

餐厨垃圾堆肥理化特性变化规律研究

杨延梅¹, 席北斗^{3*}, 刘鸿亮^{1,3}, 魏自民², 杨志峰¹, 张相锋¹

1. 北京师范大学 环境学院, 北京 100875

2. 重庆交通大学, 重庆 400074

3. 中国环境科学研究院, 北京 100012

摘要: 餐厨垃圾主要包括厨余和泔脚, 二者的化学组成、物料结构以及初始微生物量均存在差异。对厨余和泔脚分别与相同质量比的木屑混合堆制的一次好氧堆肥过程进行了比较研究。结果表明, 在相同好氧堆肥条件下, 二者的特性变化不同: 与厨余堆肥系统相比, 泔脚堆肥系统初始水溶性 $w(C)/w(N)$ 高, 堆肥 pH 较低, 高温持续时间长, CO_2 释放率高, NH_3 挥发少, 氮素损失低, 堆制后堆肥含氮量升高; 但泔脚一次堆肥所需时间偏长, 应采取有效方法加速其堆肥进程。厨余堆肥系统升温快, 堆肥周期短, 但生物可利用碳的短缺造成系统氮素损失量大, 可采用在厨余堆肥中添加适当碳源等措施来减少氮素损失。

关键词: 堆肥; 餐厨垃圾; 理化特性; 变化规律

中图分类号: X701

文献标识码: A

文章编号: 1001 - 6929(2007)02 - 0072 - 06

Study on the Change of Physicochemical Characteristics of Food Wastes During Aerobic Composting

YANG Yan-mei¹, XI Bei-dou³, LIU Hong-liang^{1,3}, WEI Zi-min², YANG Zhi-feng¹, ZHANG Xiang-feng¹

1. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2. Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China

3. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

Abstract: Food wastes were generally classified into pre-consumer food wastes and post-consumer food wastes. These two types of food wastes were different especially in chemical composition, material structure and initial microbial biomass. The aerobic composts, which mixed pre-consumer food waste and post-consumer food wastes respectively with same amount of sawdust, were compared. The result indicated that they have different characteristic under the same conditions of aerobic compost process. Compared to pre-consumer food wastes, the post-consumer food wastes composting had higher water solubility carbon to nitrogen ratios, lower pH of the compost material, longer lasting time of high temperature phase, higher discharge of CO_2 , lower loss of nitrogen and increased nitrogen content of material after composting. However post-consumer food wastes composting cost more time, and effective method should be taken to accelerate compost process. The pre-consumer food wastes composting can increase its temperature rapidly and shortened composting time, but the lack of available carbon caused more loss of nitrogen of the pre-consumer food wastes composting. The loss of nitrogen can be reduced by adding appropriate carbon to pre-consumer food wastes.

Key words: composting; food wastes; physicochemical characteristics; change

餐厨垃圾主要包括厨余和泔脚两大类: 一般在

食品加工过程中产生的食物残余称为厨余; 而在饮食消费后的食物残余称为泔脚^[1]。厨余主要来自居民生活区、食品批零市场和各垃圾站点; 泔脚主要来源于餐饮行业、宾馆和企事业单位的食堂^[1-2]。餐厨垃圾直接饲喂动物, 食物链短循环极易带来口蹄疫等疾病感染; 由“泔脚”派生的“泔水油”, 极易产生致癌物质——黄曲霉素, 对人体健康危害极大。垃

收稿日期: 2006 - 07 - 10

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2001AA4020); 国家重点研究发展计划(973)项目(2005CB724203)

作者简介: 杨延梅(1975 -), 女, 蒙古族, 内蒙古满州里人, 博士研究生。

* 责任作者

圾中的“厨余”容易变质、腐烂,滋生病菌,造成疾病的传播;散发的恶臭气体污染大气;易产生渗滤液而污染地表水和地下水^[1-3]。对餐厨垃圾填埋会产生大量的渗沥液和温室气体,焚烧热值低需添加大量辅料,所以堆肥成为餐厨垃圾处理的有效方法^[1,4-7]。厨余垃圾碳氮比较低;而泔脚含油脂,油脂为脂肪酸只含碳不含氮,故泔脚碳氮比厨余高。泔脚和厨余的理化性质也有差别:泔脚分散性差、容重大、孔隙容易被压缩;而厨余中的部分硬质体能在反应初期起到很好的骨架支撑作用^[7]。厨余和泔脚同为餐厨垃圾,它们的堆肥化比较研究较为少见。笔者对厨余堆肥和泔脚堆肥的理化特性变化及餐厨垃圾的合理化堆肥进行了对比研究。

1 材料和方法

1.1 堆肥材料

该试验分别以食堂的泔脚和居民区的厨余作为堆肥基质,以木屑作为调理剂。调理剂加入量过少则堆肥孔隙率低,不利于堆肥反应;调理剂过多则易堆腐物质过少,堆体升温慢、堆温低,影响堆肥进程和堆肥效果^[8]。经预试验确定有机底物与木屑的适宜质量比为 1.1 1(干重)。将厨余和泔脚分别切碎,物料粒径为 5 ~ 35 mm,然后分别以 m (有机底物) m (木屑) = 1.1 1(干重)的比例与木屑混合,通过烘干部分调理剂,将初始堆料的含水率控制在 70 %左右,堆肥物料的初始湿质量为 14 kg,其基本性质见表 1。

表 1 堆肥物料的基本性质

Table 1 Physiochemical properties of the composting material

堆肥物料	w(全碳)/ (g kg ⁻¹)	w(全氮)/ (g kg ⁻¹)	w(C)/ w(N)	含水 率/%	pH
泔脚	506.3	24.7	20.5	80.5	4.4
厨余	432.7	32.4	13.4	81.7	5.9
木屑	482.6	0.7	689.4	—	6.8
泔脚初始堆料	495.0	14.1	35.1	69.1	4.5
厨余初始堆料	456.5	17.3	26.4	70.5	6.3

注:碳、氮含量以堆料干基计,含水率以湿基计。

1.2 堆肥装置和堆肥方法

好氧堆肥过程采用的反应装置如图 1 所示。反应器尺寸:高 400 mm,直径 330 mm,总容积 34 L,出气口直径 6 mm,配有渗沥液收集装置、供气及计量系统、温控系统、出口气体在线检测仪器:O₂-H₂S 气体测定仪,CO₂ 检测仪。该装置不仅可在线检测出口气体浓度,而且其良好的保温设施和温控系统保证了堆肥环境的稳定性和实验数据的准确性、实时

性。堆肥试验采用强制通风供氧方式,平均供气量为 0.1 m³/(m³ min),堆肥周期为 21 d。翻堆频率为第 1 次间隔 1 d,之后每隔 2 d 1 次。

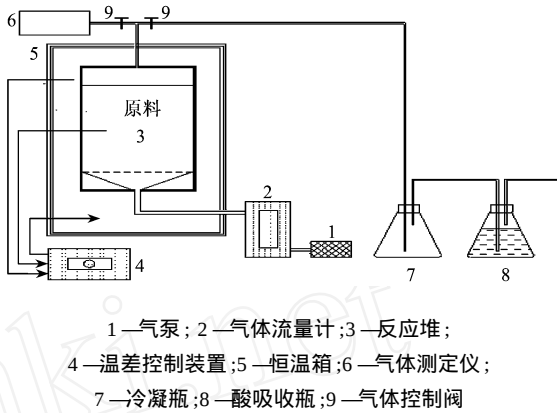


图 1 好氧堆肥反应装置图

Fig. 1 The diagram of equipment for composting

1.3 取样及分析方法

取样:翻堆时取样。所取样品湿质量约为 150 g,将其分成 3 份:一份 105 ℃ 烘干 24 h 测水分;一份自然风干粉碎后测定物料的 w (全氮), w (铵氮)和 w (硝氮);另一份储存于 4 ℃ 冰箱中待测水溶性组分和 pH。

分析方法:物料全氮采用改进的凯氏法,硝氮采用酚二磺酸比色法,铵氮采用 KCl 浸提—MgO 蒸馏法^[9];新鲜堆肥样品用去离子水按 m (土) m (水) 为 1 10(以干重计)振荡浸提 1 h,4 ℃ 低温 10 000 r/min 离心 20 min 后,取上清液测其水溶性组分和 pH。水溶性铵氮采用靛酚蓝比色法,水溶性凯氏氮用凯氏定氮法,硝氮极易溶于水,故酚二磺酸比色法测定的堆体硝氮是水溶性的,水溶性总氮 = 水溶性凯氏氮 + 水溶性硝氮,水溶性有机氮 = 水溶性总氮 - 水溶性硝氮 - 水溶性铵氮^[10-11];水溶性碳用 TOC 测定仪测定;pH 用 pH 计测定;堆体冷凝水和 2.0 mol/L H₂SO₄ 吸收液中的铵氮用靛酚蓝比色法测定,堆体释放的 NH₃ 为二者之和^[10]。采用牛肉膏蛋白胨培养基稀释平板计数法测定细菌数量,中温菌培养温度为 30 ℃,高温菌为 55 ℃,培养期为 2 d^[12];CO₂ 在线检测,取均值表示释放速率;在线监测堆温,取每天的平均温度作为堆肥的日均温。

2 结果与分析

2.1 堆肥微生物和温度的变化

2.1.1 堆肥微生物的变化

堆肥过程实质上是微生物的作用过程,在堆肥进程中是由群落结构演替迅速、数目巨大的多个微

生物群体(细菌、真菌、放线菌)共同作用下实现有机物的降解和合成. 在好氧堆肥过程中, 细菌体积小、比表面积大、增殖速度快、数量多, 是堆肥中的优势种群, 故该试验仅对堆肥过程中的细菌数进行研究^[13]. 厨余堆肥初始中温菌数量为 10^{12} g^{-1} 数量级, 21 d 时为 10^{14} g^{-1} 数量级. 厨余初始高温菌数量为 10^3 g^{-1} 数量级, 堆制 21 d 时为 10^9 g^{-1} 数量级. 泔脚多为熟食品废物, 在高温烹饪过程中有一定的杀菌作用, 其原始菌的数量较厨余少. 泔脚堆肥初始中温菌数量接近 10^7 g^{-1} 数量级, 21 d 时接近 10^{15} g^{-1} 数量级. 泔脚初始高温菌数量接近 10^4 g^{-1} 数量级, 21 d 时达 10^8 g^{-1} 数量级(见图 2). 由于试验温度达到了堆肥无害化的要求(见 2.1.2 节), 而堆制后堆肥的微生物含量升高, 说明一次好氧堆制使堆肥的有益菌数量得到了提升.

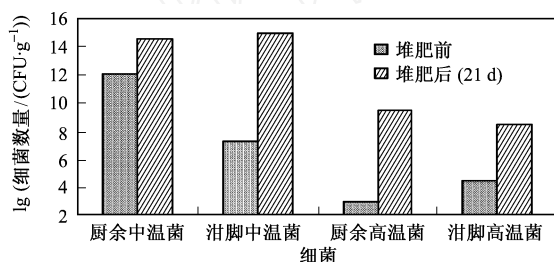


图 2 堆体细菌数量的变化

Fig. 2 Change of bacteria magnitude during composting

2.1.2 堆体温度的变化

堆体温度是堆肥化反应进程的直观表现. 从图 3 可知, 厨余堆肥升温速度快, 降温也快; 泔脚堆肥升温较慢, 但高温时间长, 降温期后延. 说明泔脚堆肥的生物反应强度和持续时间大于厨余堆肥. 而厨余堆肥、泔脚堆肥的在线堆温分别于 1.5 ~ 4.6 和 5.9 ~ 9.8 d 超过 55 °C (在线堆温图略), 两堆体的堆温均连续 3 d 以上超过 55 °C, 达到了美国环境保护局 (USEPA) 的堆肥无害化要求^[14]. 厨余堆肥和泔脚

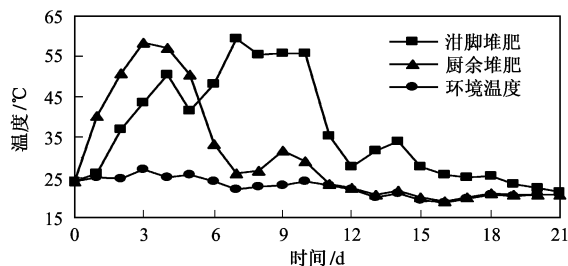


图 3 堆体日均温的变化

Fig. 3 Change of average temperature of composting material

堆肥分别于堆制 11 和 20 d 时接近环境温度, 且不再升温, 可认为一次发酵已结束. 由此可见泔脚堆肥实际所需的一次发酵时间较厨余堆肥长.

图 3 中两堆体均在高温峰值后, 在降温期又有一小峰值. 这是因为堆温下降时, 高温菌活性降低, 而中温菌群正在适应环境. 当堆体温度适宜, 且中温种群恢复活性时, 该类微生物迅速增殖, 对可降解有机物的分解又达峰值, 堆体温度随之上升. 之后, 由于物料中可利用有机物的限制, 堆肥微生物活性降低, 堆温再次下降.

2.2 堆体 pH 的变化

泔脚分散性差、容重大、孔隙容易被压缩, 易在堆体内部形成厌氧区, 这些使泔脚在堆肥过程中常处于酸性环境^[7]. 由图 4 可见, 泔脚堆肥的初始 pH 为 4.5, 堆制 3 d 后升至 5.7, 这是由于在微生物分解作用下形成的小分子有机酸被微生物所吸收, 另一部分有机酸, CO_2 和部分 CH_4 挥发至大气中, 而此时含氮物质被分解生成的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 未被微生物合成利用完全, 使堆体的 pH 略有升高. 然后由于泔脚脂肪碱的含量高, 脂肪酸被进一步分解生成酸性物质使 pH 下降. 随着 CO_2 的大量排放和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的进一步生成, 7 d 后 pH 又一次上升, 此后 pH 基本稳定在 7 左右. 由图 4 还可看出, 厨余堆肥初期, 有机物分解产生有机酸使 pH 先下降, pH 由初始的 6.3 降为第 1 天的 5.7, 之后由于有机氮矿化产生的大量 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 存留于堆体之中, 有机酸和 CO_2 溶于水后贡献的酸度不足以抵消 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 溶于水后贡献的碱性, 使第 3 天的 pH 上升为 8.2, 第 11 天后 pH 基本稳定在 9 左右.

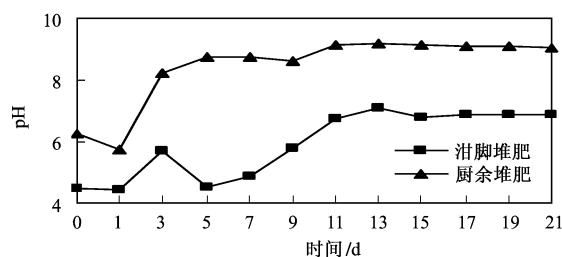


图 4 堆体 pH 的变化

Fig. 4 Change of pH during composting

2.3 堆肥水溶性 $w(\text{C})/w(\text{N})$ 的变化

堆肥反应的微生物代谢发生在水溶相, 水溶性 $w(\text{C})/w(\text{N})$ 的理论意义为堆肥水溶相代谢的程度. 由图 5 可见, 厨余堆肥系统水溶性 $w(\text{C})/w(\text{N})$ 由初始的 13.6 降为第 5 天的 4.4, 随后由于 NH_3 等氮的损失, 水溶性 $w(\text{C})/w(\text{N})$ 略有回升, 但变化不大. 由

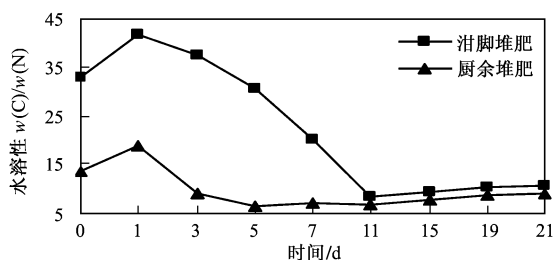
图5 水溶性 $w(C)/w(N)$ 的变化

Fig. 5 Change of soluble $w(C)/w(N)$ during composting

图5可见,泔脚堆肥水溶性 $w(C)/w(N)$ 由初始的32.9降为第7天的19.9,又降至第11天时的8.1,之后略有回升但变化亦不大。在堆肥过程中,泔脚堆肥的水溶性 $w(C)/w(N)$ 始终较厨余堆肥的高,证明泔脚堆肥的可利用碳较厨余堆肥充足。

2.4 CO_2 释放和 NH_3 挥发

2.4.1 CO_2 释放

堆肥是利用微生物分解和转化原料中的可降解有机物产生二氧化碳、水及热量的过程,碳在微生物新陈代谢过程中约有 $2/3$ 变成二氧化碳而被消耗掉^[8,15]。由图6可见,厨余堆肥初始的微生物数量较泔脚堆肥多,并且初始 pH 接近中性从而更利于微生物的生长代谢(见图4),所以堆肥初期厨余的 CO_2 (以 CO_2-C 计)释放率较泔脚的大。在堆肥过程中,厨余第3天的 CO_2 释放率最高,为其释放总量的13.7%。堆肥前6 d,厨余 CO_2 的释放量为总量的60%,堆制至第9,10天时的 CO_2 释放量为总量的20%。泔脚中含油脂,脂肪可被微生物水解形成甘油和脂肪酸,甘油可氧化成二氧化碳和水,但脂肪酸较难分解,所以泔脚堆肥 CO_2 释放的峰值较厨余堆肥的略迟,其第7天 CO_2 的释放率最高,为 CO_2 释放总量的19.7%。泔脚集中释放 CO_2 在第6~10天,其释放量为总量的53.5%,且该时段泔脚堆肥的温度也最高。在整个堆肥过程中,泔脚的平均 CO_2 释放率为厨余的1.4倍。

图6中泔脚和厨余的 CO_2 释放均有2个显著的峰值,这是由物料中不同含碳物质的降解引起的。可溶性糖、有机酸和淀粉等易利用碳的降解产生 CO_2 释放的第1峰,而当微生物利用相对难降解的脂肪、果胶、半纤维素等物质时,生成 CO_2 释放的第2峰。作用于不同物质的微生物类群不同,而微生物类群的更替通常会有时滞效应,表现在 CO_2 的释

放上则为在2个峰之间略有停滞。

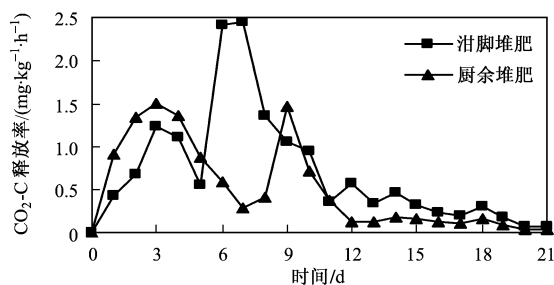
图6 厨余和泔脚 CO_2-C 释放率的变化

Fig. 6 Volatilization velocity of CO_2-C during composting

2.4.2 NH_3 挥发

在通风量一定的情况下, NH_3 (以 NH_3-N 计)的挥发受堆温和堆体 pH 的影响。由图7可见,厨余堆肥在堆制5 d时,堆体累积的铵氮浓度最高(见图8),堆体 pH 为8.7左右(见图4),堆温超过50 (见图3),在通风条件下,大量的 NH_3 挥发出堆体。厨余堆肥在第4~7天时的 NH_3 挥发较集中,为总挥发量的52.9%。第2峰出现在第10~13天,该时段 NH_3 挥发仅占总量的22.0%。由图7可见,由于泔脚堆肥初始 pH 较低(见图4),水溶性 $w(C)/w(N)$ 较高(见图5),堆肥过程中铵氮含量也低,所以泔脚堆肥只在高温阶段的后期有 NH_3 挥发。泔脚堆肥水溶性 $w(C)/w(N)$ 在堆制11 d左右才降至10以下(见图5),所以泔脚 NH_3 挥发的高峰期较厨余后延了5 d,只集中在第10~12天,该时段的 NH_3 挥发量占总量的91.4%。泔脚堆肥的 NH_3 挥发量远低于厨余,其总量不到厨余 NH_3 损失的 $1/4$ 。

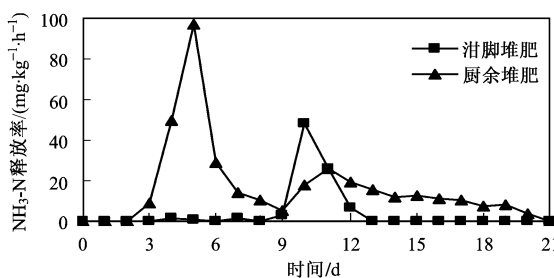
图7 厨余和泔脚 NH_3-N 释放率的变化

Fig. 7 Change of volatilization velocity of NH_3-N during composting

2.5 堆肥氮素的变化及损失

2.5.1 堆肥氮素的变化

氮主要用于细胞原质体的合成,自然界中的氮有多种,堆肥过程中的氮主要就是铵氮、硝氮和有机

氮. 厨余堆肥和泔脚堆肥初始堆料的氮组分中有机氮分别占 91.9 % 和 99.4 %; 硝氮分别占 0.5 % 和 0.6 %; 厨余堆肥中铵氮占 7.6 %, 而泔脚堆肥几乎不含铵氮. 说明 2 种堆肥系统原料中有机氮占绝对优势, 且泔脚堆肥原料的初始氮基本上都以有机氮的形式存在.

由图 8 可见, 厨余堆肥全氮和有机氮含量总体呈下降趋势, 有机氮下降幅度较全氮大, 因为在堆肥过程中有机氮除转化为铵氮, 并且随着堆肥温度的

升高和 pH 的增大, 致使氨气较易挥发出堆体, 造成氮素损失较大外, 另有部分有机氮转化为铵氮和硝氮存留于堆体中, 所以堆体的全氮、有机氮含量下降, 而铵氮、硝氮含量增加. 堆制后, 厨余堆肥铵氮上升了 67.0 %; 随着泔脚堆肥水溶性 $w(C)/w(N)$ 的大幅下降, 堆制 9 d 时其铵氮开始升高, 11 d 达最大测值. 经过一次好氧堆制, 厨余堆肥全氮含量下降了 17.1 %, 有机氮下降了 24.4 %.

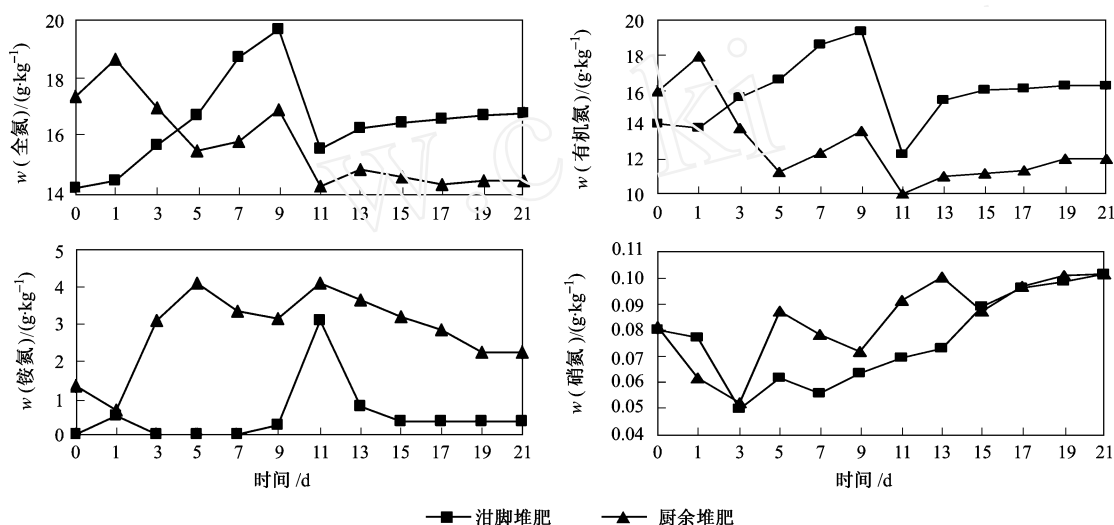


图 8 堆肥各形态氮的变化

Fig. 8 Change of nitrogen form of material during composting

由图 8 还可看出, 泔脚堆肥在堆制的前 9 d 其全氮、有机氮的含量呈上升趋势, 这是由于泔脚堆肥中的易降解含碳物质被氧化为 CO_2 排入大气, 导致堆体总质量减少, 而此时的 NH_3 挥发较少 (见图 6, 7), 氮素在该阶段相对被浓缩; 10 ~ 11 d 时 NH_3 挥发等的氮素损失较大, 导致总氮、有机氮含量下降; 11 d 后, 由于 NH_3 挥发量少, 且仍有 CO_2 等碳的释放, 所以泔脚堆肥的氮含量再次上升 (经过一次好氧堆制, 泔脚堆肥全氮含量上升了 18.4 %, 有机氮上升了 15.7 %). 经历 10 ~ 12 d 的 NH_3 挥发后, 泔脚堆肥铵氮含量急剧下降, 15 d 时降为 0.4 g/kg. 泔脚堆肥初期水溶性 $w(C)/w(N)$ 较高, 水溶性氮含量相对较低, 微生物合成利用了部分硝氮, 使堆肥 3 d 时硝氮含量略有下降; 之后随着水溶性 $w(C)/w(N)$ 和堆温的下降, 硝氮含量略有上升, 但始终没超过 0.2 g/kg, 说明一次好氧堆制过程中硝化作用不显著, 这可能是因为堆肥温度较高, 不利于硝化细菌的繁殖^[16].

2.5.2 堆肥氮素损失

根据物质守恒和氮素平衡原理, 堆肥氮素损失的计算公式如下:

$$N_{\text{初始}} = M_0 \times (1 - W_0) \times N_0 \% \quad (1)$$

$$N_{\text{总损失}} = M_0 \times (1 - W_0) \times N_0 \% - M_n \times (1 - W_n) \times N_n \% + \sum_{i=1}^n [M_i \times (1 - W_i) \times N_i \%] \quad (2)$$

$$N_{\text{总损失率}} = N_{\text{总损失}} / N_{\text{初始}} \times 100 \% \quad (3)$$

式中, $N_{\text{总损失}}$ 为堆肥过程中氮素损失的总质量, g; M_n 为第 n 次取完样后堆肥的总湿质量, kg; M_i 为第 i 次所取样品的湿质量, kg; W_i 为第 i 次取样时堆肥含水率, %; N_i 为第 i 次取样时堆体全氮含量, g/kg (干重); i 为取样次数, $i = 0$ 和 $i = n$ 分别代表堆肥的始、末状态; $N_{\text{初始}}$ 为堆肥氮素的初始贮量, g.

根据上述公式可得, 厨余堆肥氮损失率为初始含氮量的 35 %, 其中 60 % 是以氨氮的形式损失掉; 泔脚堆肥氮素损失率为初始含氮量的 14.5 %, 其中近 58 % 是氨氮损失. 因此, 该试验条件下 NH_3 挥发仍然是厨余堆肥和泔脚堆肥氮素损失的主要原因.

3 结论与建议

3.1 结论

a. 厨余初始的微生物数量较泔脚多,一次好氧堆制后,两堆体有益菌的数量均得到了提升。

b. 泔脚堆肥的水溶性 $w(C)/w(N)$ 较厨余堆肥高, pH 较厨余堆肥低, 高温期持续时间长, CO_2 释放率高; 厨余堆肥系统升温快, 堆肥周期短, 堆制过程中的生物可利用碳短缺。

c. 两堆肥系统原料中有机氮含量占绝对优势; 堆制后, 厨余堆肥全氮含量下降了 17.1%, 有机氮下降了 24.4%。泔脚堆肥全氮含量上升了 18.4%, 有机氮上升了 15.7%; 泔脚堆肥原料中几乎不含铵氮, 堆制后, 堆肥铵氮含量约为 0.4 g/kg。厨余堆肥堆制后, 铵氮含量升高 67.0%; 一次好氧堆制过程中的硝化作用不显著, 堆制后硝氮含量略有上升, 但变化不大。

d. 该试验条件下, 厨余堆肥、泔脚堆肥的氮损失率分别为 35% 和 14.5%; NH_3 挥发占氮损失的比例分别为 60% 和 58%。

3.2 建议

a. 泔脚堆肥一次堆制所需时间偏长, 可在堆肥初期添加碱性物质调节堆体的 pH, 并在堆肥过程中添加适当的高效菌剂以缩短堆肥时间。

b. 厨余堆肥的生物可利用碳短缺, 堆肥氮素损失量大, 可通过添加适当碳源等措施来减少厨余堆肥的氮素损失。

参考文献:

- [1] 吕凡, 何品晶, 邵立明, 等. 易腐性有机垃圾的产生与处理技术途径比较[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(8): 46—50.
Lv Fan, He Pinjing, Shao Liming, et al. Generation and treatment technologies of putrescible waste[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2003, 4(8): 46—50.
- [2] 夏越青, 周迎艳. 上海市餐厨垃圾的管理[J]. 环境卫生工程, 2003, 11(1): 43—45.
Xia Yueqing, Zhou Yingyan. Restaurant and kitchen swill management in Shanghai City[J]. Environmental Sanitation Engineering, 2003, 11(1): 43—45.
- [3] 梁政, 杨勇华, 樊洪, 等. 厨余垃圾处理技术及综合利用研究[J]. 中国资源综合利用, 2004, (8): 36—38.
Liang Zheng, Yang Yonghua, Fan Hong, et al. Research on disposal and complex utilization of rubbishes after dinnning[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2004, (8): 36—38.
- [4] 李海生, 刘光辉, 刘亮, 等. 城市垃圾填埋场渗滤液处理研究进展[J]. 环境科学研究, 2004, 17(1): 77—80.
Li Haisheng, Liu Guanghui, Liu Liang, et al. Advance of technologies for municipal landfill leachate treatment[J]. Research of Environmental Sciences, 2004, 17(1): 77—80.

- [5] 华德尊, 李春艳, 宋玉珍. 双城市固体废物处理处置与无害化、资源化研究[J]. 环境科学研究, 2003, 16(6): 16—18.
Hua Dezun, Li Chunyan, Song Yuzhen. Study on municipal solid wastes disposal and harmless treatment and resource utilization in Shuangcheng City[J]. Research of Environmental Sciences, 2003, 16(6): 16—18.
- [6] 席北斗, 刘鸿亮, 孟伟, 等. 垃圾堆肥高效复合微生物菌剂的制备[J]. 环境科学研究, 2003, 16(2): 58—60, 64.
Xi Beidou, Liu Hongliang, Meng Wei, et al. Study on preparation technology of complex microbial community in composting process[J]. Research of Environmental Sciences, 2003, 16(2): 58—60, 64.
- [7] 吕凡, 何品晶, 邵立明, 等. 餐厨垃圾高温好氧生物消化工艺控制条件优化[J]. 同济大学学报, 2003, 31(2): 234—238.
Lv Fan, He Pinjing, Shao Liming, et al. Optimum operation parameters of aerobic thermophilic process for food waste[J]. Journal of Tongji University, 2003, 31(2): 234—238.
- [8] 陈世和, 张所明. 城市垃圾堆肥原理与工艺[M]. 上海: 复旦大学出版社, 1990.
Chen Shihe, Zhang Suoming. Theory and technology of municipal solid wastes[M]. Shanghai: Fudan Press, 1990.
- [9] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第3版. 北京: 农业出版社, 2000.
Bao Shidan. Agricultural chemical assay of soil[M]. 3rd ed. Beijing: Agricultural Press, 2000.
- [10] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration of China. Monitoring and analyzing method of water and waste water[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [11] 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.
Huang Guofeng, Zhong Liuju, Zhang Zhentian, et al. On nitrogen transformations and maturity during composting of pig manure[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(11): 1459—1462.
- [12] 胡家骏, 周群英. 环境工程微生物学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1999.
Hu Jiajun, Zhou Qunying. Microbiology of environmental engineering[M]. Beijing: Higher Education Press, 1999.
- [13] 黄得扬, 陆文静, 王洪涛. 有机固体废物堆肥化处理的微生物学机理研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(1): 12—18, 71.
Huang Deyang, Lu Wenjing, Wang Hongtao. Microbiological mechanism of organic solid wastes composting[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2004, 5(1): 12—18, 71.
- [14] USEPA. Composting: yard trimmings and municipal solid waste[Z]. SEPA, 530-R-94-003, 1993.
- [15] Haug R T. The practical handbook of compost engineering[M]. Boca Raton: Lewis Publishers, USA, 1993.
- [16] Insam H, Riddech N, Klammer S. Microbiology of composting[M]. New York: Springer, USA, 2002.

(编辑: 潘凤云)