



不同填充剂对农村厨余垃圾堆肥氮转化及相关功能基因的影响

王 佳,谷 洁,王小娟,宋籽霖,徐 良,于 静,雷留生,代晓霞,赵文雅

(西北农林科技大学 资源环境学院,陕西杨凌 712100)

摘 要 试验以农村厨余垃圾为堆肥原料,设置添加 15% 锯末(SD)、15% 树叶(FL)和 15% 玉米秸秆(CS)3 个处理。研究不同填充剂的添加对农村厨余垃圾堆肥过程中与腐熟度相关的各种理化指标,氮转化及其相关功能基因的影响。结果表明,添加 3 种填充剂的厨余垃圾堆肥产物均达到无害化处理标准,相比较 SD 处理,FL 和 CS 处理提高堆体的最高温度并延长高温期的持续时间,FL 处理腐熟程度最好,CS 处理次之。相较于 SD 和 CS 处理,FL 处理的 NH_3 累积排放量分别减少 33.81% 和 5.22%, N_2O 累积排放分别减少 61.75% 和 29.10%,堆肥前期的反硝化基因降低明显。冗余分析结果表明,C/N、pH 和全氮是造成厨余垃圾堆肥氮转化功能基因变化的主要因素。

关键词 填充剂;堆肥;厨余垃圾;氮转化功能基因

中图分类号 X713

文献标志码 A

文章编号 1004-1389(2021)12-1879-10

随着农村生活水平的提高,农村生活垃圾目前在中国的年产生量已达到 3 亿 $\text{t}^{[1]}$,并且仍以 8%~10% 的速度逐年增加,其中厨余垃圾占比高达 60%^[2]。厨余垃圾具有含水率高,易腐烂变质的特点,如果与其他生活垃圾一起进行焚烧或填埋,可能会产生二噁英、渗滤液等有害物质威胁人类健康^[3]。同时,厨余垃圾中含有的有机物和营养元素也是农村发展种植业所需要的。好氧堆肥作为有机废弃物无害化、资源化的生物方法被广泛使用。因此,利用好氧堆肥将农村大量的厨余垃圾转化为绿色有机肥料施用回土壤,不仅可以解决农村厨余垃圾带来的污染问题,而且为实现养分资源循环利用的农业农村绿色发展提供了保障。但目前发现,伴随着好氧堆肥的氮转化过程会造成氮素损失,从而降低堆肥产品质量^[4]。农村厨余垃圾的氮转化的研究对减少含氮气体的排放、降低养分损失有重要意义。

厨余垃圾高含水率、高密度的特性使得其不能单独堆肥,需要添加填充剂来调节堆体含水量,增加堆料与 O_2 的接触面积,以确保好氧堆肥能够顺利进行^[5]。姚艳丽等^[6]研究发现用牛粪和羊粪作为填充剂加快了甘蔗渣的腐熟进程;张邦喜等^[7]在鸡粪-烟末堆肥中加入菌糠,提升了堆肥

腐熟度并减少污染气体的排放,缓解了堆肥氮素流失的问题。硝化和反硝化是氮转化过程的关键步骤,与其相关的功能基因常被选作分子标记物来研究此复杂的生物学过程^[8]。但目前对于添加填充剂对厨余垃圾的氮转化功能基因的研究还较少。本试验基于前人研究基础,挑选北方农村常见易获得的 3 种填充剂(锯末、树叶和玉米秸秆)进行厨余垃圾的好氧堆肥试验,探讨添加不同填充剂后的农村厨余垃圾堆肥的腐熟情况,以及堆肥过程中氮转化及相关功能基因的变化,为研究农村厨余垃圾的无害化处理与资源化利用奠定理论基础。

1 材料与amp;方法

1.1 堆肥材料与装置

试验的堆肥原料为厨余垃圾,收集于西北农林科技大学周边的农村和菜市场,锯末、玉米秸秆和树叶均采集于学校周边农户和农庄,锯末呈粉末状,树叶和玉米秸秆晾干粉碎均匀至 2~3 cm 长度。堆肥原料的基本性状如表 1。

堆肥试验在 3 个完全相同的密闭反应器中进行,反应器设有曝气装置以满足好氧体系,工作容积为 75 L。

收稿日期:2021-02-25 修回日期:2021-08-09

基金项目:陕西省重点研发计划(2019ZDLNY01-01, 2019ZDLNY01-07-02);陕西省创新能力支撑计划(2020PT-015,2019PT-13)。

第一作者:王 佳,女,硕士研究生,研究方向为农业废弃物无害化处理与资源化利用。E-mail:wj dj@nwafu.edu.cn

通信作者:谷 洁,男,研究员,研究方向为农业废弃物无害化处理与资源化利用。E-mail:gujie205@sina.com

表 1 堆肥原料的基本性状
Table 1 Properties of compost raw materials

原材料 Raw material	总碳/% Total carbon	全氮/% Total nitrogen	含水率/% Moisture content	C/N
厨余垃圾 Food waste	37.29	1.66	74.92	22.43
锯末 Saw dust	48.86	0.76	8.62	64.29
树叶 Fallen leaves	41.25	0.56	8.89	73.20
玉米秸秆 Corn stalks	45.36	0.97	7.52	46.56

1.2 试验设计与方法

设置 3 个处理分别是添加 15% (湿重)^[9-11] 的锯末、树叶、玉米秸秆和 85% 的厨余垃圾, 记为 SD、FL 和 CS 处理。将厨余垃圾与填充剂按比例混合并调节 C/N 至 20 : 1~30 : 1, 含水率约为 60%。将堆料混合均匀后装进密闭堆肥反应器中, 各堆体质量约为 15 kg, 保持堆肥通风速率为 0.35 L/(h · kg) (干质量)^[12], 堆肥过程共持续 40 d, 于堆肥第 5 天进行第 1 次翻堆, 以后保持每 7 d 翻堆 1 次。

1.3 样品采集与分析方法

根据堆体温度的变化, 在堆肥第 0 天、第 2 天、第 10 天、第 21 天、第 40 天进行样品采集。采集时从堆体的不同部位取出并混合均匀, 采集的样品分为两部分, 一部分存于 4 °C 冰箱以便于理化指标的分析, 另一份经冷冻干燥研磨后, 储存于 -80 °C 冰箱, 用于 DNA 提取。

1.3.1 NH₃、N₂O 和理化指标的测定 每日上午 8:00 利用硼酸吸收液对 NH₃ 进行收集, 再用标准 H₂SO₄ 溶液滴定^[13]。N₂O 用气体采样袋收集, 使用气相色谱仪 (7890A, 美国) 测定^[14]。每日利用温度计对堆体及其环境温度进行多次测定。pH、电导率、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 具体测定方法参考土壤农化分析^[15]。利用元素分析仪 (VARIO MACRO cube, 德国) 测定样品的总碳 (TC)、总氮 (TN) 含量^[16]。

1.3.2 DNA 的提取和氮转化功能基因的测定 使用 Fast DNA Spin Kit for Soil (MP Biomedicals, 美国) 对 0.100 0 g 的堆肥样品进行 DNA 的提取, 利用 Nanodrop 2000 对提取的 DNA 进行纯度、浓度检测, 合格后保存于 -20 °C 冰箱; 通过实时定量 PCR (qPCR) (Bio-Rad CFX Connect™, USA) 测定 *amoA*、*napA*、*nirS* 和 *nosZ* 基因丰度^[17]。

1.4 数据统计与分析

采用 SPSS 19.0 对数据进行统计分析和方差

分析 (LSD, $P < 0.05$), 绘图采用 origin 2019, 冗余分析采用 Canoco 4.5。

2 结果与分析

2.1 不同处理堆肥过程中堆体理化参数的变化

2.1.1 堆肥过程中温度的变化 温度可以评价好氧堆肥是否成功腐熟, 并能直观反映堆肥进程^[18]。各堆体温度动态变化如图 1 所示, 堆肥开始后堆肥温度快速上升后进入高温期 (≥ 50 °C)。SD、FL 和 CS 处理分别在第 5 天、第 5 天和第 3 天进入高温期, 随后达到温度峰值分别为 61.2 °C (14 d)、64.4 °C (11 d) 和 67.9 °C (11 d), 并且高温期分别维持 7、10 和 11 d, 满足中国堆肥无害化标准 (GB 7959-87), 表明玉米秸秆和树叶更有利于厨余垃圾堆肥腐熟。最后随着生物可降解的有机物质的消耗, 堆体温度逐渐下降到环境温度水平^[7], 进入腐熟阶段直至堆肥结束。

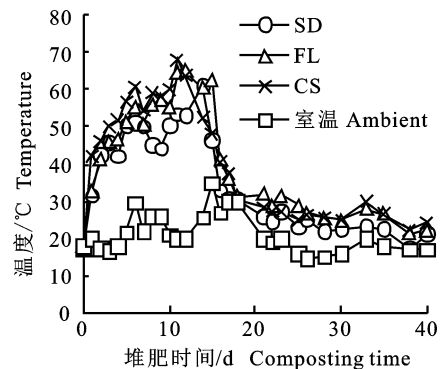


图 1 不同堆肥处理堆体温度
Fig. 1 Temperature of different treatments during composting

2.1.2 堆肥过程中 pH 和电导率的变化 在整个堆肥过程中, 3 个处理的 pH 为 4.70~9.15, 总体呈现先下降后上升最终达到稳定的趋势 (图 2)。堆肥初期, 易降解有机物被微生物快速分解成小分子有机酸, 导致堆体 pH 快速下降, 促使升温期 NH₃ 排放较低^[19], 因为较低的 pH 可以抑

制堆肥 NH_3 挥发。随后有机酸挥发和 NH_3 大量排放,导致 pH 迅速上升。堆肥后期,pH 达到一个相对稳定的状态或略微下降,pH 在 8.47~9.15,满足堆肥产品呈弱碱性的腐熟标准^[20]。

电导率值反映堆肥基质的盐度,用来表明堆肥腐熟产品对植物生长的潜在毒性^[21]。SD、FL 和 CS 处理的电导率值峰值分别为 2.86 mS/cm、2.17 mS/cm 和 2.62 mS/cm,因为易分解的有机

物被微生物分解生成 NH_4^+ 和 H^+ 等无机盐类的离子。随后电导率值快速下降,可能由矿物盐沉淀和 NH_3 大量挥发所导致^[22]。堆肥结束时 SD、FL、CS 处理的电导率值分别为 1.02 mS/cm、1.71 mS/cm 和 1.54 mS/cm,均小于无害化规定值 3 mS/cm^[23],表明添加填充剂的厨余垃圾堆肥产品施加到土壤中不会对植物生长产生负面影响。

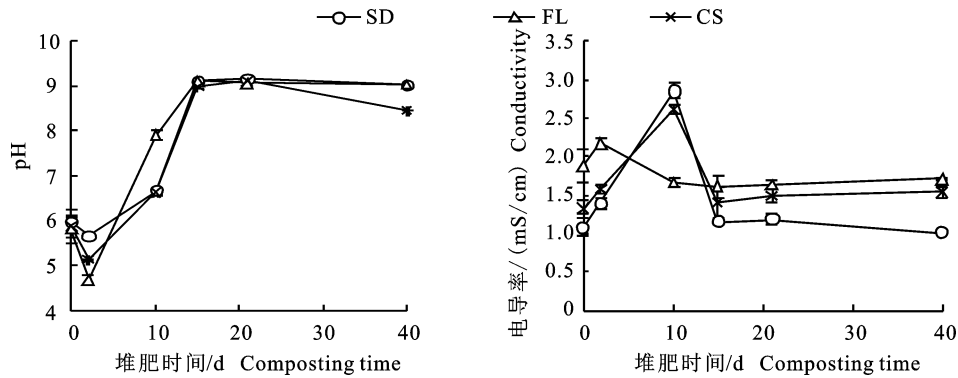


图 2 不同堆肥处理堆体 pH 和电导率

Fig. 2 pH and conductivity during composting of different treatments

2.1.3 堆肥过程中 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、全氮和 C/N 的变化 由图 3 可知,各处理 NH_4^+ -N 含量均呈先上升后下降的趋势。SD、FL 和 CS 处理 NH_4^+ -N 含量在堆肥开始后逐渐上升并达到峰值分别是 407.71、389.01 和 376.89 mg/kg,可能由堆料中含氮有机物的分解和氨化作用所致^[24]。随着温度的降低,硝化作用的增强和堆料中有机氮含量减少,各处理的 NH_4^+ -N 含量均呈现下降趋势直到堆肥结束^[25]。堆肥结束时,相比于 SD 处理的 NH_4^+ -N 含量,FL 和 CS 处理分别显著降低 6.07%和 15.65% ($P < 0.05$),并且 FL 和 CS 处理较低的 NH_4^+ -N 含量有利于减少 NH_3 排放^[26]。

堆肥前期各处理的 NO_3^- -N 含量均呈下降趋势,原因可能是堆肥初期反硝化细菌活性消耗了堆料的 NO_3^- -N 和高温抑制了硝化细菌的活性使 NO_3^- -N 生成受限^[27]。21 d 后,温度下降到适宜硝化细菌生存的范围,大量的 NH_4^+ -N 转化为 NO_3^- -N,导致 NO_3^- -N 含量的急速上升^[28]。堆肥结束后,SD、FL 和 CS 处理的 NO_3^- -N 含量分别为 3.80、44.98 和 25.27 mg/kg。

各处理 TN 含量在整个堆肥过程中逐渐增加,堆肥结束时 SD、FL 和 CS 处理的 TN 含量增加至 2.83%~3.13%,一方面可能由于在厨余垃圾堆肥中添加填充剂提高固氮微生物的活性,将

更多的氮素固定在堆体中^[29];另一方面,微生物的氨同化作用使 NH_4^+ -N 和 α -酮戊二酸在谷氨酰胺合成酶的作用下生成有机氮^[30],同时 α -酮戊二酸也是碳源代谢的中间产物,添加填充剂类似于外加碳源,提高堆体的碳源代谢速度,不仅促进微生物的氨同化作用,而且大量的有机质被消耗并以水蒸气、 CO_2 、 CH_4 和有机酸等形式逸出造成堆体质量的下降,进而造成一种“浓缩现象”^[31],当干物质的“浓缩效应”大于氮素的矿化作用,就会产生全氮含量的增加。王秀娟等^[32]利用鸡粪和玉米秸秆进行堆腐试验,堆肥结束时全氮含量增加 2.4 倍;Guo 等^[33]用猪粪秸秆堆肥也得到类似的结果。FL 处理保氮效果最好,可能由于树叶的高碳含量改善了厨余垃圾堆肥的初始 C/N,有利于降低氮素损失和 NH_3 释放^[34],而 CS 处理可能由于较高的堆体温度加速氮素损失,使得保氮效果显著低于其余两个处理 ($P < 0.05$)。

C/N 是评估堆肥腐熟度和稳定性的重要指标^[35]。本研究中各处理的 C/N 均呈下降趋势。一般最终 C/N 小于 20 认为堆肥完全腐熟^[36],本研究堆肥结束时 SD、FL 和 CS 处理的 C/N 分别为 10.95、10.04 和 10.47,均满足堆肥腐熟要求,且 FL 处理 C/N 显著低于其余两个处理,表明添加 FL 处理腐熟程度更高^[37]。

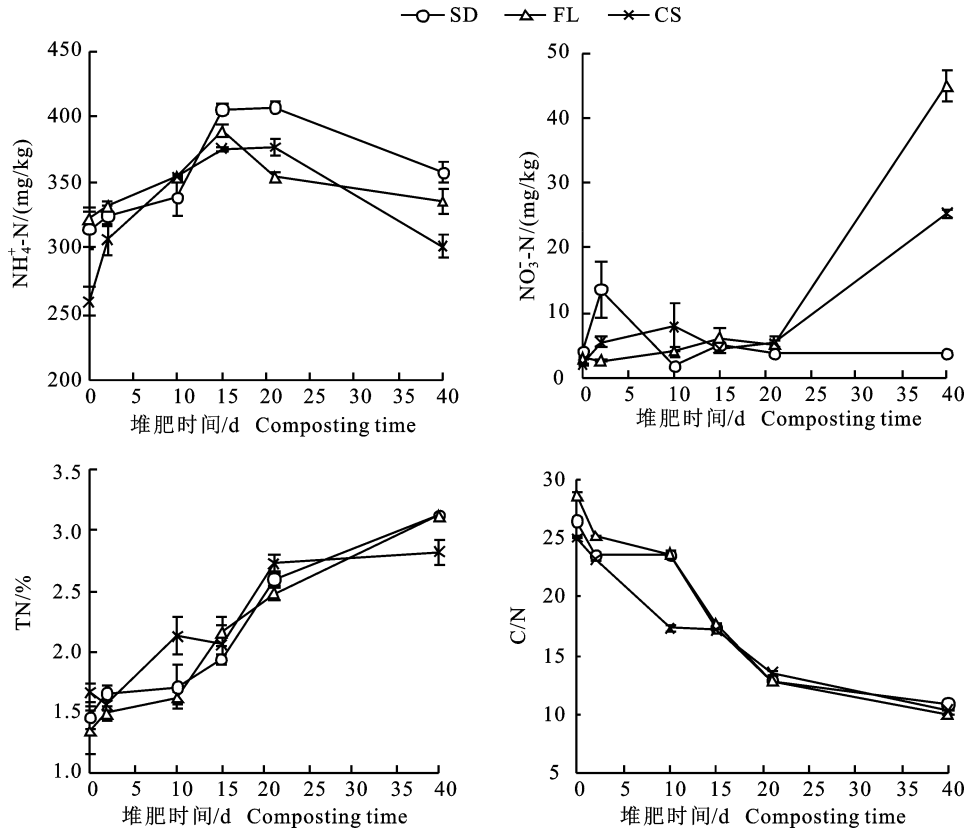


图3 不同堆肥处理 $NH_4^+ -N$ 、 $NO_3^- -N$ 、全氮和 C/N

Fig. 3 $NH_4^+ -N$, $NO_3^- -N$, total nitrogen and C/N ratio during composting of different treatments

2.2 堆肥过程中 NH_3 和 N_2O 的排放

NH_3 是堆肥过程中产生的主要臭味化合物，是造成堆肥氮损失的主要原因^[38]。由图 4 可知，堆肥过程中，各处理 NH_3 排放均呈快速升高然后降低再保持平稳的趋势，且集中在堆肥高温期。SD、FL 和 CS 处理的 NH_3 排放峰值分别是 622.51 mg/d (14 d)，492.90 mg/d (11 d) 和 638.94 mg/d (12 d)，SD 处理 NH_3 排放峰值最晚，可能与进入高温期时间晚和高温期温度低有关^[39]。SD、FL 和 CS 处理 NH_3 累积排放量分别为 3 444.82 mg/d、2 280.12 mg/d 和 2 405.57 mg/d，相较于 SD 和 CS 处理，FL 处理分别减少 33.81% 和 5.22%，表明添加树叶的厨余垃圾堆肥具有最好的 NH_3 减排效果。

N_2O 是一种造成氮损失的温室气体^[10]。 N_2O 的排放主要集中在堆肥前期，这与马强等^[40]在生活垃圾堆肥中添加腐熟污泥的研究结果一致。堆肥前期有机物快速降解，消耗了大量氧气造成堆体的局部厌氧，以及原始堆料含有大量的 $NO_3^- -N$ ，在反硝化菌群的作用下可以产生大量

N_2O ^[28]。SD、FL 和 CS 处理的 N_2O 的排放峰值分别为 71.04 mg/d (3 d)、29.34 mg/d (4 d) 和 38.98 mg/d (7 d)。在整个堆肥过程中，SD、FL 和 CS 处理的 N_2O 累积排放量分别为 335.80 mg/d、128.44 mg/d 和 181.15 mg/d，相较于 SD 和 CS 处理，FL 处理分别减少 61.75% 和 29.10%，由此可见，以树叶作为填充剂对厨余垃圾堆肥过程中 N_2O 减排效果最好，这与 Xu 等^[11]发现 15% 的园林垃圾显著减少了厨余垃圾堆肥过程中的 N_2O 的排放结果一致。

2.3 堆肥过程中与氮转化功能基因的丰度变化

如图 5 所示，本研究共定量了 4 个氮转化功能基因 (1 种硝化基因 *amoA* 和 3 种反硝化基因 *napA*、*nirS* 和 *nosZ*)，3 种反硝化基因丰度均高于硝化基因，表明本研究中反硝化作用的活性高于硝化作用。*amoA* 基因编码的氨单加氧酶 (氨氧化细菌) 可以将氨氧化生成羟胺，这是硝化反应最重要的一步^[41]。各处理的 *amoA* 基因进入高温期后，硝化细菌活性被抑制，导致 *amoA* 基因丰度下降^[42]，随着温度的逐渐下降，SD、FL 和 CS

处理的 *amoA* 基因丰度在堆肥结束时达到峰值, 分别为 1.55×10^7 copies/g、 5.25×10^8 copies/g 和 1.99×10^9 copies/g, 这与 Yin 等^[43] 报道的结果一致。FL 处理的 *amoA* 基因在 2 d 和 10 d 均显著高于其余处理, SD 处理的 *amoA* 基因在 15 d 显著低于其余两个处理 ($P < 0.05$), 由此表明, 以树叶作为填充剂可能通过促进 NH_4^+ -N 的氨氧化过程, 减少了 NH_3 的排放 (图 4)。但由于硝化反应对 N_2O 排放贡献远小于反硝化反应, 所以并没有促进 N_2O 的排放^[44]。

napA、*nirS* 和 *nosZ* 基因分别是编码反硝化反应中硝酸盐还原酶、亚硝酸盐还原酶和氧化亚氮还原酶的功能基因^[45]。*napA*、*nirS* 和 *nosZ* 基因在堆肥过程中的丰度变幅分别是 $1.67 \times 10^{10} \sim 1.54 \times 10^{12}$ copies/g、 $1.84 \times 10^7 \sim 3.26 \times 10^9$ copies/g 和 $2.25 \times 10^9 \sim 3.18 \times 10^{11}$ copies/g。在整个堆肥过程中, 各处理的反硝化基因基本呈逐渐上升趋势, 除了 SD 处理以外, FL 和 CS 处理的 3 种反硝化基因的峰值均出现在堆肥的降温期和腐熟期, 与王成^[46] 在猪粪好氧堆肥过程中添加生物炭后的反硝化功能基因变化情况相似。FL 处理的 3 种反硝化基因, 在第 2 天均显著低于其余两

个处理 ($P < 0.05$), 第 10 天, SD 处理的反硝化基因显著高于与其余两个处理 ($P < 0.05$), 这与 N_2O 在堆肥前期的排放规律基本一致 (图 4), 由此可知, 在厨余垃圾堆肥 N_2O 排放的主要时期, 锯末的添加可能通过促进堆肥过程中反硝化微生物的增长, 从而增加了 N_2O 的排放, 而树叶在一定程度上会抑制反硝化功能微生物, 减少了 N_2O 的排放。

2.4 堆肥过程中环境因素、气体排放和氮转化功能基因之间的相关性

利用冗余分析 (RDA) 来研究环境因素 (温度、pH、电导率、C/N、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 TN), 含氮气体 (NH_3 和 N_2O) 与氮转化功能基因之间的相关性 (图 6)。RDA1 和 RDA2 一共解释了氮转化功能基因变化的 83.8%, 其中 C/N (27.99%)、pH (27.57%) 和 TN (26.28%) 是影响氮转化功能基因的主要因素。本研究中, *amoA* 基因与硝化反应的底物 NH_4^+ -N 呈负相关, 与反硝化产物 NO_3^- -N 呈正相关, 这与 Li 等^[47] 在牛粪甘蔗渣共堆肥中添加脱硫石膏后的研究结果一致。*napA* 基因、*nirS* 基因和 *nosZ* 基因与 C/N 呈负相关, 与 pH 和 TN 呈正相关。碳

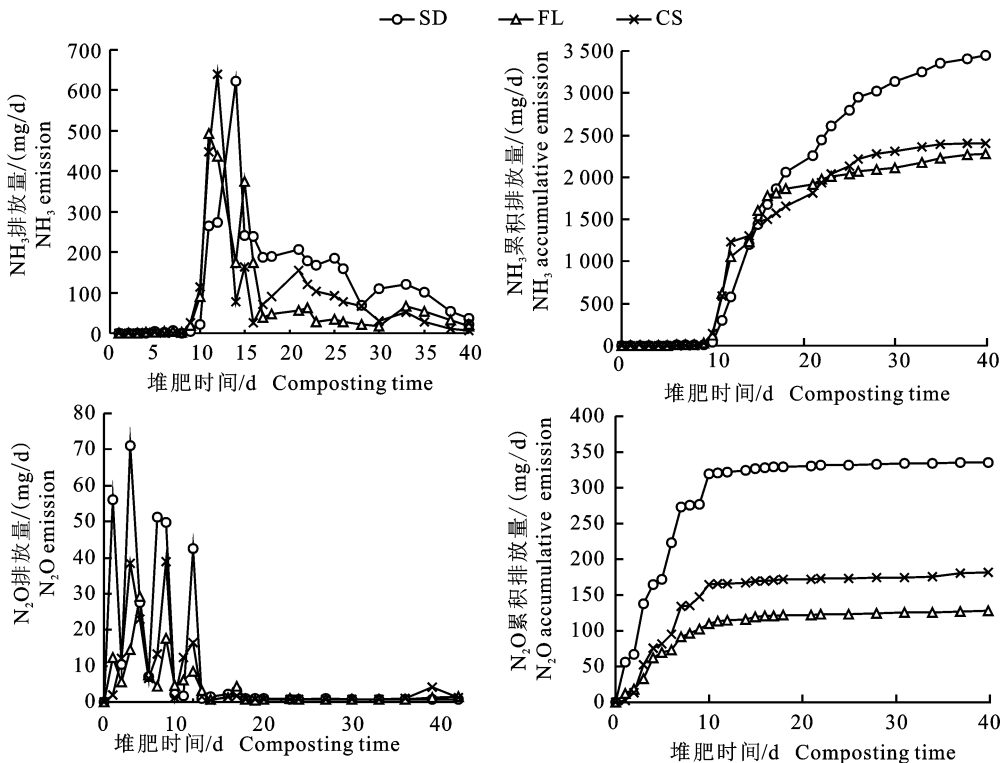


图 4 不同堆肥处理 NH_3 和 N_2O 的排放

Fig. 4 NH_3 and N_2O emissions of different treatments during composting

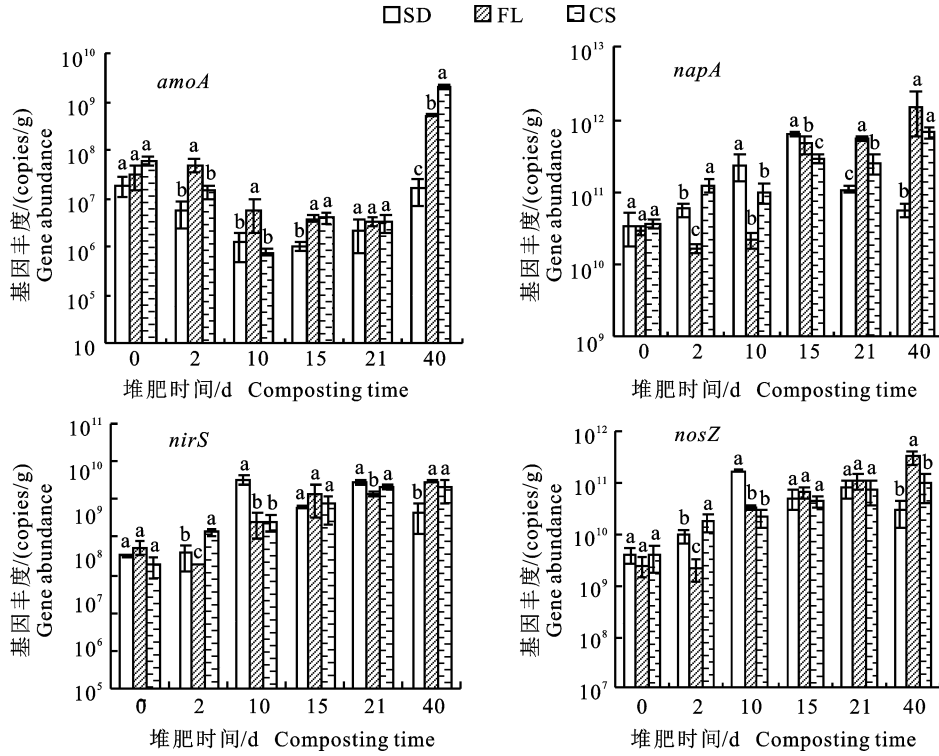
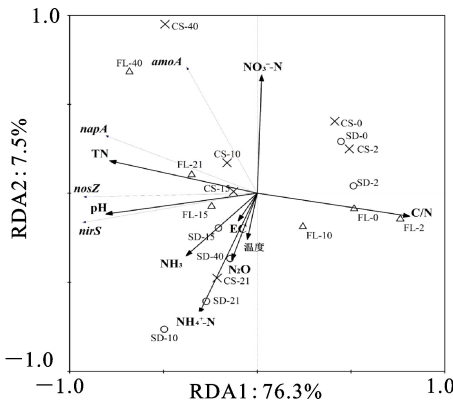


图 5 不同堆肥处理中氮转化功能基因丰度

Fig. 5 Nitrogen transformation functional genes abundance under different composting treatments



SD, FL 和 CS 分别代表添加木屑、树叶和玉米秸秆的 3 个处理在不同时期的堆肥样品; *amoA*、*napA*、*nirS* 和 *nosZ* 代表 4 种氮转化功能基因

SD, FL and CS represent compost samples of three treatments added with saw dust, fallen leaves and corn stalks at different phases; *amoA*, *napA*, *nirS* and *nosZ* represent four nitrogen transformation function genes

图 6 堆肥过程中不同处理环境因素, 含氮气体对氮转化功能基因的冗余分析

Fig. 6 Redundancy analysis between environmental factors, nitrogen gases and nitrogen transformation function genes under different treatments during composting

源、氮源是反硝化细菌生长过程中所必需的,但高 C/N 反而会抑制反硝化菌群的活性^[48]。Baudoin 等^[49]发现,氮源的增加会加速土壤的氮循环为反硝化菌提供厌氧呼吸底物。宋亚娜等^[50]研究发现对稻田进行短期氮肥施用后, *nirS* 基因丰度明显增加,由此可知,FL 处理初始的高 C/N 和低 TN 含量可能是抑制厨余垃圾堆肥反硝化过程的主要原因。pH 也被发现是影响反硝化基因群落特征的一个重要因素,当 pH 超出最适范围,会降低反硝化过程中还原酶的活性甚至使其失活^[51]。Cuhel 等^[52]发现酸性条件下土壤中 *nirS* 型反硝化菌的种群丰度显著降低。而本研究中,与其他处理相比较,堆肥初始,FL 处理 pH 最低,并且相较于其他处理在升温期显著降低了堆体 pH ($P < 0.05$)。NH₄⁺-N、温度和电导率值是影响 NH₃、N₂O 排放的主要因素,这与 Xu 等^[11]发现显著影响不同比例园林废弃物与厨余垃圾堆肥过程中排放气体的因素一致。NH₄⁺-N 作为生成含氮气体的底物, Kader 等^[53]报道了温度升高可造成有机物的快速降解并产生大量铵根离子(NH₄⁺),增加 NH₃ 的释放量。Yang 等^[54]在堆肥中加入 CaSO₄ 后提高堆体电导率值,促进 NH₄⁺ 与 Ca²⁺ 发生阳离子交换,减少了含氮气体的挥发。

3 结 论

添加锯末、树叶和玉米秸秆均可使厨余垃圾堆肥成功进行且达到无害化腐熟标准。相较于锯末,添加树叶和玉米秸秆延长了堆体高温期,添加3种填充剂的堆肥产物的C/N差异显著,添加树叶可以使厨余垃圾堆肥腐熟效果更好,添加树叶对厨余垃圾堆肥过程中NH₃和N₂O减排效果最好,在N₂O排放的主要时期,显著降低反硝化功能基因的丰度;同时相较于其余两种填充剂,显著增加了堆肥产品的全氮含量($P < 0.05$)。RDA结果表明C/N、pH和TN是造成氮转化功能基因差异的主要驱动因子。

参考文献 Reference:

[1] 聂二旗,郑国砥,高 定,等. 中国西部农村生活垃圾处理现状及对策分析[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(10): 882-889.
NIE E Q, ZHENG G D, GAO D, et al. Status quo and strategy for management of rural domestic waste in west China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(10): 882-889.

[2] LIU Y, HUANG J K. Rural domestic waste disposal: an empirical analysis in five provinces of China[J]. *China Agricultural Economic Review*, 2014, 6(4): 558-573.

[3] RAY M R, ROYCHOUDHURY S, MUKHERJEE G, et al. Respiratory and general health impairments of workers employed in a municipal solid waste disposal at an open landfill site in Delhi [J]. *International Journal of Hygiene & Environmental Health*, 2005, 208(4): 255-262.

[4] LIN Y, DING W, LIU D, et al. Wheat straw-derived biochar amendment stimulated N₂O emissions from rice paddy soils by regulating the *amoA* genes of ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 113: 89-98.

[5] WU C D, LI W G, WANG K, et al. Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 190: 516-521.

[6] 姚艳丽,贺建军,程儒雄,等. 不同填充剂对甘蔗渣堆肥腐熟进程的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2012(5): 81-84.
YAO Y L, HE J J, CHENG R X, et al. Effect of different filling materials on sugar cane bagasse compost maturity [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2012(5): 81-84.

[7] 张邦喜,罗文海,杨仁德,等. 添加菌糠对鸡粪-烟末堆肥腐熟度及污染气体排放的影响[J]. 核农学报, 2020, 34(11): 2578-2586.
ZHANG B X, LUO W H, YANG R D, et al. Effects of spent mushroom substrate on the maturity and gaseous emissions in co-composting of chicken manure and tobacco wastes [J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*,

2020, 34(11): 2578-2586.

[8] ORELLANA L H, RORDRIGUEZ-R L M, HIGGINS S, et al. Detecting nitrous oxide reductase (*nosZ*) genes in soil metagenomes: method development and implications for the nitrogen cycle [J]. *Mbio*, 2014, 5(3): 1193-14.

[9] YUAN J, YANG Q Y, ZHANG Z Y, et al. Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 37(11): 83-90.

[10] YANG F, LI G X, YANG Q Y, et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting [J]. *Chemosphere*, 2013, 93(7): 1393-1399.

[11] XU Z C, MA Y, ZHANG L X, et al. Relating bacterial dynamics and functions to gaseous emissions during composting of kitchen and garden wastes [J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 767: 144210.

[12] LI R, WANG J J, ZHANG Z, et al. Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 121: 362-368.

[13] YANG F, LI Y, HAN Y, et al. Performance of mature compost to control gaseous emissions in kitchen waste composting [J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 657: 262-269.

[14] YU J, GU J, WANG X, et al. Effects of inoculation with lignocellulose-degrading microorganisms on nitrogen conversion and denitrifying bacterial community during aerobic composting [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 313: 123664.

[15] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 第三版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 432-437.
BAO SH D. Soil and Agricultural Chemistry Analysis [M]. 3rd ed. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000: 432-437.

[16] ZHAO W, GU J, WANG X, et al. Effects of shrimp shell powder on antibiotic resistance genes and the bacterial community during swine manure composting [J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 752: 142162.

[17] AMINOV R I, CHEE-SANFORD J C, GARRIGUES N, et al. Development, validation, and application of PCR primers for detection of tetracycline efflux genes of gram-negative bacteria [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, 68(4): 1786-1793.

[18] WASZKIELIS K M, WRONOWSKI R, CHLEBUS W, et al. The effect of temperature, composition and phase of the composting process on the thermal conductivity of the substrate [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 354-357.

[19] CHAN M T, SELVAM A, WONG J W C. Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200: 838-844.

[20] 李艳霞,王敏健,王菊思. 有机固体废弃物堆肥的腐熟度参

- 数及指标[J]. 环境科学, 1999, 20(2): 98-103.
- LI Y X, WANG M J, WANG J S. The maturity indexes and standards of organic solid waste composting[J]. *Environmental Science*, 1999, 20(2): 98-103.
- [21] RAVIV, MICHAEL, MEDINA, *et al.* Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture[J]. *Compost Science & Utilization*, 2004, 12(1): 6-10.
- [22] ZHOU Y, SELVAM A, WONG J W C. Chinese medicinal herbal residues as a bulking agent for food waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 249: 182-188.
- [23] MAKAN A, ASSOBHEI O, MOUNTADAR M. Initial air pressure influence on in-vessel composting for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Morocco[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2014, 11(1): 53-58.
- [24] 唐尚柱, 赵晓海, 斯鑫鑫, 等. 不同镁/磷盐添加剂对蓝藻堆肥的氮素损失控制效果[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 428-435.
- TANG SH ZH, ZHAO X H, SI X X, *et al.* Effects of different combinations of magnesium (Mg) and phosphorus (P) salts on nitrogen loss during cyanobacteria composting [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(2): 428-435.
- [25] JIANG J, HUANG Y, LIU X, *et al.* The effects of apple pomace, bentonite and calcium superphosphate on swine manure aerobic composting[J]. *Waste Management*, 2014, 34(9): 1595-1602.
- [26] 莫云, 尹红梅, 杜东霞, 等. 添加菌剂 YX-3 对猪粪堆肥氮素转化的影响[J]. 湖南农业科学, 2020(3): 57-60.
- MO Y, YIN H M, DU D X, *et al.* Effect of microbial inoculum YX-3 on nitrogen transformation of pig manure composting[J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2020(3): 57-60.
- [27] THOMPSON A G, FLEMING W R. Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure [J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2004, 91(1/3): 87-104.
- [28] 李丹阳, 马若男, 亓传仁, 等. 含水率对羊粪堆肥腐熟度及污染气体排放的影响[J]. 农业工程学报, 2020, 36(20): 254-262.
- LI D Y, MA R N, QI CH R, *et al.* Effects of moisture content on maturity and pollution gas emissions during sheep manure composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, 36(20): 254-262.
- [29] 杨国义, 夏钟文, 李芳柏, 等. 不同填充料对猪粪堆肥腐熟过程的影响[J]. 土壤肥料, 2003(3): 29-33.
- YANG G Y, XIA ZH W, LI F B, *et al.* Effect of different bulking agents on the maturity of pig manure composting [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2003(3): 29-33.
- [30] SUAREZ M F, AVILA C, GALLARDO F, *et al.* Nitrate and ammonia assimilation molecular and enzymatic analysis of ammonium assimilation in woody plants [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2002, 53(370): 891-904.
- [31] VUPRINEN A H, SAHARINEN M H. Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 1997, 66(1): 19-29.
- [32] 王秀娟, 关连珠, 颜丽. 鸡粪堆腐过程中有机态氮形态的动态变化[J]. 中国农学通报, 2007, 23(2): 302-306.
- WANG X J, GUAN L ZH, YAN L. Dynamic change of organic nitrogen forms during the chicken manure composting [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2007, 23(2): 302-306.
- [33] GUO H H, GU J, WANG X J, *et al.* Negative effects of oxytetracycline and copper on nitrogen metabolism in an aerobic fermentation system: characteristics and mechanisms [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403: 123890.
- [34] 李赞, 袁京, 李国学, 等. 辅料添加对厨余垃圾快速堆肥腐熟度和臭气排放的影响[J]. 中国环境科学, 2017, 37(3): 1031-1039.
- LI Y, YUAN J, LI G X, *et al.* Use of additive to control odors and promote maturity of municipal kitchen waste during aerobic composting [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(3): 1031-1039.
- [35] 闫实, 郭宁, 韩贵成, 等. 牛粪与蔬菜秸秆堆肥氮转化及温室气体排放研究[J]. 中国农技推广, 2019, 35(11): 63-67, 54.
- YAN SH, GUO N, HAN G CH, *et al.* Study on nitrogen conversion and greenhouse gas emission from cow manure and vegetable straw composting [J]. *China Agricultural Technology Extension*, 2019, 35(11): 36-67, 54.
- [36] 姜继韶, 尧倩. 酸性物质对猪粪秸秆堆肥过程中氮素转化的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 1272-1278.
- JIANG J SH, YAO Q. Effects of acidic materials on the N transformations during the composting of pig manure and wheat straw [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(3): 1272-1278.
- [37] WANG J, GU J, WANG X J, *et al.* Enhanced removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during swine manure composting inoculated with mature compost [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 396: 125-134.
- [38] YANG Y J, AWASTHI M K, DU W, *et al.* Compost supplementation with nitrogen loss and greenhouse gas emissions during pig manure composting [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122435.
- [39] 赵旭, 王文丽, 李娟. 玉米秸秆调节牛粪含水率对其腐熟进程及氨气释放量的影响[J]. 生态科学, 2020, 39(5): 179-186.
- ZHAO X, WANG W L, LI J. Effect of corn stalk regula-

- ting moisture content on cow manure compost and ammonia release [J]. *Ecological Science*, 2020, 39(5): 179-186.
- [40] 马 强, 孙英杰, 王华伟, 等. 添加腐熟污泥对生活垃圾堆肥氮素转化与损失的影响 [J]. 环境工程学报, 2017, 11(7): 4325-4330.
- MA Q, SUN Y J, WANG H W, *et al.* Effect of adding mature sludge on nitrogen transformation and losses during refuse composting process [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(7): 4325-4330.
- [41] 孟利强. 碳源调控污泥堆肥氮素转化与含氮气体释放生物机制研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
- MENG L Q. Study on biological mechanism of nitrogen transformation and nitrogen gas release from sewage sludge composting regulated by carbon [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019.
- [42] TAYLOR A E, GIGUERE A T, ZOEBELEIN C M, *et al.* Modeling of soil nitrification responses to temperature reveals thermodynamic differences between ammonia-oxidizing activity of archaea and bacteria [J]. *The ISME Journal*, 2016, 11(4): 896-908.
- [43] YIN Y, GU J, WANG X J, *et al.* Impact of copper on the diazotroph abundance and community composition during swine manure composting [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 255: 257-265.
- [44] KOKI, MAEDA, RIKI, *et al.* The impact of using mature compost on nitrous oxide emission and the denitrifier community in the cattle manure composting process [J]. *Microbial Ecology*, 2010, 59(1): 25-36.
- [45] 梁丽华, 左剑恶. 反硝化功能基因——检测反硝化菌种群结构的分子标记 [J]. 微生物学通报, 2009, 36(4): 627-633.
- LIANG L H, ZUO J E. Denitrifying functional genes—the molecular marker for detection of denitrifying community structure [J]. *Microbiology*, 2009, 36(4): 627-633.
- [46] 王 成. 堆肥过程 N₂O 减排控制与木质纤维素降解微生物学机理研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- WANG CH. Nitrous oxide mitigation and lignocellulose degradation in manure composting [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014.
- [47] LI Q, GUO X, LU Y, *et al.* Impacts of adding FGDC on the abundance of nitrification and denitrification functional genes during dairy manure and sugarcane pressmud co-composting [J]. *Waste Management*, 2016, 56: 63-70.
- [48] 王翻翻, 钱飞跃, 沈耀良, 等. 不同 C/N 条件下纳米零价铁对反硝化颗粒污泥性能的影响 [J]. 环境工程学报, 2016, 10(6): 2833-2839.
- WANG F F, QIAN F Y, SHEN Y L, *et al.* Effects of nanoscale zero-valent iron on performance of denitrifying granular sludge at different C / N ratios [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(6): 2833-2839.
- [49] BAUDOIN E, PHILIPPOT L, DOMINIQUE C, *et al.* Direct seeding mulch-based cropping increases both the activity and the abundance of denitrifier communities in a tropical soil [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(8): 1703-1709.
- [50] 宋亚娜, 林智敏, 林 艳. 氮肥对稻田土壤反硝化细菌群落结构和丰度的影响 [J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(1): 7-12.
- SONG Y N, LIN ZH M, LIN Y. Response of denitrifying bacteria community structure and abundance to nitrogen in paddy fields [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(1): 7-12.
- [51] KANDELER E, DEIGLMAYR K, TSCHERKO D, *et al.* Abundance of *narG*, *nirS*, *nirK*, and *nosZ* genes of denitrifying bacteria during primary successions of a glacier foreland [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, 72(9): 5957-5962.
- [52] CUHEL J, SIMEK M, LAUGHLIN R, *et al.* Insights into the effect of soil pH on N₂O and N₂ emissions and denitrifier community size and activity [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2010, 76(6): 1870-1878.
- [53] KADER N A E, ROBIN P, PAILLAT J M, *et al.* Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting [J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(14): 2619-2628.
- [54] YANG F, LI G X, SHI H, *et al.* Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting [J]. *Waste Management*, 2015, 36(2): 70-76.

Effects of Different Bulking Agents on Nitrogen Transformation and Related Functional Genes of Kitchen Waste Composting in Rural Area

WANG Jia, GU Jie, WANG Xiaojuan, SONG Zilin, XU Liang,
YU Jing, LEI Liusheng, DAI Xiaoxia and ZHAO Wenya

(College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling Shaanxi 712100, China)

Abstract In this study, kitchen waste in rural area in China was used as composting material, and three treatments with addition of 15% saw dust (SD treatment), 15% fallen leaves (FL treatment) and 15% corn stalks (CS treatment) were set. The effects of different bulking agents on various physicochemical indexes related to maturity, nitrogen transformation and related functional genes in the composting process of kitchen waste in rural area were investigated. The results showed that the composting products of kitchen waste with three bulking agents reached the harmless treatment standard. Compared with SD treatment, FL and CS treatment increased the maximum temperature of the composting piles and prolonged the duration of thermophilic period. FL treatment had the highest degree of maturity, followed by CS treatment. Compared with SD and CS treatment, the cumulative NH_3 emissions of FL treatment were reduced by 33.81% and 5.22%, and the cumulative N_2O emissions were reduced by 61.75% and 29.10%, respectively. Denitrification genes under FL treatment were significantly reduced at the early stage of composting. The results of redundancy analysis showed that C/N ratio, pH and total nitrogen were the main factors that caused the variation of nitrogen transformation function genes in kitchen waste composting.

Key words Bulking agent; Composting; Kitchen waste; Nitrogen transformation function genes

Received 2021-02-25

Returned 2021-08-09

Foundation item Key Research and Development Plan of Shaanxi Province (No. 2019ZDLNY01-01, No. 2019ZDLNY01-07-02); Innovation Capability Support Plan of Shaanxi Province (No. 2020PT-015, No. 2019PT-13).

First author WANG Jia, female, master student. Research area: harmless treatment and resource utilization of agricultural wastes. E-mail: wjdj@nwafu.edu.cn

Corresponding author GU Jie, male, research fellow. Research area: harmless treatment and resource utilization of agricultural wastes. E-mail: gujie205@sina.com

(责任编辑: 史亚歌 Responsible editor: SHI Yage)