

李艳波, 史怀, 陈峥, 等. 发酵床养殖陈化垫料堆肥过程中的温室气体排放 [J]. 福建农业学报, 2015, 30 (11): 1097-1101.

LI Y-B, SHI H, CHEN Z, et al. Greenhouse Gas Emission During the Composting of Spent Litters in Deep-litter System [J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2015, 30 (11): 1097-1101.

发酵床养殖陈化垫料堆肥过程中的温室气体排放

李艳波¹, 史怀², 陈峥², 潘志针², 朱育菁^{2*}

(1. 福建农业职业技术学院生物技术系, 福建 福州 350119;

2. 福建省农业科学院农业生物资源研究所, 福建 福州 350003)

摘要: 为进一步探索微生物发酵床养殖过程中陈化垫料的资源化利用过程, 研究了陈化垫料好氧堆肥过程中的温室气体排放以及微生物菌剂的影响。结果表明, 在碳氮比合适的情况下, 无论添加菌剂与否, 陈化垫料均能正常堆肥并达到腐熟要求, 添加微生物菌剂可以促进堆肥进程, 缩短生产周期。添加微生物菌剂处理的 CO₂ 与 CH₄ 排放通量均高于空白对照, 高温发酵菌剂 FC-1 (>70℃) 处理能降低 N₂O 排放, 温室气体总排放率明显低于普通发酵菌剂与空白对照, 与空白对照相比, 减排率为 9.1%。

关键词: 陈化垫料; 堆肥; 温室气体; 微生物菌剂

中图分类号: S 828

文献标识码: A

Greenhouse Gas Emission During the Composting of Spent Litters in Deep-litter System

LI Yan-bo¹, SHI Huai², CHEN Zheng², PAN Zhi-zhen², ZHU Yu-jing^{2*}

(1. Department of Biotechnology, Fujian Vocational College of Agriculture, Fuzhou, Fujian 350119, China;

2. Agricultural Bioresources Research Institute, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fuzhou, Fujian 350003, China)

Abstract: In order to further study the utilization of spent litters, the greenhouse gas emission during the composition of spent litters in deep-litter system were determined in this paper, and the effects of microbial agents were studied. The results showed that the spent litters in deep-litter system could compost successfully whether using microbial agents or not. But the microbial agents could shorten composting time. The CO₂ and CH₄ emission of spent litters treated by microbial agents were higher than the control, whereas the N₂O emission of high temperature was obviously lower than the others. The total greenhouse gas emission could be reduced by 9.1% treated by FC-1 microbial agents compared with the control.

Key words: spent litters in deep-litter system; composting; greenhouse gas emission; microbial agents

人类活动引起的 CO₂、CH₄、N₂O 等温室气体的排放, 是导致全球气候改变的重要原因之一^[1]。农业温室气体是重要的温室气体排放源之一, 其中畜禽养殖又是农业生产中的重要组成部分。联合国粮农组织 (FAO) 发布的调查报告指出, 畜牧业温室气体排放已占到全球人类活动所产生的温室气体排放总量的 18%^[2]。随着畜牧产业的规模化、集约化高速发展, 畜牧业生产所导致的温室气体排放已经引起各国的高度关注。

微生物发酵床养殖技术是利用微生物对畜禽粪便进行原位降解的养殖模式, 是一种无污染、零排放的新型环保养猪技术, 近年来在国内得到了快速推广应用^[3]。国内外对发酵床养殖过程中的温室气体排放情况非常关注, 进行了大量研究, 如 Jeppsson^[4]测定了发酵床养殖育肥猪阶段的 CO₂、NH₃ 以及水蒸气的日排放情况; Philippe 等^[5]研究了发酵床模式与水泥漏缝地板模式猪舍的温室气体与 NH₃ 排放; 郭海宁等^[6]以及朱志平等^[7]都对发

收稿日期: 2015-10-07 初稿; 2015-11-09 修改稿

作者简介: 李艳波 (1978-), 女, 硕士, 讲师, 主要从事环境微生物研究 (E-mail: lyb113@163.com)

* 通讯作者: 朱育菁 (1972-), 女, 博士, 研究员, 主要从事微生物生物技术与农业生物药物研究 (E-mail: zyjingfz@163.com)

基金项目: 福建省科技计划项目——省属公益类科研院所基本科研专项 (2014R1101016-9); 福建省教育厅项目 (JB13307); 福建省农业科学院杰出青年人才基金项目 (2014DJQ-1)

酵床模式与水泥地面养殖猪舍的温室气体含量与排放情况进行了比较研究。

发酵床在使用过程中其垫料有一定的使用寿命,废弃的陈化垫料需通过高温堆肥进行无害化处理后作为有机肥使用,实现资源化利用,而此过程中的温室气体排放情况尚未见报道。本文研究了陈化垫料常用的堆肥无害化处理工艺过程中的温室气体排放,并考查添加微生物菌剂对温室气体排放的影响,为陈化垫料资源化过程中的温室气体排放控制提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 堆肥材料 发酵床陈化垫料由福建省农业科学院渔溪微生物发酵床大栏养猪试验基地提供,椰壳粉由厦门江平生物基质技术有限公司提供,经福建省农业科学院分析测试中心测定,其基本理化性状见表 1。

表 1 堆肥原料的理化性状

Table 1 Physical and chemical characters of composting material

| 材料 | 总碳 /% | 总氮 /% | 碳氮比 | 含水率 /% |
|------|-------|-------|----------|--------|
| 陈化垫料 | 32.1 | 1.9 | 16.9 : 1 | 58.3 |
| 椰壳粉 | 48.2 | 0.6 | 80.3 : 1 | 27.1 |

1.1.2 微生物菌剂 由课题组自行研制的堆肥菌剂 FC-1 与市售的粪便腐熟菌剂 Bio (江苏新地生物肥料工程中心有限公司)。

1.2 试验设计与方法

1.2.1 试验设计 试验地点设在福建省农业科学院生物基质生产性工程化实验室厂房内,垫料堆肥在自制的堆肥发酵仓中进行,发酵仓为 4 m × 3 m × 3 m (长 × 宽 × 高) 的长方形砖混结构,堆垛高度 1.5 m,发酵仓顶部为开放式,前部开口便于进出料,底部设有通气管进行被动通风。堆置时将陈化垫料与椰壳粉按 2.14 : 1 的比例混匀 (C/N 为 25 : 1),并调节含水率为 60% ~ 65%。试验设 3 个处理,处理 1 添加 FC-1 菌剂,处理 2 添加 Bio 菌剂,菌剂均按 0.5% 的添加量加在原料中并搅拌均匀,处理 3 为不添加菌剂的对照处理。试验时间为 2014 年 7 月 20 日至 9 月 7 日,共计 49 d。

每日上午 9:00 ~ 10:00 时记录堆体表面下 60 cm 处温度与室温,每 3 d 采用静态箱法采集气体样本^[8],测定其中二氧化碳 (CO₂)、甲烷

(CH₄) 及氧化亚氮 (N₂O) 含量。选取堆体前、中、后 3 个部分,每部分选取上、中、下 3 个点 (深度分别为 40、80、120 cm),共计 9 个采样点,分别在堆肥的第 0 d 和第 49 d 采集固体样品,样品均匀混合后测定 pH 值、总有机碳 (TOC)、总氮 (TN)、C/N 及发芽率指数 (GI)。

1.2.2 分析方法 采用 Agilent 6890 型气相色谱测定 CO₂、CH₄ 与 N₂O 的含量,仪器参数按参考文献 [9] 设置。测定过程中使用的标准气体、载气与燃烧气均购自福州新航工业气体有限公司,纯度达 99.9%。

温室气体的浓度均换算为排放通量进行分析。固体样品的 TOC 与 TN 采用元素分析仪测定,含水率采用烘箱干燥法测定,pH 值、发芽率指数 (GI) 参考文献 [10] 的方法进行测定。

2 结果与分析

2.1 堆肥过程中温度变化趋势

不同处理的陈化垫料堆肥过程中温度随时间的变化见图 1。

从图 1 中可以看出随着微生物对物料的分解利用而释放出大量热量,堆肥开始后各处理的温度均迅速上升。添加微生物菌剂的处理超过 55℃ 所需的时间均明显少于对照处理,但各处理 55℃ 以上持续天数比较接近。处理 1 堆体温度上升速度最快,堆肥第 5 d 温度即超过 55℃,持续 13 d,最高温度可达 73℃ (表 2)。处理 1 的温度也是最早降至稳定期的,堆肥 32 d 后温度基本维持在 38℃ 左右。对照处理在 39 d 后温度进入稳定期,是所有处理中最晚的,且温度高于其他处理。

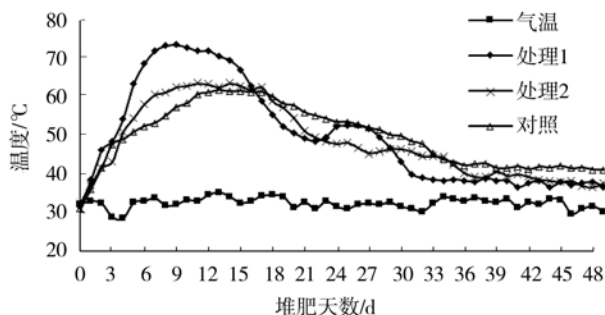


图 1 堆肥过程中温度变化曲线

Fig. 1 Changes of temperature during composting

2.2 堆肥的理化性质变化

如表 3 所示,在堆肥过程中有机物被不断分解,导致堆肥的总有机碳 (TOC) 含量下降。而

尽管氮元素同样也在堆肥过程中转化损失，但因为堆体干物质总量减少幅度更大，以及后期的固氮作用^[10]，总氮的相对含量反而有所上升，因此最终堆肥的碳氮比（C/N）降低。通常，堆肥的碳氮比为 16~20 时可认为堆肥已经完全腐熟^[11]。处理 1 总碳的下降幅度（9.83%）明显高于其他处理，其最终碳氮比也较低，各处理均已经达到腐熟标准。

有机氮的矿化以及堆肥过程中温度上升导致有机酸挥发，堆体的 pH 值逐渐上升，最终呈弱碱性。分析结果表明，各处理间的 pH 变化较为一致。

种子发芽率指标作为综合反映堆肥产品植物毒性的一个生物指标，也被认为是可靠的堆肥腐熟度

评价指标之一^[12]，当发芽率指数 GI 大于 50% 时可以认为堆肥中的毒素已经降低至植物可以耐受的水平，即堆肥已经腐熟。从表 4 可以看出，各处理最终均已达到腐熟标准。

表 2 堆肥过程中温度变化
Table 2 Changes of temperature during composting

| 项目 | 到达 55℃ 所需天数/d | 55℃ 以上持续天数/d | 最高温度 /℃ |
|------|---------------|--------------|---------|
| 处理 1 | 5 | 14 | 73.20 |
| 处理 2 | 6 | 14 | 63.33 |
| 对照 | 10 | 13 | 61.47 |

表 3 堆肥的理化性质
Table 3 Physical and chemical characters of the compost

| 项目 | pH | | 总碳/% | | 总氮/% | | 碳氮比 | | 发芽率/% | |
|------|-----|-----|-------|-------|------|------|-------|-------|-------|------|
| | 初始值 | 最终值 | 初始值 | 最终值 | 初始值 | 最终值 | 初始值 | 最终值 | 初始值 | 最终值 |
| 处理 1 | 7.5 | 8.2 | 38.16 | 28.33 | 1.49 | 1.68 | 25.61 | 16.82 | 38.2 | 84.1 |
| 处理 2 | 7.4 | 8.3 | 38.35 | 30.04 | 1.52 | 1.66 | 25.23 | 18.11 | 37.4 | 81.7 |
| 对照 | 7.4 | 8.3 | 37.28 | 31.17 | 1.47 | 1.65 | 25.36 | 18.83 | 37.9 | 82.5 |

2.3 二氧化碳排放

从图 2 中可以看出，各处理 CO₂ 排放变化趋势类似，均呈现出先增加后减少的趋势，但 CO₂ 排放峰值比温度峰值出现的时间相对滞后。堆肥初期排放通量增长最快，第 6 d 处理 1、2 以及对照处理的 CO₂ 排放通量分别为 119.68、112.87、73.32 mg·m⁻²·min⁻¹，为初始值的 4 倍左右，随后缓慢增加。处理 1 的 CO₂ 排放通量在堆肥的第 30 d 达到峰值 204.13 mg·m⁻²·min⁻¹，而处理 2 的峰值出现在第 33 d，为 180.53 mg·m⁻²·min⁻¹。对照处理的 CO₂ 排放通量在前期明显低于添加微生物菌剂处理，其排放峰值为 176.52 mg·m⁻²·min⁻¹。

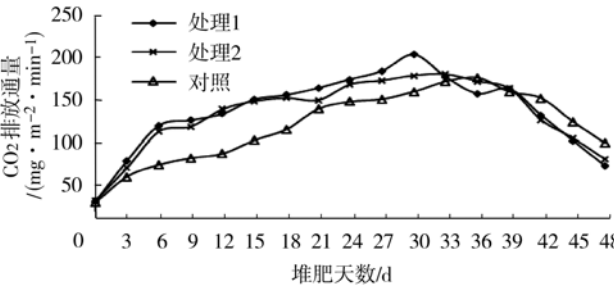


图 2 堆肥过程中 CO₂ 的排放变化
Fig. 2 Changes of CO₂ emission rate during the composting

2.4 甲烷排放

各处理 CH₄ 排放情况见图 3，与 CO₂ 的情况相

似，CH₄ 排放同样呈现先增加后减少的趋势，但初期增加较为缓慢，随着堆体温度上升，CH₄ 排放通量急剧升高。处理 1 与处理 2 的 CH₄ 排放量均在第 27 d 达到峰值，处理 1 为 1.83 mg·m⁻²·min⁻¹，处理 2 为 1.58 mg·m⁻²·min⁻¹。对照组 CH₄ 排放量增速较慢，其峰值 1.34 mg·m⁻²·min⁻¹ 出现在堆肥的第 39 d。

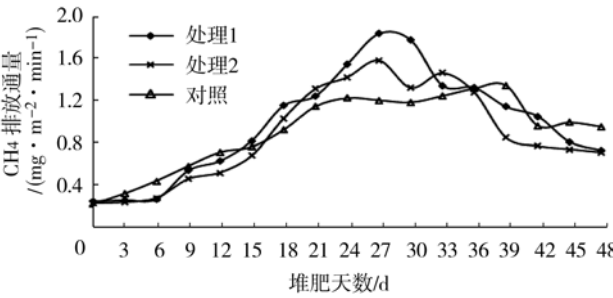


图 3 堆肥过程中 CH₄ 的排放变化
Fig. 3 Changes of CH₄ emission rate during the composting

2.5 氧化亚氮排放

图 4 显示的是堆肥过程中各处理 N₂O 排放情况。从图中可以看出，在升温期 and 高温期内，堆体表面的 N₂O 排放通量缓慢增加，进入降温期后，N₂O 的排放急剧增加，随后迅速降低并保持稳定。处理 1 于堆肥 27 d 后达到 N₂O 的排放峰值，为 1.22 mg·m⁻²·min⁻¹，对照处理达到峰值时间最

晚,其排放通量 $1.73 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$,排放量最大。整个堆肥过程期间,处理 1、2 与对照处理平均 N_2O 排放通量分别为 0.68 、 0.77 、 $0.81 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$,高温堆肥能显著降低垫料堆肥过程中的 N_2O 排放。

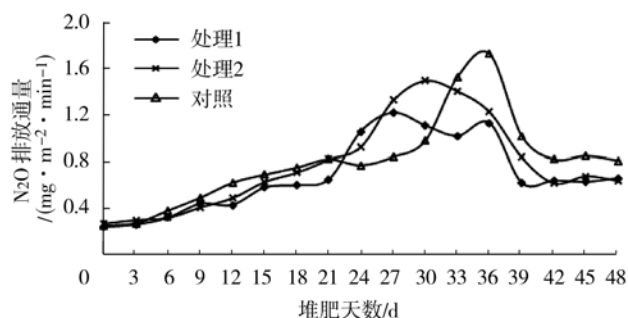


图 4 堆肥过程中 N_2O 的排放变化

Fig. 4 Changes of N_2O emission rate during the composting

2.6 微生物菌剂对发酵床养殖陈化垫料堆肥过程中温室气体排放的影响综合评价

CO_2 、 CH_4 与 N_2O 是大气中最主要的 3 种温室气体,其增温潜势各不相同(表 4),为了综合评价陈化垫料堆肥过程中微生物菌剂的影响,将各处理的温室气体排放通量乘上其当量系数后再相加,换算成单位时间单位面积的温室气体总排放通量,结果得到处理 1、处理 2 与对照处理的温室气体总排放通量分别为 351.12 、 390.82 、 $386.37 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$,高温堆肥菌剂能明显降低陈化垫料堆肥过程中的温室气体排放,而普通的粪便堆肥腐熟剂与空白对照差别不大。

表 4 CO_2 、 CH_4 与 N_2O 的增温潜势当量系数

Table 4 Characterization factors of global warming potential for CO_2 , CH_4 and N_2O

| 温室气体 | 当量系数 GWP |
|----------------------|----------|
| CO_2 | 1 |
| CH_4 | 21 |
| N_2O | 310 |

3 讨 论

微生物发酵床养殖过程中产生的废弃陈化垫料具有有机肥料的基本性质,重金属与抗生素含量均居于安全范围^[13],具备资源化再利用的潜力。陈化垫料通常需再次堆肥进行无害化处理,以避免其中的大肠杆菌菌群以及肠道寄生虫卵带来的安全隐

患,陈化垫料中依然含有大量的活性微生物^[14]。本试验结果表明,调整堆肥原料的碳氮比与初始含水率后,无论是否外加堆肥微生物菌剂,均能成功堆肥达到腐熟标准。添加项目组自制的高温堆肥菌剂 FC-1 可以提前 7 d 达到室温,有利于实际生产中缩短堆肥周期。

在畜禽废弃物的处置过程中伴随着碳素与氮素的转换,会形成大量温室气体排放到环境中。处置过程中,以 CO_2 形式损失的碳元素约占总碳的 $40\% \sim 62\%$,堆肥处理可以有效减少有机废弃物处理中的 CO_2 ^[15]。在堆肥初期,堆料中的有机物含量丰富,温度与水分适宜,微生物迅速繁殖产生大量的 CO_2 释放,随着温度进一步升高,中温微生物进入休眠或死亡,有机物的分解速度降低, CO_2 释放也随之降低。堆肥进入降温期,残留的中温微生物恢复活性,继续分解物料释放 CO_2 ,因此排放量也持续上升。本试验中,添加微生物菌剂的处理比空白对照中的微生物繁殖更活跃,升温速率更快,因此前期 CO_2 排放量大,达到峰值的时间比空白对照短,但均滞后于堆体温度峰值,与通过其他手段促进粪便堆肥升温所产生的 CO_2 排放结果一致^[16-17]。

随着堆肥过程中堆体表面好氧微生物的生长,堆体内部氧气逐渐消耗,大量厌氧菌生长并释放出 CH_4 。在厌氧条件下,有机物先被分解为单糖,单糖分解为酸和 CO_2 ,然后酸再被分解为 CH_4 与 CO_2 ^[18]。因此, CH_4 的排放量少于 CO_2 排放量,约占后者的 8% ,并且时间相对滞后^[19]。在本试验中,添加微生物菌剂促进了堆肥进程,导致堆体内的氧消耗更多,因此厌氧发酵程度也要高于空白对照, CH_4 释放量更大。

堆肥过程中的 N_2O 产生与氮元素转化密切相关,其产生的主要途径包括较高氧浓度条件下的不完全硝化途径与缺氧条件下的不完全反硝化途径^[20]。好氧堆肥的堆体中氧浓度分布不均,因此产生的 N_2O 同时来源于堆体表面与内部,但以内部的反硝化途径为主导因素^[21]。堆肥进入高温期后,大量微生物进入休眠或死亡, N_2O 释放速率变缓,而当堆体温度下降至 50°C 以下时,好氧硝化与厌氧反硝化作用伴随着中温微生物的复苏同时恢复, N_2O 大量产生。本试验的高温发酵菌剂处理在进入降温期后, N_2O 释放量少于其他 2 个处理的原因可能是发酵温度高,在高温阶段中温菌死亡较多,导致后期厌氧菌群落数量较少所引起的。

影响堆肥温室气体排放的因素很多,通常可通

过改善堆肥工艺和设备或添加特殊物质如膨松剂与菌剂等来达到减少温室气体排放的效果。从本研究结果来看,综合考虑 CO_2 、 CH_4 与 N_2O 等 3 种温室气体,添加高温发酵菌剂后的陈化垫料堆肥温室气体总排放率明显低于普通发酵菌剂与空白对照,与空白对照相比,减排率为 9.1%,其减排形式主要是降温期的 N_2O 释放降低。普通发酵菌剂对温室气体减排贡献不大,但在缩短堆肥周期上有优势,因此依然具有应用价值。

参考文献:

- [1] IPCC (2007) The Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY9 USA.
- [2] STEINFELD H, GERBER P, WASSenaar T D, et al. Livestock's long shadow: Environmental issues and options [M]. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2006.
- [3] 胡锦艳,刘春雪,刘小红,等. 发酵床养猪技术的现状、调研与分析 [J]. 家畜生态学报, 2015, 36 (4): 74—81.
- [4] JEPSSON K H. Diurnal variation in ammonia, carbon dioxide and water vapour emission from an uninsulated, deep litter building for growing/finishing pigs [J]. Biosystems Engineering, 2002, 81 (2): 213—224.
- [5] PHILIPPE F, LAITAT M, CANART B, et al. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter [J]. Livestock Science, 2007, 111 (1): 144—152.
- [6] 郭海宁,李建辉,马晗,等. 不同养猪模式的温室气体排放研究 [J]. 农业环境科学学报, 2014, 33 (12): 2457—2462.
- [7] 朱志平,康国虎,董红敏,等. 垫料型猪舍春夏育肥季节的氨气和温室气体状况测试 [J]. 中国农业气象, 2011, 32 (3): 356—361.
- [8] HAO X Y, CHANG C, LARNEY F J, et al. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot anure composting [J]. Journal of Environmental Quality, 2001, 30 (2): 376.
- [9] 黄义彬,李卿,张莉,等. 发酵床垫料无害化处理技术研究 [J]. 贵州畜牧兽医, 2011, 35 (5): 3—7.
- [10] 柴晓利,张华,赵由才. 固体废物堆肥原理与技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [11] ELANGO D, THINAKARAN N, PANNEERSELVAM P, et al. Thermophilic composting of municipal solid waste [J]. Applied Energy, 2009, 86 (5): 663—668.
- [12] 李春萍,李国学,李玉春,等. 北京南宫静态堆肥隧道仓不同区间的垃圾堆肥腐熟度模糊评价 [J]. 农业工程学报, 2007, 23 (2): 201—206.
- [13] 胡海燕,于勇,张玉静,等. 发酵床养猪废弃垫料的资源化利用评价 [J]. 植物营养与肥科学报, 2013, 19 (1): 252—258.
- [14] 蓝江林,刘波,宋泽琼,等. 微生物发酵床养猪技术研究进展 [J]. 生物技术进展, 2012, 2 (6): 411—416.
- [15] PEIGNE J, GIRARDIN P. Environmental impacts of farm-scale composting practices [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2004, 153 (1): 45—68.
- [16] 高丹,张红玉,李国学,等. 余热和菌剂对垃圾堆肥效率及温室气体减排的影响 [J]. 农业工程学报, 2010, 26 (10): 264—271.
- [17] 罗一鸣,李国学,FRANK SCHUCHARDT,等. 过磷酸钙添加剂对猪粪堆肥温室气体和氨气减排的作用 [J]. 农业工程学报, 2012, 28 (22): 235—242.
- [18] 林而达,李玉娥. 全球气候变化和温室气体清单编制方法 [M]. 北京: 气象出版社, 1998.
- [19] HAO X L, CHANG F J, TRAVIS C, et al. The effect of phosphogypsum on greenhouse gas emissions during cattle manure composting [J]. Journal of Environmental Quality, 2005, 34 (3): 774—782.
- [20] CZEPIEL P, DOUGLAS E, HARRISS R, et al. Measurements of N_2O from composted organic wastes [J]. Environmental Science & Technology, 1996, 30: 2519—2525.
- [21] 吴伟祥,李丽劫,吕豪豪,等. 畜禽粪便好氧堆肥过程氧化亚氮排放机制 [J]. 应用生态学报, 2012, 23 (6): 1704—1710.

(责任编辑: 张 梅)