

粪便生态厕所高温好氧堆肥过程中 气态氨的释放特性

白 帆^{1,2}, 王晓昌¹

(1 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西北水资源与环境教育部重点实验室, 陕西 西安 710055;
2 宝鸡文理学院地理科学与环境工程系, 西部减灾防灾省级重点实验室, 陕西 宝鸡 721016)

摘 要: 粪便好氧堆肥过程中氮元素的损失问题主要是氨气 NH_3 释放, 是关乎堆肥产物肥效的重要问题. 实验设计小型密闭好氧堆肥反应器, 进行了一系列的批实验, 研究粪便高温好氧堆肥过程中 NH_3 释放的特性. 结果: 在高温堆肥时, 累积的氨态氮 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的增加主要发生在堆肥第 1 d, 总量达到约 0.81 g. $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放速率呈现出先迅速增加之后迅速减少并接近环境背景的两个阶段. NH_3 释放与氮的迁移转化密切相关, 氮的迁移转化也主要发生在堆肥的第 1 d. 总氮 N_{tot} 损失约 17% (约 0.90 g), 主要是无机氮 N_{ino} 的迅速减少 (约 0.89 g), 有机氮 N_{org} 几乎没变. N_{ino} 中的铵态氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (占无机氮 94% 以上) 迅速减少, 亚硝态氮 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 几乎消失, 硝态氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 增加量与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 减少量持平. 物料衡算说明氨气挥发是氮损失的主要原因, 且主要集中在堆肥初期. NH_3 挥发量主要取决于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和温度. 高温加快了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 挥发, 使得 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放时间缩短、总量小、较为集中. 高温抑制了 N_{org} 氨化, 减少了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生成, 减少了 NH_3 挥发, 最终氮的损失减少. 研究表明: 高温虽然加快了 NH_3 的挥发, 但抑制了 N_{org} 氨化, 使得总的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 挥发减少, 氮的损失减少. NH_3 挥发是氮损失的主要原因, 高温时在堆肥初期 (第 1 d) 控制好 NH_3 挥发是控制氮损失的有效阶段 1.

关键词: 高温好氧堆肥; 累积总量; 氨气释放速率; 粪便

中图分类号: X705 文献标志码: A 文章编号: 1006-7930(2010)06-0856-05

以锯末作为载体的粪便的好氧堆肥 (也称之为生态厕所) 由于卫生, 免水冲, 减量化以及可以资源回收利用 (N, P) 备受关注^[1-2]. 粪便好氧堆肥过程中 NH_3 释放, 对于营养元素氮回收利用和污染控制意义重大^[3-4]. 粪便好氧堆肥过程中氮元素的损失主要是 N_{org} 的氨化并以 NH_3 形式挥发造成的, 有文献报道, 因 NH_3 挥发造成的氮元素损失高达 90% 以上, 也有报道在较低水平 10% ~ 20%^[4]. 氮的迁移转化和 NH_3 挥发影响因素众多^[4-6]. 本研究在前期研究的基础上加工了一个密闭式的好氧堆肥反应器, 进行粪便好氧堆肥模拟试验. 通过氮的形态变化和 NH_3 释放 (浓度、速率以及累积总量的变化) 分析, 研究高温好氧堆肥条件下 NH_3 释放的特性. 这有助于深入认识堆肥过程中氮的转化、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 挥发和氮损失, 为控制氮的损失、提高堆肥产物的肥效提供有效的方法.

1 材料与 方法

1.1 装置和材料

在日本科学技术振兴机构 JST 提供的 Bio-Lux S15 型堆肥反应器 (图 1) 研究的基础上, 本研究的实验装置设计加工为密闭型的生化堆肥反应器^[7]. 反应器有效体积 4.32 L, 内径 10 cm, 高 50 cm (见图 2). 作为生物载体的锯末均由西安市木材加工厂提供; 试验中定量投加的粪便取自该校学生公寓, 粪便由专人集中收集, 混合均匀分装冷藏于 - 20℃ 的冰箱中保存. 锯末和粪便理化性质见表 1.

*收稿日期: 2009-06-02 修改稿日期: 2010-10-12
基金项目: 长江学者基金和创新研究梯队 (IRT0853); 国家自然科学基金重大国际合作项目 (50621140002)
作者简介: 白 帆 (1973-), 男, 陕西咸阳人, 博士, 主要研究方向为水污染治理、固废处理以及资源回收利用等.

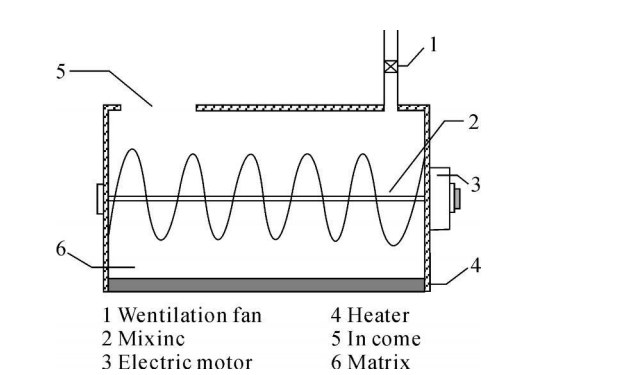


图 1 Bio-Lux S15 生态厕所的构造示意图

Fig. 1 Structure of Bio-Lux S15 bio-toilet used

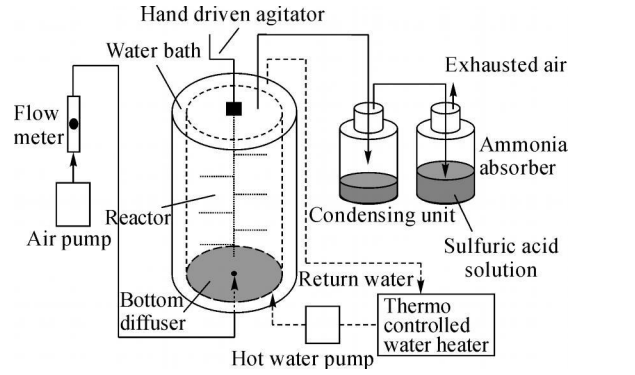


图 2 实验堆肥反应器的结构示意图

Fig. 2 Diagram of the experimental composting reactor

表 1 本研究中所使用的锯末和粪便的物化特性						
Tab. 1 Physico-chemical properties of the sawdust and human feces employed in this study						
Item	M. C. / %	S _{org} / (g · kg ⁻¹)	TOC / (g · kg ⁻¹)	COD _{cr} / (g · kg ⁻¹)	N _{tot} / (g · kg ⁻¹)	TP / (g · kg ⁻¹)
Sawdust	11.05	956.9	378.1	1 270.3	2.10	0.69
Human feces	81.83	901.0	497.9	1 671.3	68.23	21.14

Note: M. C.: Moisture, Organic Solids: S_{org}, Total Organic Carbon: TOC, Chemical Oxygen Demand: COD_{cr} and Total Phosphorus: TP.

1.2 实验方法

1.2.1 实验条件

试验方法在实际应用研究的基础上进行确定的^[7]. 用水浴系统控制整个反应堆处于恒定的温度条件下; 初始加料粪便: 锯末比为 25% (基于干重), 粪便 440.3 g (干重 80g), 锯末 360 g (干重 320 g), 补充 200 ml 去离子水使得初始含水率为 60%, 总重为 1000 g, 混合均匀后加入反应器中密闭. 控制进气流量 1.6 l · min⁻¹, 进行好氧高温堆肥反应. 手动搅拌间隔 8 h 搅拌一次, 每次 2 min. 每个实验重复进行 2 次以上, 每次试验周期为 14d, 数据以均值和误差表示.

1.2.2 取样和分析方法

取样和分析参考文献[7], 固体样品主要分析水分; N_{tot}、N_{ino} 和 N_{org}; N_{ino} 主要分析了 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N. 排气中的 NH₃-N 采用硫酸吸收液吸收来测定和分析[7] (见图 2), 包括累积总量、瞬时浓度和释放速率. 结果基于干重, 以 g · kg⁻¹ 来表示.

2 结果与分析

2.1 氨气的释放特性

为了弄清氮的损失, 对排气的 NH₃-N 进行研究. 从图 5 中可以看出, 高温堆肥条件下, NH₃-N 的累积总量的变化在堆肥反应的第 1d (准确说前 6 h) 迅速增加并达到最大值, 之后基本稳定不变. 经过约 1 d, NH₃-N 释放基本结束, 释放的总量为约 0.81 g, 这与 N_{tot} 损失和 N_{ino} 损失均一致. 运用软件 Origin8 对累积的 NH₃-N 进行拟合, 得到拟合曲线如图 5 所示. NH₃-N 的累积总量经历迅速增加阶段和缓慢增加趋于稳定阶段, 集中在堆肥初期^[9].

图 3 是 NH₃-N 释放速率曲线. 可以看出: 在粪便的高温好氧堆肥过程中, NH₃-N 释放速率曲线可以分为 2 个阶段: 释放速率迅速增加阶段、释放速率快速下降阶段. 迅速增加阶段主要集中在前 2~3 h 范围内, 并达到最大峰值. 此后进入快速下降阶段, 约在第 5~6 h 后释放速率逐步接近 0. 图 4 是 NH₃-N 释放速率测定与累积拟合曲线计算得到的曲线的对比. 拟合曲线能较好的与实测值吻合, 充分反映了 NH₃-N 释放规律.

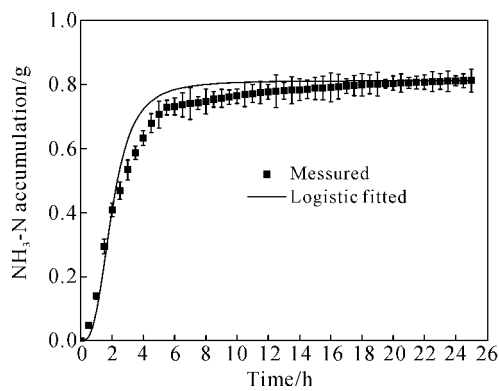


图 3 粪便好氧堆肥过程中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放总量累积曲线

Fig. 3 Gaseous ammonia accumulation in composting

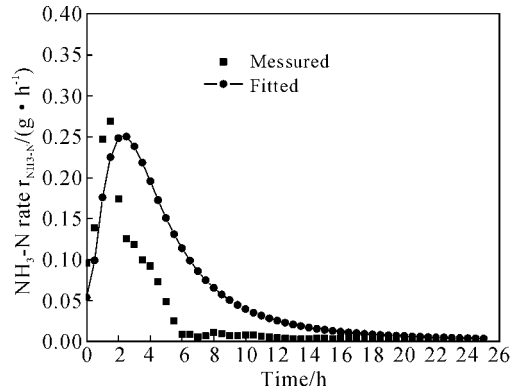


图 4 堆肥过程 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放速率变化

Fig. 4 Gaseous ammonia rate in composting

2.2 氮的迁移转化

N_{tot} 可以分为 N_{org} 和 N_{ino} 两部分, 图 5 给出了堆肥过程中粪便中 N_{tot} 、 N_{org} 和 N_{ino} 的每日变化. 高温条件下, N_{tot} 在堆肥反应的第 1 d 迅速降低, 在随后的时间里变化缓慢. N_{tot} 的变化趋势与 N_{ino} 类似. 在堆肥的整个过程中 N_{org} 几乎没有变化. N_{tot} 损失 0.90 g 与 N_{ino} 损失 0.89 g 一致, 这表明在整个高温堆肥过程中只有 N_{ino} 参与了氮的损失 (17%).

图 6 表明堆肥过程中 N_{ino} 各种形态如 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 间的相互转化过程. 高温堆肥时, 在堆肥的第 1 d 三者均发生了明显的变化. 占 N_{ino} 中 90% 以上 $\text{NH}_4\text{-N}$ 在堆肥第 1 d 经历一个突然的下降. $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量很低, 在堆肥 1 d 后几乎消失; $\text{NO}_3\text{-N}$ 增加量等于 $\text{NO}_2\text{-N}$ 减少量. 在随后的堆肥时间里, $\text{NH}_4\text{-N}$ 缓慢变化而 $\text{NO}_3\text{-N}$ 保持恒定.

高温时 N_{tot} 损失、 N_{ino} 损失与 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的损失三者一致, 说明高温时氮的损失是由占 N_{tot} 18% 的 N_{ino} 中原有的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的损失造成的. 结合图 3 中 N_{org} 和图 4 中 N_{ino} 的变化, 说明高温抑制了 N_{org} 的氨化, 同时也抑制了 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的氧化和硝化^[6, 8]. 中温是氨化菌和硝化菌等氮的迁移转化密切相关的微生物适宜的环境温度, 温度过高会一致这些微生物的活性. 结合累积总量图 3, 高温加快了 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的挥发使其挥发时间短浓度集中总量小, 同时高温抑制了 N_{org} 生化降解, 减少了 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的生成; 也使得硝化作用受到抑制. 结合图 5 和图 6, 进一步说明高温抑制 N_{org} 氨化, 只有 N_{ino} 中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 挥发, 因而总量小, 但由于高温挥发快, 因而时间短、浓度大.

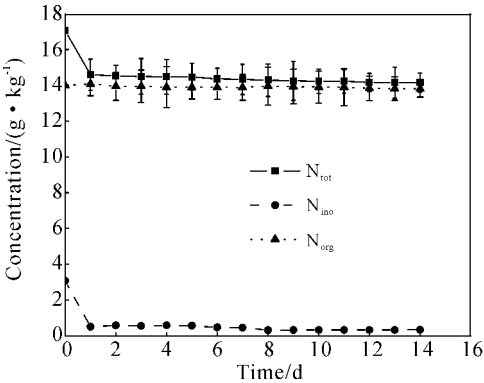


图 5 堆肥过程中粪便中氮的变化

Fig. 5 Variation of fecal nitrogen content in the composting process

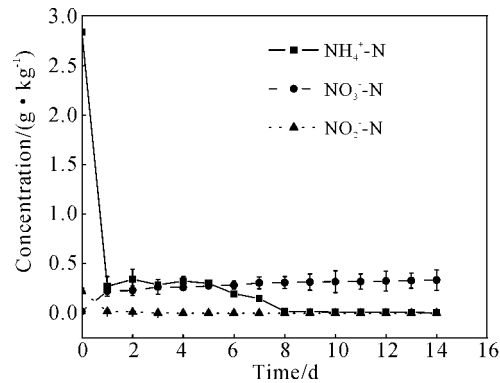


图 6 堆肥过程中粪便中 N_{ino} 中三种形态氮的变化

Fig. 6 Variation of fecal N_{ino} contents in the composting process

2.3 氨气释放的影响因素

影响 $\text{NH}_4\text{-N}$ 挥发成 NH_3 排出的因素有水分和 pH ^[10-13], $\text{NH}_4\text{-N}$ 离子转化为 NH_3 可用下列简单的化学方程式来表达, 即



该反应消耗 OH^- 离子, 导致反应系统 pH 的降低. 同时可看出, 水分高有利于 NH_4^+ 离子形成和保持. 该现象也通过图 7 所示的变化反映出来. 而堆肥过程中呈现水分的缓慢减小和 pH 先降(堆肥初期 NH_3 迅速大量挥发)后缓慢增加趋势, 因而堆肥初期 NH_3 迅速挥发且集中, 后期几乎不挥发.

温度是影响 NH_3 释放的主要因素, 一方面, 高温抑制了 N_{org} 的氨化, NH_4^+ 离子浓度不再增加(见前述的氮的迁移转化分析), 因而减少了 NH_3 总挥发量和挥发时间; 另一方面, 高温加速了 NH_3 的挥发速度, 生成的 NH_3 会被载体锯末进行物理吸附, 而温度对于物理吸附和解析具有决定性的影响. 高温有利于 NH_3 的解吸和挥发逸出, 同时加快了 NH_3 挥发速率. 结合累积总量图 5, 高温加快了 NH_4^+-N 的挥发使其挥发时间短浓度集中总量小, 同时高温抑制了 N_{org} 生化降解, 减少了 NH_4^+-N 的生成; 也使得硝化作用受到抑制. 结合图 3 和图 4, 进一步说明高温抑制 N_{org} 氨化, 只有 N_{ino} 中 NH_4^+-N 挥发, 因而总量小, 但由于高温挥发快, 因而时间短、浓度大.

3 结 论

本研究对以锯末为载体的粪便高温好氧堆肥过程中 NH_3 释放进行了分析, 得出如下结论:

- (1) NH_3-N 的累积呈现出迅速增加、缓慢增加或稳定两个阶段, 主要发生在堆肥反应的初期, 具体是第 1 d(准确说前 5~ 6 h). 累积快, 时间集中, 总量小;
 - (2) NH_4^+-N 的挥发速率从实测和拟合均表现出迅速增加、快速下降并接近背景两个阶段的变化规律. 主要发生在堆肥反应的第 1 d(准确说前 5~ 6 h). 释放速率大、时间短.
 - (3) N_{tot} 损失源于 N_{ino} 中的 NH_4^+-N 的挥发(17%), N_{org} 几乎不变. 说明高温抑制了 N_{org} 生化降解和 NH_4^+-N 的硝化作用, 仅是原有的 NH_4^+-N 的挥发逸出;
- 研究表明, 高温抑制了氨化等生物作用, 使得 NH_4^+-N 总量减少. 高温挥发成为 NH_4^+-N 挥发和 N_{tot} 损失的主要原因. NH_4^+-N 挥发成 NH_3 是导致粪便生态厕所高温好氧堆肥氮损失的主要根源. 高温下控制 NH_3 挥发是高温堆肥时降低氮损失、保留更多的氮在堆肥产物中的关键, 堆肥初期(堆肥反应的第 1 d, 准确为堆肥反应的前 5~ 6 h)是最佳时间段.

参考文献 References

[1] KITSUIT, TERAZAWA M. Bio- toilet, Environmentally friendly toilets for the 21st century[C] // the 10th International Symposium on Wood and Pulping Chemistry (ISWPC). Yokohama, Japan, 1999 120-121.

[2] LOPEZ-ZAVALA M A, FUNAMIZU N. Design and operation of the bio-toilet system[J]. Water Science & Technology, 2006, 53(9):55-61.

[3] HOTTA S, FUNAMIZU N. Biodegradability of fecal nitrogen in composting process[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(0):3412-3414.

[4] S ÁNCHEZ-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(0):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(0):9-13.

[6] VITOUSEK Peter M, ABER John D, HOWARTH Robert W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences[J]. Ecological Applications, 1997, 7(3):737-750.

[7] BAI Fan, WANG Xiaochang. Nitrogen-retaining property of compost in an aerobic thermophilic composting reactor

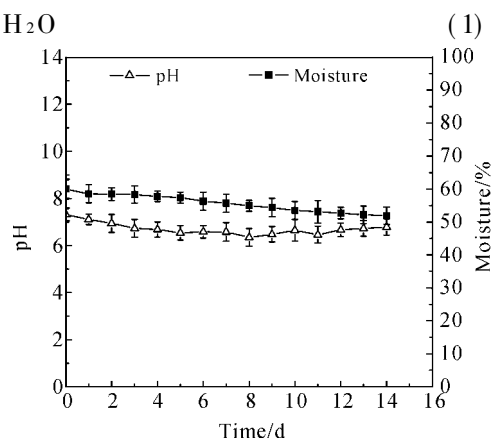


图 7 堆肥过程中水分和 pH 的变化
Fig. 7 Change of moisture and pH in composting

- for the sanitary disposal of human feces[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2010, 4(2): 228-234.
- [8] 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(3): 126-131.
ZHANG Xiang-feng, WANG Hong-tao, ZHOU Hui, et al. Nitrogen Transformation During Co-composting of Flower Wastes and Cattle Manure [J]. *Environmental Science*, 2003(3): 126-131.
- [9] 赵素芬, 汪开英. 集约化养猪场 NH_3 的排放及控制研究进展[J]. *农机化研究*, 2004(1): 88-90, 154.
ZHAO Su-fen, WANG Kai-ying. Study on Reducing Ammonia from the Intensive Swine [J]. *Journal of Agricultural Mechanization Research*, 2004(1): 88-90, 154.
- [10] 徐 灵, 王成端, 姚 岚. 污泥堆肥过程中主要性质及氮素转变[J]. *生态环境*, 2008(2): 602-605.
XU Ling, WANG Cheng-duan, YAO Lan. The main characteristics and nitrogen transition in the composting of sewage sludge and straw [J]. *Ecology and Environment*, 2008(2): 602-605.
- [11] 吴银宝, 汪植三, 廖新梯, 等. 猪粪堆肥臭气产生与调控的研究[J]. *农业工程学报*, 2001(5): 82-87.
WU Yin-bao, WANG Zhi-san, LIAO Xin-di, et al. Study on the Odor Production and Control of Swine Manure Composting [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2001(5): 82-87.
- [12] 王 岩, 娄新乾, 王文亮, 等. 水分调节材料对牛粪堆肥氨气挥发的影响[J]. *农村生态环境*, 2003(4): 56-58.
WANG Yan, LOU Xin-qian, WANG Wen-liang, et al. Effects of moisture regulators on emission of ammonia during composting of dairy cattle waste [J]. *Rural Eco-environment*, 2003(4): 56-58.
- [13] 崔玉波, 姜廷亮, 郭智倩. 低温下人工湿地去除营养物的机理与效能[J]. *西安建筑科技大学学报: 自然科学版*, 2008, 40(1): 121-125, 148.
CUI Yu-bo, JIANG Ting-liang, GUO Zhi-qing. Nutrients removal mechanisms and performance of constructed wetlands in cold climate [J]. *J. Xi'an Univ. of Arch. & Tech. (Natural Science Edition)*, 2008, 40(1): 121-125, 148.

Emission of gaseous ammonia in aerobic thermophilic composting of human feces

BAI Fan^{1,2}, WANG Xiao-chang¹

(1. Key Lab of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, MOE, Xi'an Univ. of Arch. & Tech., Xi'an 710055, China; 2. Dept of Geo-science and Environmental Engineering, Baoji University of Arts & Sciences, Baoji 721016, China)

Abstract: There is a nitrogen loss as gaseous ammonia was exhausted from aerobic composting of human feces, showing how important emission of gaseous ammonia was in composting. Batch experiments were conducted using a closed aerobic composting reactor with sawdust as the bulky matrix to simulate the condition of a bio-toilet for sanitary disposal of human feces. Attention was paid to the characteristics of emission of gaseous ammonia under the thermophilic condition. The results indicated that merely 17% fecal nitrogen loss (inorganic nitrogen N_{im} , mainly NH_4^+-N) was observed in a two-week composting period during aerobic thermophilic composting at 60°C . Concentration and rate of ammonia increased quickly first, reached maximum, then decreased and reached zero almost finally, and accumulation of ammonia increased quickly first, and then increased gradually to an constant amount finally (firstly 1 day) at 60°C . This shows that: the emission of ammonia was an important way for nitrogen loss at the initial stage of compost. Ammonification of N_{org} may have been hindered and emission of NH_4^+-N accelerated under the thermophilic condition. As a result, nitrogen loss was controlled at the initial stage of compost and thermophilic composting can be considered as a method to improve the nitrogen retaining property of the compost.

Key words: aerobic thermophilic composting; accumulation of ammonia; rate of emission; feces

*Biography: BAI Fan, Ph. D., Xi'an 710055, P. R. China, Tel: 0086-13022966783, E-mail: bjwlbfb@yahoo.com.cn