实验重复 2 次以上.

实验中每日进行定时取样 ,搅拌均匀后取出 10 g 湿样. 采用标准方法<sup>[7-9]</sup> 分别测定水分、有机固体  $S_{org}$ 、COD、TOC、总氮  $N_{tot}$ . 按固液比 1:10 制取浸出液 ,分析亚硝态氮  $NO_2^- -N$ 、硝态氮  $NO_3^- -N$  和铵态氮  $NH_4^+ -N$  ,其总和为无机氮  $N_{ino}$ .  $N_{tot}$  和  $N_{ino}$  之差为有机氮  $N_{org}$ . 分析结果均以干锯末为基准表示. 通过氨气吸收装置累积吸收的气态  $NH_3 -N$  通过吸收液的  $NH_4^+ -N$  浓度计算得到.

2 结果与讨论

2.1 渗出液 pH 的变化

图 2 为堆肥过程中反应器渗出液 pH 的变化. 两种温度条件下 ,pH 均出现随堆肥时间延长而下降 ,之后又缓慢回升的现象 ,且在 35 ℃ 的条件下 pH 回升更为明显.

2.2 有机物浓度的变化

图 3 为  $COD_{Cr}$  所代表的有机物浓度的变化情况. 两种温度条件下均存在 COD 明显降低和平缓变化两个阶段. 在 35 ℃ 的条件下  $COD_{Cr}$  平缓变化段要到 10—12 d 才出现 ,而在 60 ℃ 的条件下 6—8 d 即进入  $COD_{Cr}$  平缓变化段 ,表明高温条件有助于有机物的快速降解. 在 60 ℃ 的条件下 COD 的最终去除率可达到 70% 以上 ,这与非密闭条件下的高温堆肥操作结果基本相同<sup>[10-11]</sup> ,而在 35 ℃ 的条件下 , $COD_{Cr}$  的最终去除率约为 63% . 有机物去除率高且堆肥腐熟期短是高温好氧堆肥的重要特征.

2.3 堆肥过程中氮的迁移转化

图 4 为堆肥过程中  $N_{tot}$ 、 $N_{org}$  和  $N_{ino}$  的逐日变化情况. 在 60 ℃ 的条件下 , $N_{tot}$  仅在堆肥反应的第一天降低 ,之后几乎没有变化 ,且在整个堆肥过程中  $N_{org}$  基本上保持不变 , $N_{tot}$  的降低主要由  $N_{ino}$  的损失造成. 物料衡算结果表明 , $N_{tot}$  的损失量为 0.90 g , $N_{ino}$  的损失量为 0.89 g ,二者基本相当 ,损失量约为  $N_{tot}$  总量的 17% ,说明该条件下氮的损失量非常低. 而在 35 ℃ 的条件下 ,各种形态氮的变化发生在堆肥反应的前

4 d 之后变化缓慢. 物料衡算结果表明  $N_{\text{tot}}$  损失量为 1.72 g 约为  $N_{\text{tot}}$  总量的 31.4%.  $N_{\text{tot}}$  的损失中  $N_{\text{org}}$  为 1.29 g  $N_{\text{ino}}$  为 0.43 g, 说明在该温度条件下发生了有机氮的分解, 这是  $N_{\text{tot}}$  的损失量增大的主要原因.

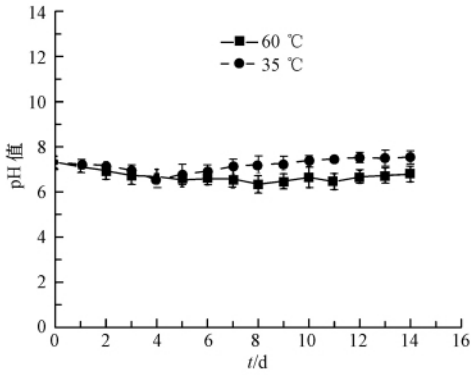


图 2 堆肥过程中渗滤液 pH 的变化

Fig. 2 Variation of pH in the composting process

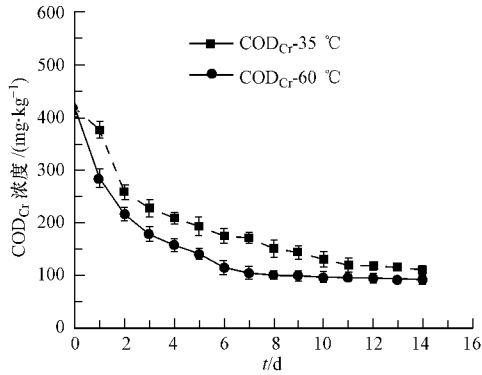


图 3 堆肥过程中粪便中 COD<sub>Cr</sub> 的变化

Fig. 3 Variation of fecal COD<sub>Cr</sub> in the composting process

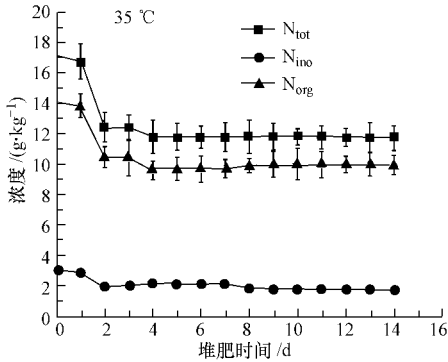
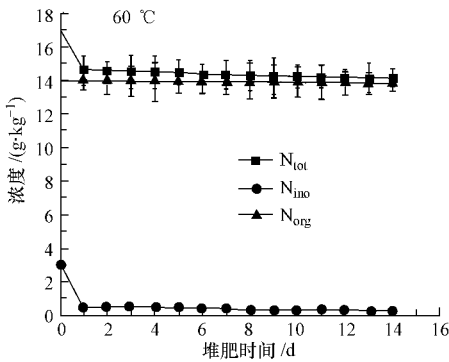


图 4 堆肥过程中各种形态氮的变化

Fig. 4 Variation of fecal nitrogen content in the composting process

图 5 为堆肥过程中各种无机氮组分  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  的变化情况. 原始粪便中的无机氮基本上均为  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度很低, 而  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度几乎为零. 在堆肥反应过程中,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  的降低趋势非常明显, 而  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  在第一天即完全消失, 但两种温度条件下均发生  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  积累的现象, 尤其在 35 °C 的条件下最为明显. 对比图 4 中有机氮的变化情况, 因为在 60 °C 的条件下  $N_{\text{org}}$  基本上没有发生分解, 所以可认为少量  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的积累完全是  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  部分硝化的结果. 而在 35 °C 的条件下, 因为发生了  $N_{\text{org}}$  的分解, 所以可认为 3 种无机氮组分的变化也受到了  $N_{\text{org}}$  发生氨化生成  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  的影响.

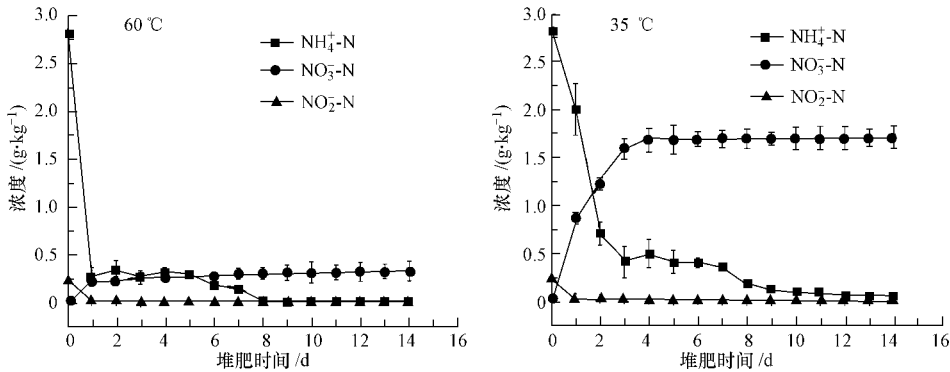


图 5 堆肥过程中 3 种无机氮形态的变化

Fig. 5 Variation of fecal inorganic nitrogen ( $N_{\text{ino}}$ ) contents in the composting process

为了进一步明确氮的损失和迁移转化规律,对排气中气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放情况也通过氨气吸收进行了考察.如图 6 所示,在  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下,从堆肥反应起始点气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  即迅速释放,经过大约  $6\text{ h}$  累积曲线即出现平台.  $24\text{ h}$  时气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  释放已基本结束,累积量约为  $0.81\text{ g}$ ,与该条件下的  $\text{N}_{\text{tot}}$  损失量基本一致,且全部表现为  $\text{N}_{\text{ino}}$  的损失.与此相比,在  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下,气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放是从  $20\text{ h}$  前后开始的,且累积曲线的斜率逐渐增大,大约  $45\text{ h}$  后累积曲线变得平坦,  $90\text{ h}$  后基本达到最大累积量,约为  $1.71\text{ g}$ ,也与该条件下的  $\text{N}_{\text{tot}}$  损失量基本一致.氮的损失集中在反应初期阶段是好氧堆肥的重要特征<sup>[12]</sup>.图 6 以及物料衡算的结果表明,在两种温度的条件下,气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放均为好氧堆肥过程氮损失的主要途径.所不同的是  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的高温堆肥条件下气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放均来源于无机氮中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的受热蒸发,释放总量小,且历时短;而  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的中温堆肥条件下气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放不仅来源于粪便中原有的无机氮,也来源于堆肥过程中有机氮的分解和转化,因而释放总量大,且历时较长.一般来说,  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  左右的堆肥条件下氨化菌比较活跃,容易导致  $\text{N}_{\text{org}}$  的氨化,但在  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下氨化菌的活性有可能得到抑制,  $\text{N}_{\text{org}}$  的氨化会变得不明显.抑制粪便中  $\text{N}_{\text{org}}$  的氨化可认为是提高堆肥产物肥分的关键步骤,而堆肥温度的合理控制尤为重要.与  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的中温好氧堆肥相比,  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的高温堆肥对保持产物的肥分更为有利.从  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化为气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的过程可认为是一个单纯的物理过程,  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的高温条件显然对此有利,这是该条件下气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  迅速释放的主要原因.

对气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的累积曲线进行分析可得到各个时间的气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  释放速率,图 7 为气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放速率曲线.在两种温度条件下,气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放速率均经历了增加和减缓的两个阶段.在  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下曲线的峰值出现在堆肥反应初期  $2.5\text{ h}$ ,且最大速率高达  $0.25\text{ g}\cdot\text{h}^{-1}$ ,  $24\text{ h}$  后速率接近于 0;而在  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下曲线的峰值则出现在  $42.0\text{ h}$ ,且最大速率为  $0.09\text{ g}\cdot\text{h}^{-1}$ ,  $80\text{ h}$  后速率接近于 0.

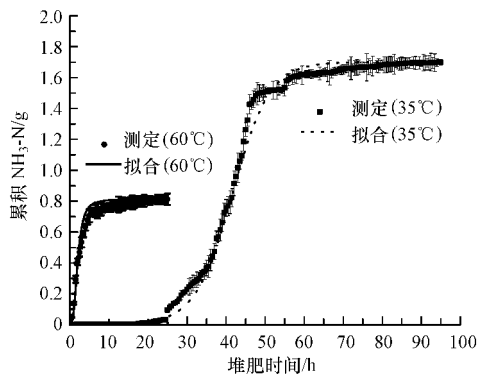


图 6 堆肥过程中气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  释放量累积曲线

Fig. 6 Gaseous ammonia accumulation in the composting process

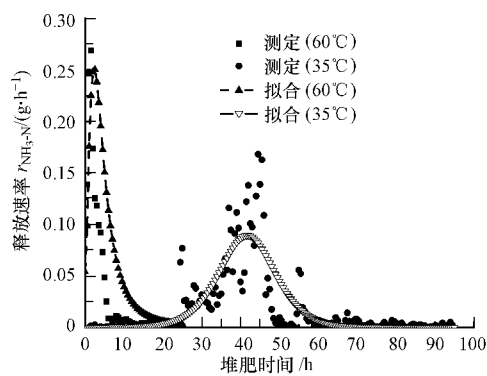


图 7 堆肥过程中气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的释放速率曲线

Fig. 7 Gaseous ammonia exhausting rate in the composting process

3 结论

- (1) 在  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  和  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下,  $\text{N}_{\text{tot}}$  的损失均源于气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的挥发.
- (2) 在  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下,  $\text{N}_{\text{tot}}$  的损失仅为  $17\%$ , 且主要为堆肥反应初期  $\text{N}_{\text{ino}}$  中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  向气态  $\text{NH}_3\text{-N}$  的挥发, 而作为  $\text{N}_{\text{tot}}$  主要成分的  $\text{N}_{\text{org}}$  含量保持不变; 在  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下, 由于粪便中的  $\text{N}_{\text{org}}$  部分发生分解,  $\text{N}_{\text{tot}}$  的损失增加到  $31.4\%$ . 两种温度条件下均有  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的现象发生, 且在  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  的条件下最为明显.
- (3) 保持堆肥产物肥分氮的有效途径是抑制粪便中  $\text{N}_{\text{org}}$  发生氨化, 以锯末作为空白载体的好氧堆肥反应器, 在  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  左右的高温堆肥条件下,  $\text{N}_{\text{org}}$  可有效保持, 是人粪便堆肥处理的适宜条件.

## 参 考 文 献

- [1] Lopez-Zavala M A, Funamizu N. Design and operation of the bio-toilet system [J]. *Water Science & Technology*, 2006, 53(9): 55-61
- [2] Lopez-Zavala M A, Funamizu N, Takakuwa T. Thermophilic aerobic biodegradation of organic matter [C]. *The 1st International Symposium on Sustainable Sanitation*, Nanjing, China 2003: 33-40
- [3] Lopez-Zavala M A, Funamizu N, Takakuwa T. Temperature effect on aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix [J]. *Water Research*, 2004, 38(9): 2406-2416
- [4] Sánchez-Monedero M A, Roig A, Paredes C, et al. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures [J]. *Bioresource Technology*, 2001, 78(3): 301-308
- [5] Zhu N W. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw [J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(1): 9-13
- [6] Bai Fan, Xiaochang Wang. Nitrogen-retaining property of compost in an aerobic thermophilic composting reactor for the sanitary disposal of human feces [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2010, 4(2): 228-234
- [7] 国家环境保护部. 水和废水监测分析方法. (第四版) [M]. 北京: 环境科学出版社, 2002
- [8] HT/J 399 2007, 水质-化学需氧量的测定-快速消解-可见光测定方法[S].
- [9] 陈杰, 吴亦红. 碱性过硫酸钾消解测定城市污泥中总氮 [J]. *环境监测管理与技术*, 2005, 17(1): 35-37
- [10] 王洪波, 王晓昌. 新型堆肥生物反应器人粪堆肥功效的评价 [J]. *环境工程学报*, 2008, 2(1): 97-100
- [11] 王洪波, 孙龑, 王晓昌. 以锯末为微生物载体的好氧堆肥反应器对人粪降解特性的研究 [J]. *安全与环境学报*, 2008(02): 43-46
- [12] 郑国砥, 高定, 陈同斌, 等. 污泥堆肥过程中氮素损失和氨气释放的动态与调控 [J]. *中国给水排水*, 2009(11): 121-124

## EFFECT OF TEMPERATURE ON THE TRANSFORMATION OF NITROGEN IN AEROBIC COMPOSTING PROCESS FOR HUMAN FECES DISPOSAL

BAI Fan<sup>1,2</sup>      WANG Xiaochang<sup>2</sup>

(1. Dept of Geo-science and Environmental Engineering, Baoji University of Arts & Sciences, Baoji, 721016, China;

2. Key Lab of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, MOE, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an, 710055, China)

### ABSTRACT

Batch experiments were conducted using a closed aerobic composting reactor with sawdust as the bulky matrix for the disposal of human feces. Attention was paid to the characteristics of transformation of nitrogen under two typical temperatures. As a result, more than 70% fecal organics were decomposed at 60 °C in a two-week composting period, while 63% organics were decomposed at 35 °C. The maturation period of the composts decreased from 10—11 days at 35 °C to 6—8 days at 60 °C. High temperature composting showed a better nitrogen holding property in the compost, for the total nitrogen loss was found to be only 17% at 60 °C versus 31.4% at 35 °C. At 60 °C, the nitrogen loss happened on the first day of composting with the generation of ammonia gas from the inorganic nitrogen only (ammonium as the main component). In contrast, at 35 °C, nitrogen loss continued for about 4 days with partial transformation of organic nitrogen into ammonium and then the emission of gaseous ammonia. By quantitative measurement of the adsorbed gaseous ammonia and mass balance calculation, it was found that the quantity of the emitted gaseous ammonia equaled to the quantity of the total nitrogen loss, indicating that gaseous ammonia generation was the main reason for nitrogen loss in the composting process. Aerobic composting at 60 °C would be a suitable operation condition for shortening the maturation period of the compost, increasing the efficiency of composting operation, decreasing nitrogen loss, and increasing the fertilizing effect of the composting product.

**Keywords:** human feces, composting, temperature, nitrogen, transformation.