

好氧堆肥中不同吸附料对氨吸附效果及堆肥性质的影响

胡天觉, 曾光明*, 黄国和, 刘鸿亮, 黄丹莲, 郁红艳, 戴芳

(湖南大学环境科学与工程系, 长沙 410012)

摘要: 采用 0.18 % 磷酸氢钾、0.06 % 磷酸氢钾 + 15 % 锯末屑混合物和 30 % 锯末屑 3 种材料作为氨的吸附剂加入堆肥进行研究. 实验结果表明, 3 种吸附料对氨的挥发都有抑制作用, 其中 0.18 % 磷酸氢钾的吸附作用最强, 0.06 % 磷酸氢钾 + 15 % 锯末屑混合吸附料的作用次之, 30 % 锯末屑的吸附作用最低. 三者 TN 的损失率分别降低 25 %、23 % 和 17 %. 但是, 采用 0.18 % 磷酸氢钾会因磷酸氢钾过量对堆肥性质产生负面影响, 包括降低堆料中 pH 值, 影响微生物活性, 最终影响有机质降解率. 相比较而言, 采用 0.06 % 磷酸氢钾 + 15 % 锯末屑混合吸附料效果很好, 对氨吸附量高, 促进有机质降解率提高 7 %.

关键词: 好氧堆肥; 氨; 吸附剂; 堆肥性质

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)01-0190-06

Influence of Different Sorbents on Adsorption Effect of Ammonia and Compost Property in Aerobic Composting

HU Tian-jue, ZENG Guang-ming, HUANG Guo-he, LIU Hong-liang, HUANG Dan-lian, YU Hong-yan, DAI Fang

(Department of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410012, China)

Abstract: The three kinds of sorbents of 0.18 % KH_2PO_4 , 0.06 % KH_2PO_4 + 15 % sawdust mixture and 30 % sawdust are added separately into composting to investigate their adsorption effect on ammonia. The experiment results exhibit that all the sorbents can restrain ammonia volatilizing. But sorption of 0.18 % KH_2PO_4 sorbent was best of all, one of 0.06 % KH_2PO_4 + 15 % sawdust mixture sorbent was secondly, one of 30 % sawdust sorbent was thirdly. The total nitrogen loss ratios were separately reduced 25 %, 23 % and 17 % after adding the three kinds of sorbents into composting. However, excessive KH_2PO_4 would produce negative influence on compost property, such as pH value being lessened, microorganism activity being reduced, and finally resulting in the reduction of biodegradation ratio of organic matter also. Comparing with it, there were not these problems as 0.06 % KH_2PO_4 + 15 % sawdust mixture being sorbent. The mixture sorbent not only produced finer adsorption effect on ammonia, but also made biodegradation ratio of organic matter to be promoted 7 %.

Key words: aerobic compost; ammonia; sorbent; compost property

近 10 多年来, 一个备受关注的研究对象是堆肥过程中作为营养元素的氮源物质的损失^[1~3]. 好氧堆肥过程中氮是一种非常重要的营养元素, 它既是构成堆肥中微生物体细胞结构物质的组成元素, 如氨基酸、蛋白质、核酸等, 又是为微生物提供能源或合成含氮代谢产物的源泉, 还是保证堆肥质量的关键因素^[4,5]. 因此, 没有氮元素的堆肥是无法进行的. 但是, 在堆肥过程中, 氮源物质通常会有损失, 损失形式主要是以氮的气态化合物形式, 如以氨气、一氧化二氮和氮气挥发^[6~8]. 这些损失对堆肥极不利, 既影响堆肥中微生物降解有机物的速度, 又降低了堆肥产品质量. 同时, 堆肥中含氮气态物质如氨气的挥发, 产生异味影响环境空气质量. 国外目前对氮的损失主要研究采用以下 3 种方法控制: ①利用堆肥本身物料的性质来解决氮源物质的挥发^[9]. 研究表明, 堆肥物料中富碳类物质如: 木屑、稻草等可降低氮源物质的损失, 但效果不是很理想. ②堆肥中采

用吸附材料降低氨气和一氧化二氮的挥发损失^[10,11]. 常用吸附材料是粘土、沸石、碳泥和玄武岩, 它们对堆肥中释放出来的氨气和一氧化二氮有很好的物理吸附性能. ③Yeom Koo 等^[12]提出, 在堆肥中加入磷酸氢盐调整 pH 值, 并通过化学方法吸附氨, 降低氨的挥发. 研究结果表明, 加入该盐可明显地降低氨氮的损失, 使堆肥干物料中氮含量增加到 1.4 %, 是普通堆肥中氮含量的 3~5 倍. 但是, 他们加入的磷酸氢盐量比较高, 产生了负面影响. 主要为 pH 值过低, 影响微生物的生长, 最终导致有机物降解率下降.

国内目前在这一方面的研究还很少, 未见有相

收稿日期: 2004-01-08; 修订日期: 2004-03-29

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863 计划) 项目 (2001 AA640402); 国家自然科学基金资助项目 (70171055, 50179011)

作者简介: 胡天觉 (1966~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为固废处理与环境微生物应用.

* 通讯联系人, E-mail: ZGMing@hnu.cn

关的文献报道.为此本文在总结国外相关领域科研工作者的研究成果基础上,系统研究了木屑和磷酸氢盐及它们的混合物对好氧堆肥中氨的吸附机理和效果,首次提出采用木屑和磷酸氢盐的混合物来吸附堆肥中的氨态氮以达到控制堆肥营养物质的目的,并克服了单独采用磷酸氢盐和木屑所带来的副作用.

1 材料和方法

1.1 试验材料和装置

(1) 试验材料 选择一批较典型的城市有机固体废物:①食用蔬菜废物:分别有小白菜叶、芽白叶、卷心菜叶和莴笋叶以及马铃薯茎叶、甘薯茎叶、西瓜茎叶和扁豆茎叶等;②树叶:使用干枯的庭院植物落叶;③草:采用已经枯黄的庭院干草;④生污泥:长沙污水处理厂提供;⑤腐殖泥:使用垃圾场富含微生物的黑色腐土.吸附剂为:①锯末屑:使用木材厂的加工木屑;②磷酸氢钾(KH_2PO_4):化学纯试剂.

(2) 试验仪器设备 PHS-25 酸度计(上海精密科学仪器有限公司);LZB-6 玻璃转子流量计(沈阳市玻璃仪器厂,20℃,101 325 Pa 下使用;测量范围 $0.04 \sim 0.4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$);micro N/C analytikiena(德国德图公司生产,本实验用于测水溶性 N 和 C);PGM-2000 & 2020 复合式气体检测仪(美国华瑞公司生产,本实验用于测挥发性氨气);以及自制试验装置^[13]见图 1,仓体总容积 90 L.

1.2 试验方法

将要进行发酵的食用蔬菜废物、树叶、杂草、生

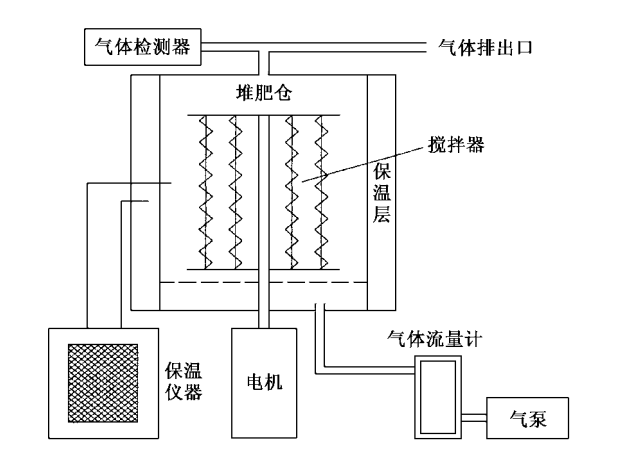


图 1 堆肥装置
Fig.1 Composting tester

污泥和腐殖泥等原料根据预先规定的粒径破碎至 10 ~ 15 mm,然后按试验要求配料、充分混合均匀后,装入自制发酵装置中,并将吸附料锯末屑、磷酸氢钾、锯末屑 + 磷酸氢钾混合物分别加入其中(磷酸氢钾溶于水再喷洒至堆肥物料中).堆肥中 C/N 比达不到要求可用尿素调节.堆肥基本物料性状及配比见表 1.供气装置采用一台电磁式空气压缩机送气,气流的大小由一台玻璃转子流量计控制(图 1).发酵反应条件为:环境温度 21 ~ 38℃;采用间歇式通气供氧,空气流量为 $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,每天分别在上午、晚上通气 2 次,每次通气时间在 30 min.

试验开始后,堆料每天进行通氧 2 次,每隔 2d 进行一次搅拌,以保证堆体中氧气的扩散和物料的混合.

表 1 堆肥物料基本性状及配比

Table 1 Physiochemical properties and ratio of the composting material							
编号	吸附剂	吸附剂量/ %	有机物/ %	灰分/ %	含水率/ %	C/ N 比	初始 pH
1	空白	0	71	29	63	32: 1	7.5
2	锯末屑	30	42	34	60	33: 1	6.8
3	磷酸氢钾	0.18	70	30	61	32: 1	5.9
4	磷酸氢钾 + 锯末屑	0.06 + 15	55	32	62	31: 1	6.5

1.3 分析方法

检测的项目主要有温度、有机物含量、总氮含量、pH 值、氨气含量、水溶性氨和水溶性氮、碳等.

(1) 有机物含量的测定 取少量的堆肥样品在 105℃ 的烘箱中烘 8 ~ 10 h,称重后,再转入马弗炉中 550℃ 下灼烧 5 ~ 6 h,通过计算灼烧前后样品质量的差值得灰分含量和有机物含量^[14].

(2) 堆料中总氮的测定 取少量样品溶于适量蒸馏水,按 1g 样品加入 1.2g K_2SO_4 、0.4 mL

1 mmol/L CuSO_4 溶液和 5 mL 浓 H_2SO_4 ,加热消解^[15],然后采用凯式定氮法测氮含量.总氮量 = 氮含量 × 堆肥物料量

(3) 堆肥液体中水溶性总氮(TN)、总有机碳(TOC)含量和水溶性氨含量的测定 采用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl 酸性溶液(pH = 4 ~ 5)振荡 1 h 后,用滤纸过滤,再用 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜过滤^[16],水溶性总氮、总有机碳含量由 micro N/C analytikiena 分析仪分析,水溶性氨含量采用 MgO 蒸馏法分析^[17].

堆肥排放气体中氨气含量由 PGM2000 &2020 复合式气体检测仪检测。pH 值由 PHS-25 酸度计测定。

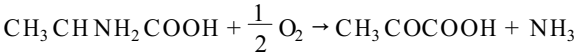
2 结果与讨论

2.1 不同吸附料对好氧堆肥中氮的吸附效果

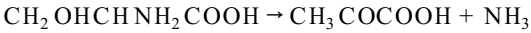
2.1.1 堆肥过程中氨氮产生和损失的机理

在堆肥过程中,植物体中的有机氮化合物在酶的作用下被微生物分解吸收,同时,部分有机氮化合物通过氨化作用形成氨被释放出来溶于水溶液中。这部分水溶性氨是氮源物质损失的源泉。堆肥中,含氮的有机物主要是蛋白质、氨基酸、单肽、尿酸和几丁质等,很多细菌、放线菌和真菌都有很强的氨化能力,称为氨化菌,它们是芽孢杆菌、梭菌、色杆菌、变形杆菌、假单胞菌、放线菌以及曲霉、青霉、毛霉等。堆肥过程中,植物体中蛋白质不能直接进入微生物菌体细胞,必须先分解成氨基酸才能被菌体吸收。微生物在分解蛋白质时会产生一种脱氨酶,这种酶促使各种氨基酸分解释放出氨^[4,18],其脱氨基作用主要有如下几种:

(1) 氧化脱氨 它存在于好氧微生物中,由脱氨酶、氨基酸氧化酶与氨基酸脱氢酶所催化,产物为酮酸和氨,如:



(2) 脱水脱氨 主要发生在含羟基的氨基酸中,由脱氨酶与脱水酶所催化,产物为酮酸和氨,如:



(3) 水解脱氨 存在于某些真菌和细菌中,不同的氨基酸水解后生成不同的产物,例如,色氨酸水解生成吲哚、丙酮酸和氨。

大量氨产生后在一定条件下会挥发,这是堆肥中氮损失的主要原因。影响氨挥发的因素主要有 2 个:堆肥温度和堆肥液相中水溶性氨(WSA)的浓度。图 2 显示了 1 号堆肥中不同阶段温度和氨挥发量的变化。从图 2 可见,堆肥初始,氨气的浓度很低,仅为 6×10^{-6} (体积分数),表明即使堆肥中有大量有机氮存在,没有微生物的分解作用,也不会有氨气释放出来。堆肥 1 d 后,有机物分解发酵,氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)开始产生,伴随有机物的降解和堆体温度迅速升高,此时氨气成倍释放出来。至第 3 天堆肥进入高温期,各种易降解有机物分解加速, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大量产生,并溶于液相中,如图 3 所示。堆肥最高温度的 2 d (64℃、62℃),水溶性氨(WSA)浓度达到

$1.8707\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,同时,在高温下氨气挥发增加,氨气挥发浓度最高时几乎为初始值的 10 倍。但此时,水溶性氨(WSA)浓度并未达到最高,堆肥至第 8 天时才达到最高值 $2.258\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。因此,氨气的挥发浓度与温度和水溶性氨(WSA)浓度有关,这二者是氨挥发的基本条件,但对氨挥发的影响有差别。随着堆肥的进行,可降解有机氮成分减少,堆肥生化反应逐步减缓,液体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随之缓慢降低,堆肥温度也缓慢降低,氨气的挥发量随之减少。至堆肥末期,水溶性氨(WSA)浓度降至 $1.1529\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,挥发性氨(VA)浓度值仅为 $12\text{ mL}/\text{m}^3$,同堆肥初始相比,已无多大差别。

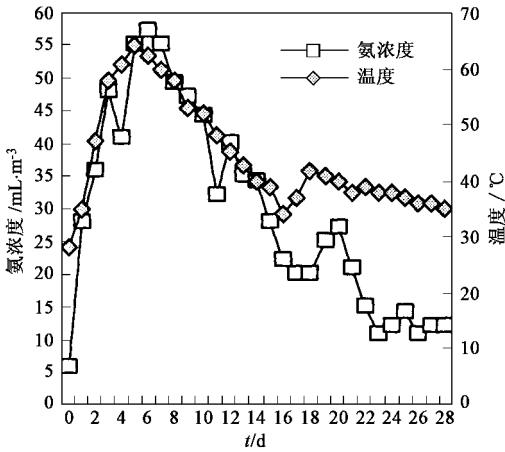


图 2 气态氨浓度与温度变化

Fig. 2 Change of gaseous ammonia concentration and temperature

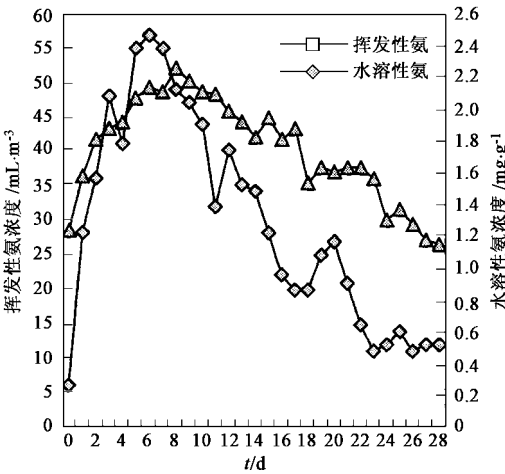


图 3 水溶性氨与挥发性氨浓度变化比较

Fig. 3 Comparison of change of water-solubility ammonia and gaseous ammonia concentration

上述结论与 Martins 等人^[19]的研究结果一致。Martins 等人在研究中发现,微生物对有机质的分解

旺盛促使氨大量产生,好氧堆肥温度升高,最终使氨气的挥发量加大. Thomas Dewes^[20]的研究结果也表明,在堆肥自然产热形成的 3 个温度段 22.9℃、34.3℃、69.5℃,氨氮的产生量是逐渐升高,氨气的挥发也是如此.

2. 1. 2 不同吸附料对氨的吸附效果

氨的挥发在加入不同吸附料后均有不同程度地降低,如图 4 所示. 1 号空白样氨气的挥发浓度在堆肥前 15 d 始终是高于其它加了吸附料的堆肥样品,随后浓度相互接近,甚至低于其它 3 个样品.说明堆肥过程中吸附料产生了很强的吸附作用,特别在堆肥有机物分解旺盛时,吸附效果更佳.但是,3 种吸附料又具有不同效果,3 号样品中氨气的挥发最低,表明磷酸氢钾对氨气的吸附效果最好,锯木屑+磷酸氢钾的混合吸附料(4 号样品)效果其次,2 号锯木屑的吸附效果最差.研究中发现,磷酸氢钾吸附氨气是依靠化学吸附,即磷酸氢钾与氨生成磷酸氢钾氨,吸附力强且不易受温度影响.锯木屑吸附氨气主要是依靠:①锯末屑表面多孔的物理吸附;②生物作用.由于锯木屑是高碳物料,在堆肥中会促使水溶性 C/N 比升高,因此,微生物会产生强烈的吸附和利用氮的能力. Eklin^[9]、Brink^[21]等人也报道过相关研究结果,在低碳有机物堆肥中加入高碳物料可减少氨气挥发,如在污泥堆肥中加入硬木屑或碳泥、食品废物堆肥中加入稻草或木屑减少氮的损失.但是,总体而言,锯末屑的生物作用和物理吸附能力低于化学吸附力,并且这种吸附能力受温度影响.因此,磷酸氢钾对氨的吸附效果要比锯木屑强.

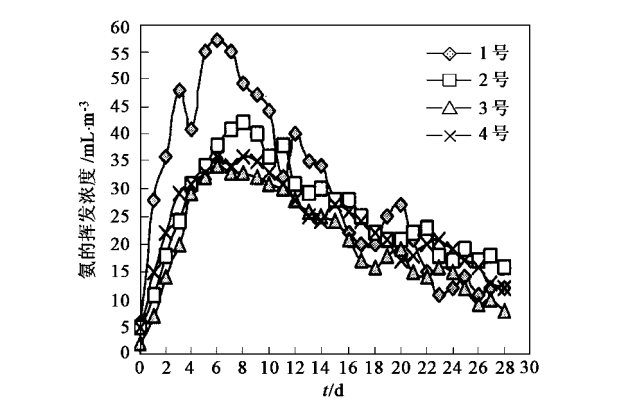


图 4 加不同吸附剂后氨的挥发
Fig. 4 Volatilization ratio of ammoniacal added different sorbents

此外,对总氮的损失研究还发现,各吸附料的加入对总氮损失影响各不相同.如表 2 所示,经过 28 d 堆肥后,加吸附料的堆肥总氮损失都小于 1 号(空白

样).但是,它们 3 者总氮损失率各不一样,3 号(加磷酸氢钾)堆料中总氮的损失率最低,只有 13%;4 号(加磷酸氢钾+锯末屑)堆料其次,为 15%;2 号(加锯末屑)堆料最高,为 21%,分别降低 25%、23%、17%.这说明氨的挥发越低总氮损失越小.

表 2 各堆肥中总氮的损失率

Table 2 Loss ratio of total nitrogen in each compost				
编号	1	2	3	4
氮初始量/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	12.73	12.80	12.58	12.69
氮最终量/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	7.89	10.11	10.94	10.79
总氮损失/ %	38	21	13	15

2. 2 不同吸附料对好氧堆肥性质的影响

2. 2. 1 各堆肥中有机物的降解率

3 种吸附料的加入对堆肥中有机物的降解有一定影响.如表 3 所示,2 号(加锯末屑)和 4 号(加磷酸氢钾+锯末屑)经过 28 d 堆肥后有机物的降解率都高于 1 号(空白样),分别提高 3%和 7%.这表明氨的吸附有利于堆肥进程.在堆肥过程发生的生化反应中,有机物质和氮是微生物赖以生存和繁殖的重要因素,氮含量的增加将对堆肥起到促进作用.因此,尽管在 2 号和 4 号堆肥中有大量的难降解的锯木屑存在,其有机物降解率仍比 1 号要高.但是,3 号(加磷酸氢钾)有机物降解率比 1 号堆肥要低.通过研究发现,过量磷酸盐的加入对堆肥有一定的负影响.虽然它可使氨的挥发大大降低,但对堆肥中 pH 值有影响,使堆肥在酸性环境中进行,如图 6 所示.过低的 pH 值环境使微生物的活性降低.同时,过量磷元素的存在又对微生物起到毒害作用.正是这二者的相互作用造成 3 号堆肥有机物降解率低.所以,过量磷酸盐作吸附材料虽可以降低氨气的挥发,但也会影响堆肥有机物降解,其用量须慎重.

表 3 各堆肥中有机物的降解率

Table 3 Biodegradation ratio of organic matter in each compost				
编号	1	2	3	4
OM 初始量/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	714	721	702	705
OM 最终量/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	528	512	548	472
降解率/ %	26	29	22	33

2. 2. 2 温度的变化

堆肥过程中加入吸附料对堆肥温度的变化会产生一定的影响,因为氨气的挥发会使温度降低,氨的吸附既减低了它的挥发又增加了堆肥中的营养物质,间接使堆肥生化反应更剧烈,温度改变.另外,锯末屑有相当的保温性,也会改变堆肥温度的变化.

各堆肥温度变化如图 5 所示,由图 5 可见,各堆肥温度变化趋势基本一致,都是在堆肥初始阶段上升,达到最高温度后开始逐步下降,16d 左右后温度趋于平缓,小幅振荡.但是,加入吸附料后的堆肥温度在各阶段还是有明显的改变.同 1 号(空白样)相比,4 号(加磷酸氢钾+锯末屑)各阶段温度明显增加,最高温度 66℃ 提前 2d 达到并比 1 号 64℃ 高 2℃,高温期也增加 4d,这说明 4 号微生物活性很高,堆肥生化反应更激烈.这与前面它的有机物降解率最高相一致.3 号(加磷酸氢钾)则相反,同 1 号相比,其温度在高温阶段反而降低,最高温度 58℃,低于 1 号 6℃,这说明堆肥生化反应很平缓.2 号(加锯末屑)则介于 3 号和 4 号之间.其温度变化与 1 号相差不大,最高温度也接近,只是后阶段温度略低.总地来看,加吸附料堆肥并不使温度发生根本性变化,温度仍在正常的范围内波动.

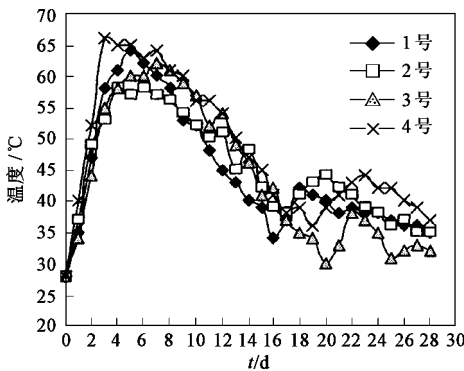


图 5 温度变化
Fig. 5 Temperature variation

2.2.3 pH 值的变化

堆肥中微生物的生存环境以中性为宜,pH 值一般在 6.0~8.0,若过高或过低都影响微生物的活性甚至导致微生物死亡.如图 6 所示,1 号(空白样)堆肥大部分时间 pH 值在 6.5~8.0,只有在堆肥高温阶段 pH 值高于 8.0,由于此时氨的大量产生及在高温下挥发的结果.堆肥中加入各吸附料后,pH 值发生了一些变化.首先,3 号(加磷酸氢钾) pH 值同 1 号相比降低最大,初始值即低于 6.0,堆肥期间 pH 值也普遍低于其它堆料,最高 pH 值只有 8.2.这是磷酸氢钾酸性影响的结果.同前面所述的原因一样,由于过量磷酸氢钾降低了微生物的活性,使有机物的降解减缓,致使氨的产生量降低,间接影响了 pH 值的变化.4 号(加磷酸氢钾+锯末屑)样则不同,其初始值为 6.5,其后 pH 值也只在 6.5~8.4 之间波

动,且振幅不大,说明堆料中氨的含量很高且稳定,很适合微生物生长.这与前面所得结论一致,即 4 号中氨的挥发量低,使堆料中氨浓度增高.2 号(加锯末屑)则基本上与 1 号 pH 值变化相当,pH 值起点高,最大值也高,起伏大,与 1 号相比无显著变化.总地来说,这 3 种 pH 值的变化范围都不大,除 3 号加过量磷酸氢钾作吸附剂对微生物有影响外,其他都没有影响.

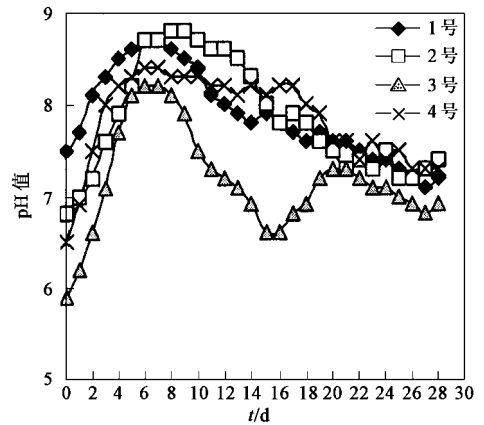


图 6 pH 值变化
Fig. 6 Variation of pH value

2.2.4 水溶性 C/N 比的变化

同干基物料中 C/N 相比,水溶性 C/N 对微生物降解有机质影响更大.因为,水溶性的氨和水溶性的碳是直接被微生物吸收利用的,适宜的水溶性 C/N 可提高微生物的生物活性.因此,本实验中主要以水溶性 C/N 作为研究对象.从图 7 可以看出,在整个堆肥过程中,4 个堆肥样水溶性 C/N 变化趋势一致,都是从较高的 C/N 波动变化开始,至 C/N 值逐渐降低.当 C/N 值低于 5 时,堆肥趋于腐熟^[22].但 2 号(加锯末屑)有所不同,在前 5 天 C/N 值很高,这是由于初始料中锯末屑 C 含量很高的原故.另外,3 号(加磷酸氢钾)达到腐熟期较慢,C/N 一直在高于 5 的水平上波动.总体而言,本实验中水溶性 C/N 都无太大变化,都在适宜的范围内波动,没有影响堆肥.

然而,从理论上分析,这个结论似乎有些问题,因为氨的挥发应使水溶性 C/N 增大,加入吸附料后 C/N 应减小.其实,液相中氨的浓度不仅与氨的挥发有关,还与微生物对有机氮物质的分解有关,当液相中氨的浓度变化太大,微生物会适当调节有机氮物质的分解.因此,堆肥中 C/N 始终不会有太大波动.另外,从实验数据分析,影响 C/N 值的主要是 C

值,一般来说,N 值较小对 C/ N 值的波动影响作用也小.

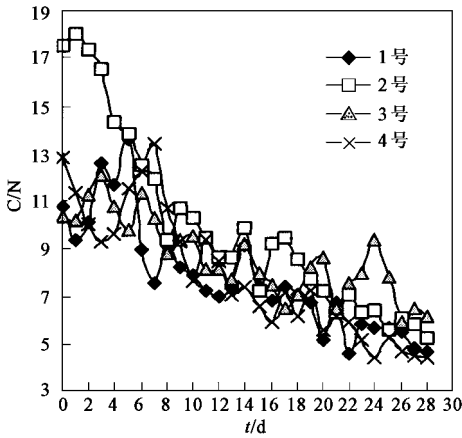


图 7 水溶性 C/ N 的变化

Fig.7 Variation of water-solubility C/ N

3 结论

(1) 采用 0.18 %磷酸氢钾、0.06 %磷酸氢钾 + 15 %锯末屑混合物、30 %锯末屑 3 种材料作为氨的吸附剂加入堆肥进行研究,实验表明,3 种吸附剂对氨的挥发都有抑制作用,其中 0.18 %磷酸氢钾的吸附作用最强,0.06 %磷酸氢钾 + 15 %锯末屑混合吸附料的作用次之,30 %锯末屑的吸附作用最低.三者都对降低总氮的损失有贡献.

(2) 采用 0.18 %磷酸氢钾降低氨的挥发并不是适宜的方法,这种方法会因磷酸氢钾过量对堆肥性质产生负面影响,主要表现为降低堆料中 pH 值,影响微生物活性,最终影响有机质降解率.相比较而言,在堆肥中采用 0.06 %磷酸氢钾 + 15 %锯末屑混合吸附料效果很好,适量的磷酸氢钾既可作吸附料,又可以增加堆肥中磷营养元素,加速堆肥进程,增加有机质降解率,还可以提高堆肥产品质量.

参考文献:

[1] Aoyama M, Nozawa T. Microbial biomass nitrogen and mineralization immobilization processes of nitrogen in soils incubated with various organic materials[J]. Soil Sci. Plant Nutr., 1993, 39: 23 ~ 32 .

[2] Bernal M P, Kirchmann H. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil[J]. Biol. Fertil. Soils, 1992, 13: 135 ~ 141 .

[3] Buchanan M, Gillesman S R. How compost fertilization affects soil nitrogen and crop yield[J]. Biocycle., 1991, 32: 72 ~ 76 .

[4] 马文漪,杨柳燕. 环境微生物工程[M]. 南京:南京大学出版社,1998.91 .

[5] Van Faassen H G, Van Dijk H. Nitrogen conservation during the composting of manure/straw mixtures. In: E. Grossbard.

(Ed.), Straw Decay and its Effect on Disposal and Utilization [M]. Chichester: Wiley, 1979. 113 ~ 120 .

[6] Mahimairaja S, Bolan N S, Hedley M J, Macgregor A N. Loss and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: an incubation experiment[J]. Bioresource Technology, 1994, 47: 265 ~ 273 .

[7] Beck-Friis B, Smårs S, Jönsson H, Kirchmann H. 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 .

[8] Mahimairaja S, Bolan N S, Hedley M J. Denitrification losses of N from fresh and composted manures[M]. Soil Biol. Biochem., 1995, 27(9): 1223 ~ 1225 .

[9] Eklind Y, Kirchmann H. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: nitrogen turnover and losses[J]. Bioresource Technology, 2000, 74: 125 ~ 133 .

[10] Witter E, López real J. Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia[J]. Biological Wastes, 1988, 23: 279 ~ 294 .

[11] Witter E, Kirchmann H. Peat, zeolite and basalt as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition[J]. Plant and Soil, 1989, 115: 43 ~ 52 .

[12] Yeon Koo J, Jir-Soo K. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes[J]. Bioresource Technology, 2001, 79: 129 ~ 133 .

[13] 胡天觉,曾光明,袁兴中. 城市固体有机废物堆肥实验装置设计[J]. 环境污染治理技术与设备,2002,3(2):71 ~ 75 .

[14] Jimenex E I, Garcia V P. Relationship between carbon and total organic matter in municipal solid waste and city refuse compost [J]. Bioresource Technology, 1992, 41: 209 ~ 223 .

[15] Hamoda M F, Abu Qdais H A, Newham J. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics[J]. Resource, Conservation and Recycling, 1998, 23: 209 ~ 223 .

[16] Tiquia S M, Tam N F Y, Hodgkiss I J. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1998, 67:79 ~ 89 .

[17] 史瑞和. 土壤农化分析,第二版[M].北京:农业出版社,1990.49 ~ 55 .

[18] 郑平,冯孝善. 废物生物处理理论和技术[M]. 杭州:浙江教育出版社,1997.31 ~ 33 .

[19] Martins O, Dewes T. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes [J]. Bioresource Technology, 1992, 42: 103 ~ 111 .

[20] Thomas Dewes. Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure[J]. Bioresource Technology, 1999, 70: 245 ~ 248 .

[21] Brink N. Composting of food waste with straw and other carbon sources for nitrogen catching[J]. Acta Agriculturae Scandinavica Section B Soil and Plant Science, 1995, 45: 118 ~ 123 .

[22] Chanyasak V, Kubota H. Carbon/organic nitrogen ratio in water extracts as a measure of compost degradation[J]. J. Ferment Technology, 1981, 59:215 ~ 221 .