

不同干污泥返料量对污泥堆肥氮素损失的影响

熊建军^{1,2}, 邹国元¹, 崔希龙², 桂 萌²

(1.北京市农林科学院植物营养与资源研究所, 北京 100097; 2.北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100038)

摘要:采用条垛式堆肥法,对污泥堆肥温度及氮素各项指标进行了测定。结果表明,堆体中添加不同量成品腐熟干污泥能够使堆体快速升温并在高温期维持较长时间,所有添加干污泥的处理均能达到《粪便无害化卫生标准(GB 7959—1987)》要求。添加 30%~40%干污泥的处理能够很好地控制氮素以铵态氮形式累积和损失,并且硝态氮损失也较少,堆肥结束后全氮损失量分别为 12.26% 和 9.86%。经过 50 d 的污泥堆肥化处理,物料由原来的深黑色变为灰黑色腐殖质状,疏松,臭味消失,基本达到腐熟。

关键词:污泥;堆肥;污泥返料;氮素损失

中图分类号:S141.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)08-1723-04

Effect of Different Recycle Ratios of Dried Sludge on Nitrogen Loss During Sludge Composting

XIONG Jian-jun^{1,2}, ZOU Guo-yuan¹, CUI Xi-long², GUI Meng²

(1. Institute of Plant Nutrition and Natural Resources, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Science, Beijing 100097, China; 2. Beijing Drainage Group Co. Ltd, Beijing 100038, China)

Abstract: Nitrogen loss is a common problem during composting of sewage sludge that affects its application. The study investigated the effect of dried sludge addition on nitrogen losses during the composting using municipal and mature dried sludge from Beijing. Five treatments, S (Sewage sludge), S+20%DS (Dried sludge), S+30%DS, S+40%DS and S+50%DS were designed in the experiment. Changes of pile temperature, content of ammonia volatilization, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^+\text{-N}$ and total nitrogen were monitored during composting. The results indicated that when 30%~40% dried sludge was added in the compost, the accumulation and loss of nitrogen in form of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ decreased, and less $\text{NO}_3^+\text{-N}$ was lost. The losses of total nitrogen were 12.26% and 9.86% in the treatments adding 30% and 40% dried sludge respectively after the composting ending. The deep black compost materials turned to gray black, loose and odorless humus, and nearly reached mature after 50 days' composting.

Keywords: sludge; compost; sludge recycle; nitrogen loss

污泥是城市污水处理厂在污水净化处理过程中产生的沉积物。据估算,北京城市污泥产生量已达 80 万 $\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$,而上海每天产生污泥量 22 260 $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (含水量 97.5%)^[1]。污泥一方面含有丰富的氮、磷、钾和有机质,是可利用的良好有机肥源;另一方面又含有重金属、有机污染物、病原菌等,处置利用不当易产生环境污染^[2]。经过堆肥化处理,可达到灭菌、除臭的作用,堆肥成品形成稳定腐殖质,作为肥料使用具有一定的价值和潜在的优势^[3]。在实际堆肥化过程中,普遍存在的关键问题是伴随着臭气释放产生大量的氨挥发,一般

氮素损失率达到总氮量的 30%~50%^[4]。笔者进行了不同量干污泥返料与污泥联合堆肥试验,旨在探讨返料式污泥堆肥中的氮素损失情况。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试材料为北京高碑店污水处理厂脱水污泥(S),返料污泥为堆肥腐熟干污泥(DS)(以下简称干污泥)。原料基本性状见表 1。

1.2 试验方法

1.2.1 试验方案

试验采用条垛式堆肥法,前 10 d 每隔 3 d 翻堆一次,后 40 d 每隔 5 d 翻堆 1 次。试验共设 5 个处理,堆肥原料及配比量见表 2。

收稿日期:2008-08-04

作者简介:熊建军(1982—),男,四川绵阳人,硕士,从事有机废弃物资源化利用方面的研究。E-mail:xiong198282@sina.com

表 1 堆置材料基本性状(%)
Table 1 Physical and chemical properties of raw materials for compost

堆置材料 Test Material	全氮 Total Nitrogen/g·kg ⁻¹	全磷(P ₂ O ₅)Total Phosphorus/g·kg ⁻¹	全钾(K ₂ O)Total Potassium/g·kg ⁻¹	含水率 Water Contain/%
鲜污泥 Sewage Sludge	3.39	3.16	0.10	79.8
干污泥 Dry Sludge	2.55	2.82	0.46	22.5

表 2 反应器堆肥化处理试验方案(kg)
Table 2 The treatment of the compost experiment

处理 Treatment	鲜污泥 Sewage Sludge	干污泥 Dry Sludge
S	1 000	0
S+20%DS	1 000	200
S+30%DS	1 000	300
S+40%DS	1 000	400
S+50%DS	1 000	500

1.2.2 样品采集及测试

试验从 2007 年 5 月 15 日至 7 月 3 日, 共计 50 d。每天测定堆体中心温度和气温 1 次。在试验的第 1、4、7、10、15、20、25、30、40、50 d 分别测定堆体 NH₃ 挥发量, 在堆体不同部位多点采集堆肥样品约 500 g, 将样品混合后制作成 3 个堆肥重复样, 取约 300 g 存放在-2℃冰柜中待测, 约 200 g 风干待测。样品鲜样测定 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N, 风干样品测定全 N。NH₃ 挥发量采用真空泵负压抽吸方法, 2%硼酸吸收, 0.02 mol·L⁻¹ 硫酸滴定法测定, NH₄⁺-N 采用 NaCl 浸提-扩散法、NO₃⁻-N 采用速效氮(NaCl 浸提-Zn-FeSO₄ 还原-蒸馏法)减去 NH₄⁺-N 法、全 N 采用凯式定 N 法测定^[5]。

2 结果与分析

2.1 堆肥温度

堆体温度是影响堆肥进程和产品最终品质的重要因素, 也是判断堆肥是否达到无害化要求的重要指标之一^[6]。堆肥初期, 堆层基本呈中温, 嗜温菌较为活跃, 大量繁殖。它们在利用有机物的过程中, 有一部分

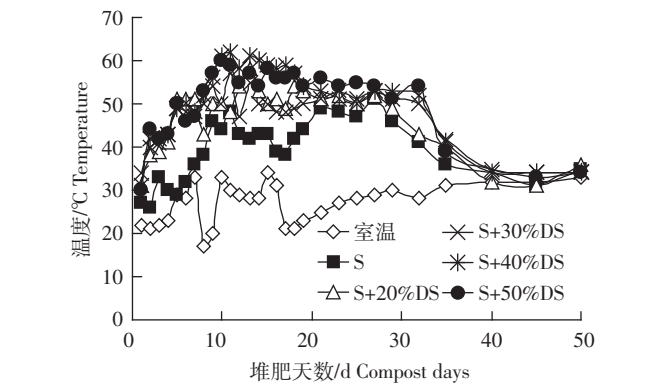


图 1 堆肥温度变化
Figure 1 Changes of temperature during composting

转换成热量, 由于堆肥物料具有良好的保温作用, 堆层温度不断上升, 1~2 d 后可达到 50~60℃。在这个温度下, 嗜温菌受到抑制, 甚至死亡, 而嗜热菌的繁殖进入激发状态, 嗜热菌的大量繁殖和温度的明显提高, 使堆肥发酵直接由中温进入高温, 并在高温范围内稳定一段时间。正是在这一温度范围内, 堆肥中的寄生虫和病原菌被杀死, 腐殖质开始形成, 堆肥达到初步腐熟。在后发酵阶段, 由于大部分的有机物在主发酵阶段已经被降解, 堆肥不再有新的能量积累而一直维持在中温(30~40℃), 这时堆肥产物进一步稳定, 最后达到深度腐熟^[7]。

从图 1 堆肥温度变化得出以下数据:
从表 3 可以看出, 除对照处理 S, 其他处理都能够在 5~8 d 达到高温(50℃), 随着添加干污泥量的增加, 最高温度和维持在 50℃以上的天数也是增加的。这是因为随着添加干污泥量的增加堆肥物料总量

表 3 堆肥温度变化
Table 3 Changes of temperature during composting

处理 Treatment	最高温度/℃ Top Temperature/℃	最高温出现天数/d The date of top Temperature Reached/d	达到 50℃的时间/d The Date of 50℃ reached/d	≥50℃持续的时间/d Lasting Days above 50℃/d
S	51	27	27	1
S+20%DS	58	13	5	20
S+30%DS	57	11	8	21
S+40%DS	62	11	6	24
S+50%DS	60	10	5	26

也相对增加,堆体中供给微生物分解的有机质散发的热量也就相对较多,能更好地杀死物料中的病原菌和有害微生物。但是考虑如果在实际生产中添加干污泥的量达到 40% 以上的话,势必会影响到污泥堆肥成品的总量,所以添加 30%~40% 的干污泥是可行的。

根据《粪便无害化卫生标准(GB 7959—1987)》的要求,堆肥最高堆温达 50~55 ℃ 以上持续 5~7 d,或者在 55 ℃ 以上维持 3 d,堆肥各处理都完全达到无害化处理标准。

2.2 堆肥 NH₃ 挥发量

堆肥开始后,在微生物作用下,有机质(OM)矿化成简单蛋白质,并释放出 NH₃。这个过程随着有机质的下降,从堆体释放的 NH₃ 也随之减少。

从图 2 可以看出,干污泥在堆肥初期吸附 NH₃ 上都起到了比较好的作用,并且添加的量越大,堆肥物料在单位时间单位体积释放的 NH₃ 也就越少。氨气挥发量除 S+50%DS 为 61.81 $\mu\text{g}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, S+30%DS 为 41.25 $\mu\text{g}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 外,其余处理都比对照处理 S 的氨气挥发量要低。但由于干污泥含有大量未被分解的 OM,在堆肥中期随着微生物继续对堆体 OM 的分解, NH₃ 的释放量有所上升。堆肥第 20 d 后,添加干污泥的处理氨气挥发量都要大于对照处理。之后随着堆体温度降低,可供降解的 OM 含量减少 NH₃ 的挥发量也随之降低。

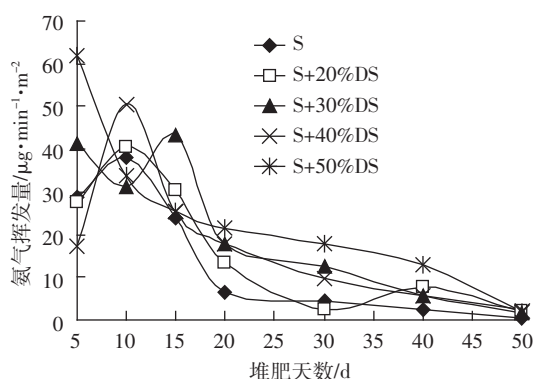


图 2 堆肥氨气挥发量变化

Figure 2 Changes of ammonia volatilization during composting

2.3 堆肥铵态氮

从图 3 可以看出,铵态氮量在堆肥初期呈现上升趋势,这是因为堆肥开始后,在微生物的作用下,有机质(OM)矿化成简单的蛋白质,并释放出 NH₃,铵态氮快速积累。当 OM 降解最剧烈时,铵态氮达到最大浓度,大量反应产生的铵态氮可能暂时抑制微生物活动的发展,使微生物活动增长变慢。而在高温期大量生

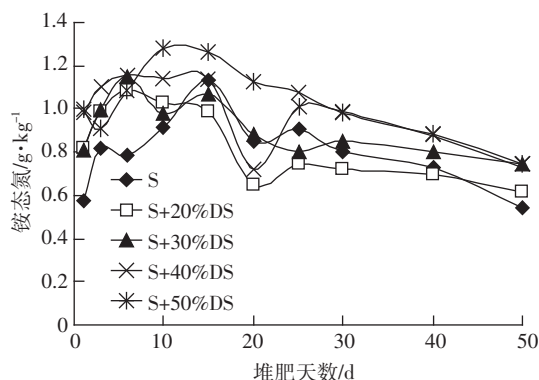


图 3 堆肥铵态氮变化

Figure 3 Changes of NH₄⁺-N content during composting

成的铵态氮如果不能被微生物及时利用则大部分以气态 NH₃ 形式损失掉,小部分通过硝化细菌转化为亚硝态氮和硝态氮。随着可供降解的 OM 的减少,OM 的降解速率也逐渐减小。随着翻堆、温度等因素影响到微生物的活动,个别处理略有波动。处理在堆肥进行到 10~15 d 以后基本保持平稳,不再上升。各处理铵态氮特征含量见表 4。

表 4 堆肥铵态氮特征含量(g·kg⁻¹)

Table 4 The characteristics content of NH₄⁺-N during composting

处理 Treatment	初始量 Initial Amount	最高量 Top Amount	结束量 End Amount
S	0.57	1.13	0.55
S+20%DS	0.82	1.08	0.62
S+30%DS	0.81	1.15	0.74
S+40%DS	0.97	1.16	0.73
S+50%DS	1.00	1.28	0.74

从含量上看,添加干污泥比例较大的处理铵态氮含量较高,这是因为干污泥中也含有一部分未被微生物分解的 OM,这就增加了堆体中 OM 的总量,微生物分解 OM 后产生的铵态氮也就多一些。并且随着添加干污泥量的增加铵态氮起始量和最高累积量也随之增加。

对照处理 S,在第 15 d 以后才达到最高值 1.13 g·kg⁻¹,之后缓慢下降,堆肥结束时仅为 0.54 g·kg⁻¹,较最高量减少了 40.22%。其他处理堆肥结束后铵态氮含量比最高累积量分别减少 43.07%、34.13%、37.01%、42.23%。可以看出添加 30%和 40%干污泥的处理可以较好地控制堆肥过程中氮素以铵态氮形式累积和损失,能够起到一定的保氮作用。

2.4 堆肥硝态氮

从图 4 可以看出,各处理的硝态氮含量起始值偏

高,这是由于试验所用污泥是经过厌氧硝化的污泥,通过硝化作用使得污泥中硝态氮起始含量较高。而堆肥过程中堆体维持了较长时间的高温期,使得硝化细菌和亚硝化细菌活性受到抑制,又由于翻堆次数少,堆体物料致密,堆体供氧少,反硝化菌在缺氧条件下以 NO_3^- 为最终电子受体,将 NO_3^- 还原为 NO_2^- ,并最终还原为 N_2 和 NH_3 挥发,使堆肥中的氮素大量损失。另外硝态氮也会随着渗滤液淋失而损失一部分。

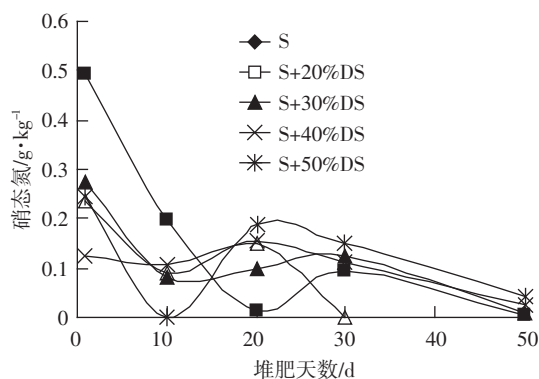


图4 堆肥硝态氮变化

Figure 4 Changes of NO_3^- -N content during composting

在试验中,硝化细菌和亚硝化细菌虽然在高温期活性受到抑制,但是在降温期活性开始增强,使堆体在 20~30 d 时硝态氮含量有所增加。30 d 之后反硝化作用更加明显,导致硝态氮含量总体呈下降趋势。对照处理 S 物料致密程度最大,反硝化作用也最为明显,在堆肥进行到 30 d 时已经检测不到硝态氮。其余各处理分别减少了 0.49、0.27、0.10 和 0.20 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.5 堆肥全氮

如图 5 所示,各处理全氮量在堆置中全氮变化呈减少趋势。从堆肥开始到高温期全氮减少尤为明显,堆肥前 3 d S+50%DS 全氮损失最多,为 14.70%。其他添加干污泥的处理全氮损失均在 8% 左右。堆肥进行到 3~10 d 时,因有机碳分解速率较快,使全氮含量增加。从整个堆肥过程看,对照处理 S 减少了 22.27%,其余处理全氮减少量都小于对照处理。S+20%DS 全氮减少 16.90%,S+30%DS 减少 12.62%,S+40%DS 减少 9.86%,S+50%DS 减少 14.54%。可以看出,添加 30%~40% 干污泥的处理全氮减少程度较其他处理小,保氮效果明显。

3 结论

通过对污泥堆肥温度及氮素各项指标测定结果可以得出,堆体中添加不同量成品腐熟干污泥能够使得

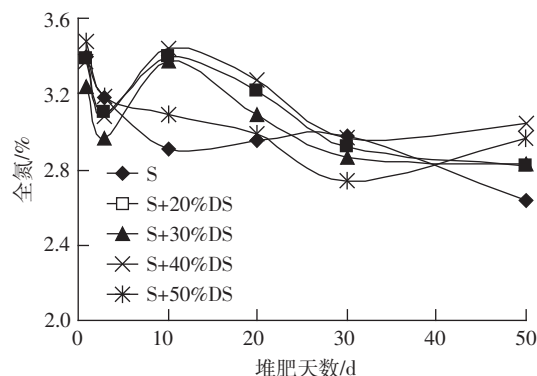


图5 堆肥全氮含量变化

Figure 5 Changes of total nitrogen content during composting

堆体快速升温,在高温期维持较长时间,所有添加干污泥的处理均能达到《粪便无害化卫生标准(GB 7959—1987)》要求。添加 30%~40% 干污泥的处理能够很好地控制氮素以铵态氮形式累积和损失,并且硝态氮损失也较少,堆肥结束后全氮损失量分别为 12.26% 和 9.86%。经过 50 d 的污泥堆肥化处理,物料由原来的深黑色变为灰黑色腐殖质状,疏松,臭味消失,基本达到腐熟。

参考文献:

- [1] 张建频. 上海市污泥处置处理方法探讨[J]. 建设科技, 2002, 10: 64-66.
ZHANG Jian-pin. Discussion on process and disposal of sludge in Shanghai[J]. *Construction Science and Technology*, 2002, 10: 64-66.
- [2] 周立祥, 沈其荣, 陈同斌, 等. 重金属及养分元素在城市污泥主要组分中的分配及其化学形态[J]. 环境科学学报, 2000, 20(3): 269-274.
ZHOU Li-xiang, SHEN Qi-rong, CHEN Tong-bin, et al. Distribution and chemical form of heavy metals in the principal components of undigested sludge[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(3): 269-274.
- [3] 李艳霞, 陈同斌, 罗维, 等. 中国城市污泥有机质及养分含量与土地利用[J]. 生态学报, 2003, 23(11): 2464-2474.
LI Yan-xia, CHEN Tong-bin, LUO Wei, et al. Contents of organic matter and major nutrients and the ecological effect related to land application of sewage sludge in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2464-2474.
- [4] Xu X K, Zhou L K, Cleem O V, et al. Fate of urea-15N in a soil-wheat system as influenced by urease inhibitor hydroquinone and nitrification inhibitor dicyandiamide[J]. *Plant and Soil*, 2004, 220(1/2): 261-270.
- [5] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25-275.
BAO Shi-dan. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2000: 25-275.
- [6] Finstein M S, Morris M L. Microbiology of municipality solid waste composting[J]. *Advances in Applied Microbiology*, 1975, 19: 113-151.
- [7] 李国学, 张福锁. 固体废物堆肥化与有机复混肥生产[M]. 北京: 化学工业出版社, 2000: 121-122.
LI Guo-xue, ZHANG Fu-suo. Solid waste compost and organic fertilizer production[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2000: 121-122.