

沼渣与餐厨废弃物、牛粪联合堆肥的腐殖化进程研究

白玲^{1,2} 李倩^{1,2} 邓芸^{1,2} 黄振兴^{1,2} 谢利娟^{1,2} 阮文权^{1,2}

(1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122; 2. 江苏省厌氧生物技术重点实验室, 无锡 214122)

摘要: 为探究不同沼渣联合堆肥的腐殖化进程,以污泥沼渣、秸秆沼渣和醋糟为主要原料分别与餐厨废弃物、牛粪联合堆肥,进行堆肥过程中酶活性变化及堆肥前后腐殖化特征变化的表征。研究表明:秸秆沼渣堆肥过程中脱氢酶和脲酶活性随着堆肥进行呈先增加后降低的趋势,且保持较高的多酚氧化酶、纤维素酶活性,加速了有机物的分解和腐殖化;相比秸秆沼渣和醋糟,污泥沼渣在堆肥结束时脱氢酶和脲酶活性依然较高,分别为 19.25 μg/(g·h)、6.22 mg/(g·d),表明还存在部分不稳定有机物。经过 30 d 堆肥后,沼渣逐渐腐殖化,腐殖酸的分子量分别由堆肥前的 2 024、3 284、2 090 Da 变为堆肥后的 2 061、3 929、3 990 Da。综上,基于多元参数表征能够为沼渣的高效资源化及其产品应用提供理论依据。

关键词: 沼渣; 联合堆肥; 酶活性; 腐殖化; 腐殖酸分子量

中图分类号: X705 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2019)08-0331-08

Humification Process of Biogas Residue Combined with Food Waste and Cattle Manure Co-composting

BAI Ling^{1,2} LI Qian^{1,2} DENG Yun^{1,2} HUANG Zhenxing^{1,2} XIE Lijuan^{1,2} RUAN Wenquan^{1,2}

(1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China

2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi 214122, China)

Abstract: Sludge residue (SLR), straw residue (STR) and vinegar residue (VR) combined with food waste and cattle manure were used as composting substance, respectively. The dynamics of enzymatic activity during composting, including dehydrogenase, urease, polyphenol oxidase and cellulase activity, and the change of humic acid composition (HA, FA) before and after composting were monitored and analyzed. The results showed that the activities of dehydrogenase and urease in the composting process of STR were increased first and then decreased with composting, and the polyphenol oxidase and cellulase activity were higher, which accelerated the decomposition and humification of organic matter. Compared with STR and VR, the dehydrogenase and urease activities of SLR remained high at the end of composting, which were 19.25 μg/(g·h) and 6.22 mg/(g·d), respectively, indicating that there was some unstable organic matter. After 30 days of composting, STR presented the highest degree of humification in compost, humification ratio (HR), humification index (HI), degree of polymerization (DP) and percentage of HA (PHA) was 28.89%, 19.24%, 1.99 and 66.60%, respectively. The molecular weights of humic acid were changed from 2 024 Da, 3 284 Da and 2 090 Da before composting to 2 061 Da, 3 929 Da and 3 990 Da after composting. Compost was used for different purposes depending on the molecular weight of humic acid. Therefore, based on multivariate parameter characterization of different residues, it provided a theoretical basis for efficient resource utilization of biogas residue and its product application.

Key words: biogas residue; composting; enzyme activity; humification; humus molecular weight

收稿日期: 2019-03-27 修回日期: 2019-05-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(51678279)

作者简介: 白玲(1987—),女,博士生,主要从事固体废弃物资源化利用研究,E-mail: bailing522@163.com

通信作者: 阮文权(1966—),男,教授,博士生导师,主要从事固体废弃物资源化利用研究,E-mail: wqruanjn@gmail.com

0 引言

随着沼气工程的快速发展,厌氧发酵技术已广泛应用于处理各种有机废弃物,但是产生大量的沼渣亟需处理。污泥沼渣和秸秆沼渣分别是城市污水处理厂污泥和稻秸经过厌氧发酵后的渣滓,可能含有病原微生物和氨氧化物等污染物;醋糟是玉米、高粱等与大量麸皮和稻壳等添加物进行醋酸发酵后的剩余物,含有大量木质纤维等不可分解物质,影响其利用效率^[1]。这些沼渣中含有丰富的营养物质和有益微生物,可用作肥料或土壤改良剂,但是直接施用可能会给土壤和水带来潜在风险。堆肥被认为是循环再利用有机废弃物的有效方法之一,且可产生安全稳定的堆肥产品^[2]。但有学者指出沼渣中可降解物质含量较低,不适宜单独堆肥^[3-4],联合餐厨废弃物和牛粪进行混合堆肥可弥补沼渣单独堆肥的缺陷。

堆肥过程是有机物质在多种微生物及其分泌的酶共同作用下,发生矿化和腐殖化作用,转化为稳定的腐殖质类物质,堆肥的质量也与其稳定性存在显著相关性^[5]。矿化过程主要是在水解酶作用下进行,而腐殖化过程则是在氧化还原酶作用下进行^[6],因此,堆肥过程中酶活性的变化可反映堆肥

的腐殖化程度。腐殖化过程也是小分子有机物逐渐形成大分子腐殖质类物质过程。研究表明,在堆肥过程中微生物可以利用富里酸作为能源物质形成更加稳定的胡敏酸^[7-8],增加腐殖质中胡敏酸的含量^[9],从而加速堆肥的腐熟。目前对于堆肥过程腐殖化研究较多^[8, 10-12],沼渣堆肥的研究也主要集中在禽畜粪便的沼渣^[3, 13-15],而对于其他沼渣堆肥腐殖化过程腐殖酸的分子量及腐殖化特征变化研究较少。本文分别以污泥沼渣、秸秆沼渣和醋糟为主原料,与餐厨废弃物和牛粪联合进行堆肥,探究其堆肥过程中脱氢酶、纤维素酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶活性的变化及腐殖化特征,为沼渣的高效资源化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

污泥沼渣取自无锡新城污水处理厂厌氧发酵、压滤后污泥;秸秆厌氧沼渣取自江苏省厌氧生物技术重点实验室中长期稳定运行的厌氧反应器中;醋糟取自江苏省某食醋生产企业;餐厨废弃物取自江南大学食堂;牛粪和秸秆取自江苏省某农场,其基础理化性质见表 1。

表 1 堆肥原材料基础理化性质

Tab.1 Physicochemical characteristics of different raw materials for composting						
参数	污泥沼渣	秸秆沼渣	醋糟	餐厨废弃物	牛粪	秸秆
pH 值	8.62 ± 1.59	9.25 ± 1.94	4.56 ± 0.76	3.67 ± 0.47	6.10 ± 1.45	
有机质质量分数/%	39.75 ± 2.34	73.75 ± 5.38	93.58 ± 5.48	87.08 ± 4.24	59.62 ± 3.23	74.10 ± 4.49
总氮质量分数/%	3.03 ± 0.27	1.83 ± 0.12	2.01 ± 0.10	4.85 ± 0.23	2.29 ± 0.14	0.25 ± 0.08
总磷质量分数/%	2.82 ± 0.10	0.33 ± 0.06	0.11 ± 0.04	0.75 ± 0.10	0.84 ± 0.06	0.16 ± 0.05
全钾质量分数/%	0.80 ± 0.11	3.91 ± 0.69	0.42 ± 0.08	0.74 ± 0.14	0.78 ± 0.09	1.25 ± 0.11
含水率/%	74.23 ± 4.48	77.61 ± 6.20	69.46 ± 4.24	77.07 ± 5.83	41.20 ± 2.56	7.85 ± 1.05
碳氮比	6.67 ± 1.29	26.8 ± 1.25	18.67 ± 1.87	7.60 ± 1.34	13.76 ± 2.48	36.45 ± 3.73

1.2 实验设计

本实验采用模拟堆肥,在江苏省厌氧生物技术重点实验室进行。设置污泥沼渣(Sludge residue, SLR)、秸秆沼渣(Straw residue, STR)、醋糟(Vinegar residue, VR)为主要原料的 3 组实验,每组实验重复 3 次。混合物料初始碳氮比约为 25,含水率为 60%~70%,其中 SLR 组沼渣、餐厨废弃物、牛粪、秸秆干质量比为 13:3:3:6,STR 和 VR 组相应值为 13:3.25:3.25:3.25 和 13:3:3:1。将混合物料混合均匀后装入体积为 5 L 的泡沫箱中,整个堆肥发酵周期为 30 d,采用翻堆方式进行通风。在堆肥前 10 d,每 2 d 翻堆一次,以保证足够的通气量,在 11~30 d,每 5 d 翻堆一次。每 6 d 取一次样品,采用多点法取样,混合均匀后分为两部分,一部分保存

在 4℃ 冰箱中,用于酶活性、溶解性有机物(DOM)含量的测定;另一部分在阴凉通风处风干后,磨碎,过 1 mm 筛,用于腐殖质各组分及分子量的测定。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 酶活性的测定

脱氢酶活性采用氯化三苯基四氮唑(TTC)比色法^[16];多酚氧化酶活性的测定采用邻苯三酚比色法^[17];脲酶活性的测定采用靛酚蓝比色法^[17];纤维素酶活性的测定采用 DNS(3,5-二硝基水杨酸)比色法^[17]。

1.3.2 腐殖质各组分的提取与分析

称取 2 g 样品于 50 mL 离心管中,加入 40 mL 0.1 mol/L NaOH 与 0.1 mol/L Na₄P₂O₇混合液,混合均匀后,在 30℃ 150 r/min 条件下振荡 24 h,静置后

5 000 r/min 离心 10 min,用 0.45 μm 滤膜过滤,得到滤液,此为腐殖质(HS);取一定量滤液用 6 mol/L HCl 调至 pH 值至 1,在 4℃ 保存 12 h,此时沉淀为胡敏酸(HA),上清液为富里酸(FA),慢速定性滤纸过滤后,用 0.05 mol/L NaHCO₃ 溶液溶解沉淀,富里酸(FA)利用差减法计算,各组分中 TOC(总有机碳)含量利用 TOC 测定仪测定。

1.3.3 腐殖质分子量测定

采用高效凝胶色谱法(HPGFC),色谱条件:色谱柱 Ultrahydrogel TM Linear 300 mm × 7.8 mm id × 2;流动相为 0.1 mol/L 硝酸钠,流速为 0.9 mL/min,柱温为 30℃。分子量校正曲线所用葡萄糖标准品(均购置于 Sigma 公司)为:Dextran T-2000、Dextran T-150、Dextran T-40、Dextran T-10、Dextran T-5、葡萄糖 180。

1.3.4 荧光光谱测定

荧光光谱测定仪器为 F-7000 型荧光光度计(日本日立公司)。该仪器激发光源为 150 W 氙灯,PMT(光电倍增管)电压 400 V;响应时间为自动,扫描光谱进行仪器自动校正。三维荧光光谱扫描时激发波长为 220 ~ 450 nm,发射波长为 220 ~ 500 nm,扫描速度设定为 2 400 nm/min,每个样品 TOC 浓度调至 10 mol/L。

1.3.5 数据计算与统计分析

腐殖化系数(Humification ratio,HR)计算公式为

$$A = \frac{S}{T} \times 100\%$$

式中 S——腐殖质碳质量比,g/kg

T——总有机碳质量比,g/kg

腐殖化指数(Humification index,HI)计算公式为

$$B = \frac{H}{T} \times 100\%$$

式中 H——胡敏酸碳质量比,g/kg

聚合程度(Degree of polymerization,DP)计算公式为

$$C = \frac{H}{F}$$

式中 F——富里酸碳质量比,g/kg

胡敏酸占有率(Percentage of HA,PHA)计算公式为

$$D = \frac{H}{S} \times 100\%$$

采用 Excel 2016 和 Origin 2016 进行数据分析统计。

2 结果与讨论

2.1 温度和含水率

在堆肥过程中,温度的变化直接影响微生物的活性并决定有机物质的稳定性^[18]。由图 1a 可知,堆肥进行第 1 天温度逐渐升高,其中 STR 在第 2 天就达到 50℃,最高温度出现在第 4 天(56℃)且高温期(≥50℃)持续 7 d;SLR 在第 7 天达到 50℃并维持 3 d;VR 分别在第 2 天和第 16 天出现高温(50℃)但也仅维持 1 d,随后呈波动性下降,这可能是由于醋糟颗粒较大,使得堆体的孔隙较大,导致热量容易散失,到后期充足的氧气和有机物质使微生物活性增加,提高了堆肥温度。STR 有较长时间的高温期,可能是由于复杂有机成分降解为简单的小分子化合物供微生物利用造成堆肥过程中持续的高温^[19-20],加速堆肥腐熟。堆肥前期出现的短期低温现象是由翻堆所致,但不到 1 d 温度会回升,这与 MUKESH 等^[16]和 AWASTHI 等^[21]研究结果一致。

含水率是堆肥过程中重要的指标之一,水分为养分的运输和有机质的降解提供介质。堆肥过程中含水率的变化如图 1b 所示。SLR、STR 和 VR 的初始含水率分别为 63.94%、65.32% 和 67.88%,随着堆肥的进行,含水率逐渐降低,这主要是由微生物活动产生热量导致水分蒸发所致。SLR 在堆肥前 6 d 含水率增加,可能是由于部分有机物质发生水解。到堆肥结束时,SLR 的含水率较高,为 47.45%,其次是 STR,为 37.01%,VR 的含水率最低。在堆肥后期,堆体温度已降低,水分的减少主要依靠翻堆或

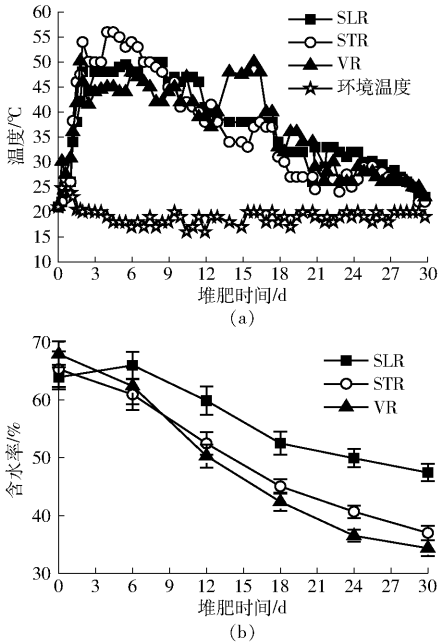


图 1 堆肥过程中温度和含水率变化曲线
Fig. 1 Changes of temperature and moisture content during composting

通气。醋糟的颗粒较大,导致堆体的通气性较好,保水性能较差,因此,在堆肥后期,与 SLR 相比,VR 的含水率下降较快。

2.2 堆肥过程酶活性的变化

2.2.1 脱氢酶和纤维素酶

脱氢酶直接参与微生物的呼吸作用,其活性可反映微生物对有机物降解能力和有机物腐殖化程度^[22-23]。3 组实验中脱氢酶活性变化均呈现先升高后逐渐降低的趋势(图 2a、2b、2c),且最高值均出现在堆肥的第 6 天(此时处在高温阶段),分别为 63.79、50.18、63.81 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ 。在高温期,微生物分泌大量脱氢酶以分解有机物质为自身的生长和繁殖提供营养。堆肥结束时,SLR 脱氢酶依然保持较高活性,为 19.25 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$,说明还存在部分不稳定有机物质;而 STR 和 VR 的脱氢酶活性较低,分别为 4.45 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ 和 1.18 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$,表明大部分有机物质已被微生物降解并转化为稳定的物质,呼吸过程减慢^[24]。由此说明,STR 和 VR 均已腐熟,而 SLR

还不稳定。

纤维素酶与纤维素代谢有关,可将纤维素水解为葡萄糖等小分子化合物。如图 2d、2e、2f 所示,在堆肥前 12 d,3 组实验的纤维素酶活性随着堆肥时间逐渐降低,主要由于温度开始上升,微生物的代谢活力和水平处在较低状态,此时微生物只利用简单易降解的小部分纤维素类有机物质,而体系中可被利用的有机物质仅供微生物大量繁殖,无法刺激微生物大量产生酶类等次生代谢产物。12 d 后,SLR 和 STR 的纤维素酶活性逐渐增加,表明易降解有机物质被消耗殆尽,微生物开始利用大分子纤维素等有机物质分解代谢,刺激微生物次生代谢,产生纤维素酶,使纤维素酶活性增加,与 SLR 相比,STR 的纤维素酶活性较高,为 5.06 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$;VR 在 12 d 以后,纤维素酶活性先增加后降低,在第 24 天后又增加,主要由于堆肥体系中水分、营养物质等减少,使微生物活性降低,次生代谢产物部分有累积。由此可见,在秸秆沼渣堆肥中更有利于纤维素的降解,从而使堆肥产品更稳定。

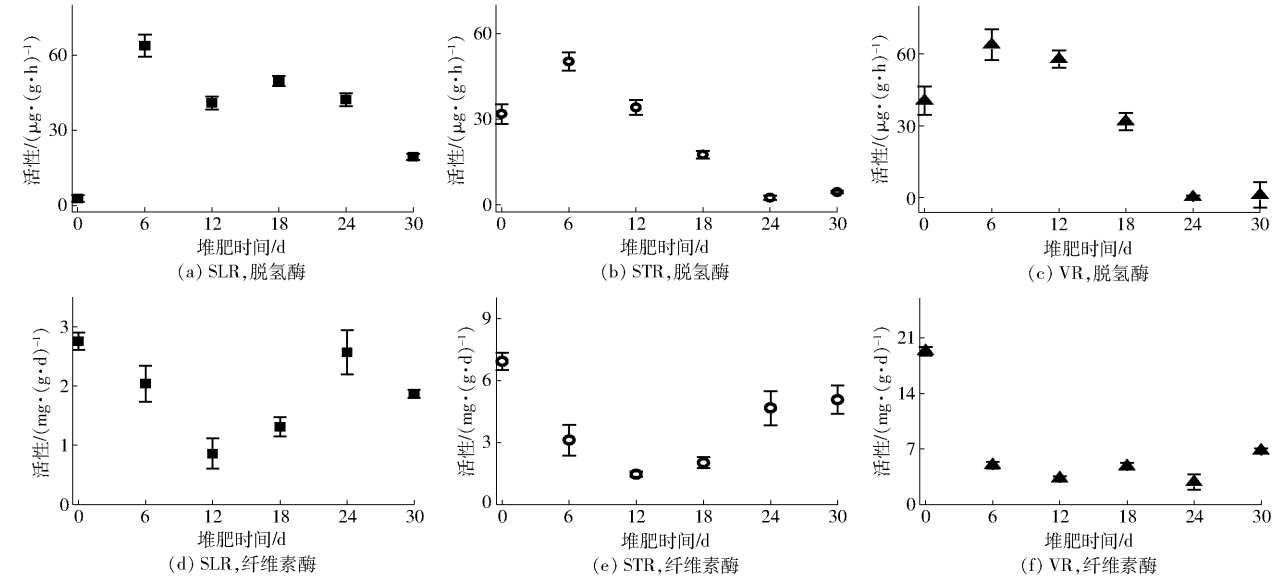


图2 堆肥过程中脱氢酶和纤维素酶活性变化

Fig.2 Changes of dehydrogenase and cellulase activities during composting

2.2.2 脲酶和多酚氧化酶

脲酶是一种与氮素循环有关的酶,可促进脲素分子中的酰胺键水解,其活性的高低反映有机物降解过程中含氮物质的矿化进程,是表征堆肥腐殖化的重要指标^[25]。图 3a、3b、3c 为不同沼渣堆肥过程中脲酶活性变化情况。在堆肥前期 SLR 和 STR 呈现逐渐降低的趋势,其原因是开始时易降解有机物质充足,微生物分泌的脲酶将有机物中的脲素态氮水解为氨,随着堆肥的进行,脲素态氮含量减少和微生物活性减弱导致脲酶活性减弱;而 VR 则为先降低后增加,其中在第 6 天最低(0.39 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$),第 18 天达到最大值(270.47 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$),这可能由于

在第 6 天时,pH 值较低(4.44),抑制了脲酶活性,随后 pH 值增加,脲酶活性增加。在堆肥 18 d 后,脲酶活性降低,直至堆肥结束。在堆肥结束时,STR 的脲酶活性最低,为 1.93 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$,其次为 VR (5.45 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$),SLR 最高,为 6.22 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$,说明 STR 组有机物质处于稳定状态且腐殖化程度较高。

多酚氧化酶可以将一些芳香族化合物氧化为醌,同时催化醌与堆肥体系中的蛋白质、氨基酸、糖类及矿物质等反应生成交联状的稳定大分子物质,利于堆肥的腐殖化^[6]。由图 3d 可以看出,SLR 的多酚氧化酶活性在整个堆肥过程较低,这可能是因为污泥沼渣中多蛋白质等易降解有机物质,可刺激微生物

物分泌酶的底物含量较少,导致微生物分泌的多酚氧化酶较少;STR 和 VR 在初始时多酚氧化酶活性较高,在第 6 天最低,随后变化不大,但 VR 在 24 d 时增加随后又降低,可能是由于微生物活性降低导致次生代谢产物的累积;与 SLR 和 VR 相比,STR 在

整个堆肥过程中多酚氧化酶活性较高,在堆肥结束时,为 2.04 mg/(g·h),说明秸秆沼渣堆肥在后期以蛋白质、氨基酸等物质为营养物质的异养微生物代谢活性较低,促进腐殖质的形成,从而加速堆肥腐殖化进程。

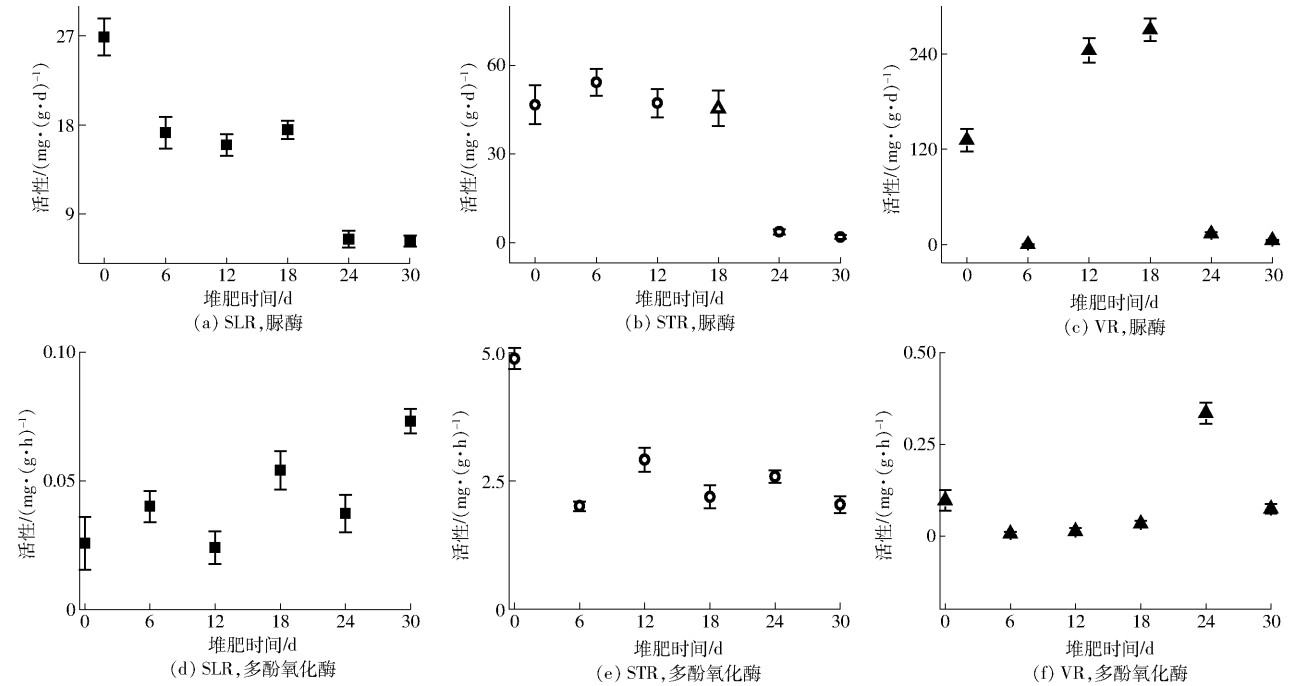


图 3 堆肥过程中脲酶和多酚氧化酶活性变化

Fig. 3 Changes of urease and polyphenol oxidase activities during composting

2.3 腐殖质各组分含量及腐殖化程度的变化

堆肥过程中,纤维素被微生物降解后转化为小分子化合物,如多糖等,此类小分子物质具有良好的生物降解性能并与氨基化合物聚合,可形成腐殖质的前体物质^[7]。如表 2 所示,堆肥后,HS-C 含量增加,且 STR 中 HS-C 含量最高,SLR、STR 和 VR 分别增加了 5.71%、10.56%、1.53%。腐殖质主要是由胡敏酸和富里酸组成的一系列与微生物和酶有关的高分子有机聚合物。堆肥的腐殖化过程使 HA-C 含量增加,而 FA-C 含量降低,这与许多前人的研究结果一致^[7,9,26]。SLR、STR 和 VR 处理 HA-C 质量比

分别增加了 17.55、17.30、3.07 g/kg,并且 STR 胡敏酸含量最高,这可能与原料中纤维素含量有关,同时影响微生物和酶的活性。堆肥后,SLR 的 FA-C 含量变化最大,减少了 31.33%,STR 次之,VR 变化最小。有研究表明富里酸减少主要是由于富里酸的分子较小,微生物可以利用转化为分子大且结构复杂稳定的胡敏酸^[27]。

堆肥过程的腐殖化不仅要考虑腐殖质、胡敏酸和富里酸含量的变化,更要认清这些参数与 TOC 以及它们之间的相互关系。HR、HI、DP 和 PHA 在堆肥前后变化如表 2 所示。在堆肥过程中有机碳逐渐

表 2 不同沼渣堆肥前后腐殖质各组分及 HR、HI、DP、PHA 变化

Tab. 2 Changes of humus composition, HR, HI, DP and PHA before and after composting

腐殖化参数	堆肥前			堆肥后		
	SLR	STR	VR	SLR	STR	VR
HS-C 质量比/(g·kg ⁻¹)	68.51 ± 3.21	98.80 ± 2.34	89.91 ± 1.26	72.66 ± 4.51	110.50 ± 3.65	91.31 ± 4.25
HA-C 质量比/(g·kg ⁻¹)	25.77 ± 1.25	56.30 ± 2.95	46.87 ± 0.92	43.32 ± 1.65	73.60 ± 4.03	49.94 ± 2.15
FA-C 质量比/(g·kg ⁻¹)	42.74 ± 2.01	42.50 ± 1.20	43.04 ± 2.31	29.35 ± 1.05	36.90 ± 2.31	41.38 ± 1.83
HR/%	20.43 ± 0.31	22.84 ± 1.06	18.14 ± 0.56	24.67 ± 0.69	28.89 ± 0.67	19.14 ± 0.37
HI/%	7.69 ± 0.48	13.01 ± 0.57	9.46 ± 0.74	14.70 ± 0.47	19.24 ± 0.34	10.46 ± 1.01
DP	0.60 ± 0.02	1.32 ± 0.04	1.08 ± 0.08	1.47 ± 0.06	1.99 ± 0.04	1.20 ± 0.06
PHA/%	37.61 ± 2.49	56.98 ± 3.80	52.13 ± 2.93	59.61 ± 2.32	66.60 ± 4.63	54.69 ± 2.73

注:HS-C 表示腐殖质碳,HA-C 表示胡敏酸碳,FA-C 表示富里酸碳。

腐殖化,最终使得堆肥系统稳定。堆肥后 HR 增加,表明碱性条件下可溶性碳含量增加,而 HI 的增加则表明腐殖质的结构逐渐复杂,腐殖质分子在逐渐增大。在堆肥过程中,前体物质不仅参与了 HS 结构的形成,还增加 HS 的芳香化程度。DP 表示在 HS 中 HA 与 FA 的比例,堆肥后 DP 的增加表明堆肥过程中小分子 FA 转化为大分子 HA,增加了 HS 的复杂程度。PHA 表示 HA 在 HS 中占有率,堆肥后 PHA 增加,表明 HA 在 HS 中的含量增加,由此表明 HA 是构成 HS 的主要组分。堆肥后,相比 SLR 和 VR,STR 的 HR、HI、DP 和 PHA 最大,分别为 28.89%、19.24%、1.99 和 66.60%,其次为 SLR,VR 最小,这可能原因是在 STR 中,纤维素的降解可提供更多的芳香化合物,使腐殖质的结构更加复杂和稳定,加快堆肥腐熟。

2.4 堆肥前后腐殖酸分子量的变化

堆肥使有机物质逐渐稳定,转化为腐殖质类物质,即将小分子转化为大分子。腐殖酸主要是由胡敏酸和富里酸组成,其中胡敏酸的分子量较大。如图 4 所示,堆肥后腐殖酸的分子量增加,其中 SLR 在堆肥前后腐殖酸分子量的变化不明显,胡敏酸和富里酸的分子量分别从堆肥前 2 024 Da 和 585 Da 变为堆肥后 2 061 Da 和 566 Da。对于 STR 和 VR,腐殖酸的分子量分别从堆肥前 3 284 Da 和 2 090 Da 变为堆肥后 3 929 Da 和 3 990 Da,主要原因是堆肥后胡敏酸的分子量增加,使腐殖酸分子量增加。堆肥前后 SLR 中腐殖酸分子量没有变,但其胡敏酸的含量增加(表 2),说明在 SLR 中是小分子之间相互作用形成大分子胡敏酸,而大分子胡敏酸与小分子

之间几乎不发生相互作用。而对于 STR 和 VR,不仅小分子之间发生相互作用,而且小分子与大分子胡敏酸之间也会发生相互作用,使胡敏酸的分子量增加,最终使腐殖质的分子量增加。

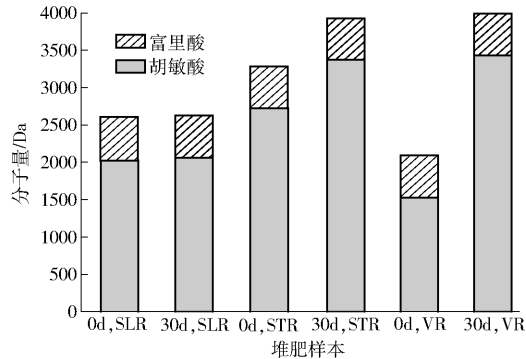


图 4 堆肥前后腐殖质各组分分子量变化
Fig. 4 Molecular weight changes of humus component before and after composting

2.5 溶解性有机物的三维荧光特性变化

腐殖质一般是含有大量有机物、结构复杂且不均匀的混合物,也包括不同基团和分子量的多聚体以及各种荧光基团^[28]。图 5(图中 E_x 、 E_m 表示激发波长、发射波长)为不同沼渣堆肥前后 DOM 的三维荧光光谱变化。不同来源的 DOM 可能具有不同的荧光基团,主要为类蛋白荧光峰、简单芳香蛋白荧光峰、可见光区类腐殖酸峰和紫外光区类腐殖酸峰^[29-31]。如图 5f 所示,堆肥后出现了 4 个不同的荧光峰,在图中标记为 A、B、C 和 D,其中 A 表示可见光区类腐殖酸物质,B 表示紫外光区类蛋白,C 和 D 表示紫外光区类腐殖酸和简单芳香蛋白。在堆肥前,SLR、STR 和 VR 主要含 B 和 D 两类荧光物质,

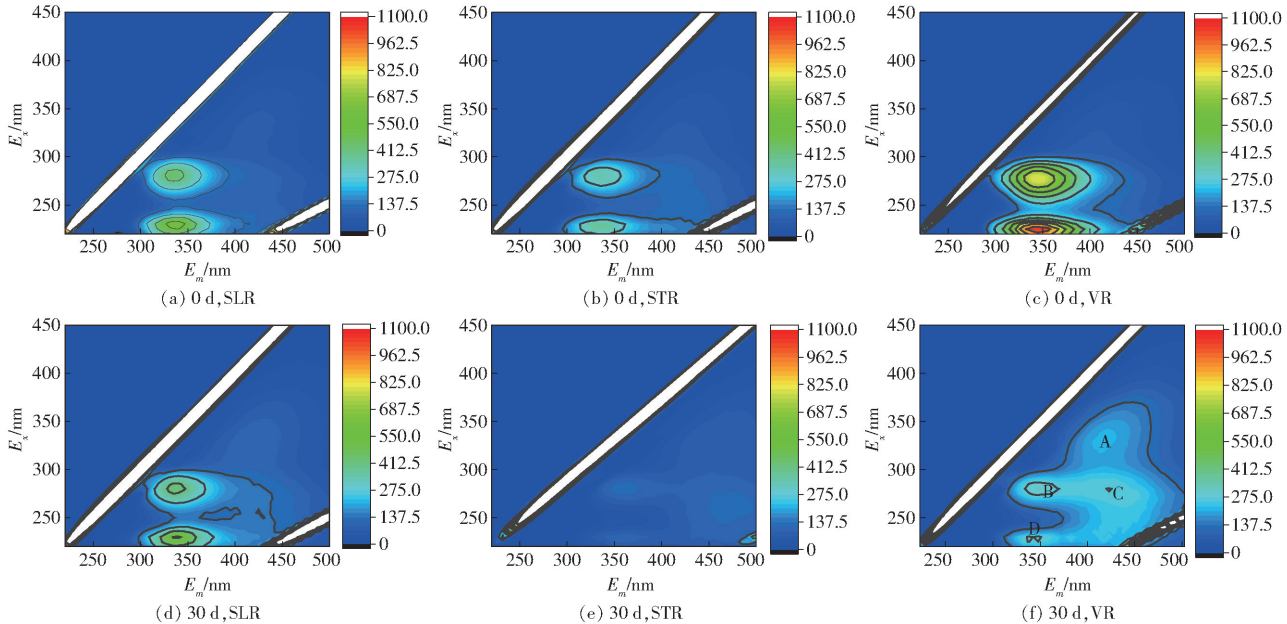


图 5 堆肥前后溶解性有机碳三维荧光光谱变化
Fig. 5 EEM changes of dissolved organic carbon before and after composting

且 VR 中含量更高。堆肥后,SLR 处理出现了 A 类物质,B 和 D 变化不明显,但在 STR 和 VR 中出现了 A 和 C 两类物质,并且 B 和 D 两类物质含量减少,说明 A 和 C 可能是由 B、D 类物质转化而成。与 STR 比,VR 更明显,可能是由于 VR 中 B、D 类物质含量多。由此可见,秸秆沼渣和醋糟的堆肥腐殖化效果较好。

3 结论

(1)分别以污泥沼渣、秸秆沼渣和醋糟为主要

原料,与餐厨废弃物和牛粪联合进行 30 d 堆肥实验。结果表明,相比污泥沼渣,以秸秆沼渣和醋糟为主要原料可加快堆肥腐殖化进程。

(2)秸秆沼渣堆肥过程中纤维素酶和多酚氧化酶具有较高的活性,脱氢酶和脲酶活性先增加后降低,加速了有机物的水解和腐殖化。

(3)相比秸秆沼渣和醋糟,污泥沼渣堆肥形成的腐殖酸分子较小,而且是小分子物质之间相互聚合形成分子量较大的胡敏酸分子,为沼渣堆肥产品的应用提供依据。

参 考 文 献

[1] 崔耀明,董晓芳,佟建明,等. 山西老陈醋醋糟营养成分分析[J]. 饲料工业, 2015, 36(1): 24-29.
CUI Yaoming, DONG Xiaofang, TONG Jianming, et al. Analysis on the nutrient composition of vinegar residues in Shanxi Province[J]. Feed Industry, 2015, 36(1): 24-29. (in Chinese)

[2] RIHANI M, MALAMIS D, BIHAOUI B, et al. In-vessel treatment of urban primary sludge by aerobic composting[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(15): 5988-5995.

[3] 宋彩红,贾璇,李鸣晓,等. 沼渣与畜禽粪便混合堆肥发酵效果的综合评价[J]. 农业工程学报, 2013, 29(24): 227-234.
SONG Caihong, JIA Xuan, LI Mingxiao, et al. Comprehensive evaluation of co-composting fermentation effect of biogas residue mixed livestock manure[J]. Transactions of the CSAE, 2013, 29(24): 227-234. (in Chinese)

[4] SONG C, LI M, JIA X, et al. Comparison of bacterial community structure and dynamics during the thermophilic composting of different types of solid wastes: anaerobic digestion residue, pig manure and chicken manure[J]. Microbial Biotechnology, 2014, 7(5): 424-433.

[5] KOMILIS, DIMITRIOS, KONTOU, et al. A modified static respiration assay and its relationship with an enzymatic test to assess compost stability and maturity[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(10): 5863-5872.

[6] 梁东丽,谷洁,秦清军,等. 接种菌剂对猪粪高温堆肥中酶活性的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(9): 243-248.
LIANG Dongli, GU Jie, QIN Qingjun, et al. Effects of inoculants on enzymes activities of pig manure during high temperature composting[J]. Transactions of the CSAE, 2009, 25(9): 243-248. (in Chinese)

[7] WU J, ZHAO Y, ZHAO W, et al. Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting[J]. Bioresource Technology, 2017, 226: 191-199.

[8] ZHOU Y, SELVAN A S, WONG J, et al. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues[J]. Bioresource Technology, 2014, 168: 229-234.

[9] ZHAO Y, ZHAO Y, ZHANG Z, et al. Effect of thermo-tolerant actinomycetes inoculation on cellulose degradation and the formation of humic substances during composting[J]. Waste Management, 2017, 68: 64-73.

[10] 常瑞雪,王骞,甘晶晶,等. 易降解有机质含量对黄瓜秧堆肥腐熟和氮损失的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(1): 231-237.
CHANG Ruixue, WANG Qian, GAN Jingjing, et al. Influence of easily-degraded organic matter content on maturity and nitrogen loss during composting of cucumber vine[J]. Transactions of the CSAE, 2017, 33(1): 231-237. (in Chinese)

[11] WANG X, PAN S, ZHANG Z, et al. Effects of the feeding ratio of food waste on fed-batch aerobic composting and its microbial community[J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 397-404.

[12] ZHOU J M. Effect of turning frequency on co-composting pig manure and fungus residue[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2017, 67(3): 313-321.

[13] 邱珊,赵龙彬,马放,等. 添加秸秆对厌氧发酵残余物沼渣堆肥影响的研究[J]. 中国沼气, 2017, 35(1): 35-39.
QIU Shan, ZHAO Longbin, MA Fang, et al. Effect of adding straw on coposting of biogas fermentation residue[J]. Chinese Biogas, 2017, 35(1): 35-39. (in Chinese)

[14] SONG C, LI M, XI B, et al. Characterisation of dissolved organic matter extracted from the bio-oxidative phase of co-composting of biogas residues and livestock manure using spectroscopic techniques[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2015, 103: 38-50.

[15] 黄光群,黄晶,张阳,等. 鸡粪沼渣联合好氧堆肥基质降解与气体排放研究[J/OL]. 农业机械学报, 2016, 47(9): 220-226.
HUANG Guangqun, HUANG Jing, ZHANG Yang, et al. Substrate degradation and gases emission during co-composting of chicken manure digestion [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(9): 220-226. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20160931&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2016.09.031. (in Chinese)

- [16] MUKESH K, AKHILESH K, PUSHPENDRA S, et al. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste; characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 182: 200–207.
- [17] 李振高, 骆永明, 滕应. 土壤与环境微生物研究法 [M]. 北京: 科学出版社, 2008.
- [18] LIU D, ZHANG R, WU H, et al. Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(19): 9040–9049.
- [19] SUTHAR S, MUTIYAR P, SINGH S. Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 116(13): 214–219.
- [20] ZENG G, YU M, CHEN Y, et al. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(1): 222–227.
- [21] AWASTHI M, PANDEY A, KHAN J, et al. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 168(3): 214–221.
- [22] LI S Y, LI J J, YUAN J, et al. The influences of inoculants from municipal sludge and solid waste on compost stability, maturity and enzyme activities during chicken manure composting [J]. *Environmental Technology*, 2017, 38(13–14): 1770–1778.
- [23] KONG Z, WANG X, LIU Q, et al. Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 207: 366–377.
- [24] RORAT A, SULEIMAN H, GROBELAK A, et al. Interactions between sewage sludge-amended soil and earthworms—comparison between *Eisenia fetida* and *Eisenia andrei* composting species [J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(4): 3026–3035.
- [25] 时红蕾, 王晓昌, 李倩. 四环素对人粪便好氧堆肥过程中酶活性及腐熟的影响 [J]. *环境化学*, 2018, 37(2): 209–215.
SHI Honglei, WANG Xiaochang, LI Qian. Effects of tetracycline in human feces on its aerobic composting process: enzyme activities and compost maturity [J]. *Environmental Chemistry*, 2018, 37(2): 209–215. (in Chinese)
- [26] ABDEL-RAHMAN M A, EI-DIN M N, REFAAT B M, et al. Biotechnological application of thermotolerant cellulose-decomposing bacteria in composting of rice straw [J]. *Annals of Agricultural Sciences*, 2016, 61(1): 135–143.
- [27] DIAS B O, SILVA C A, HIGASHIKAWA F S, et al. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradation and humification [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(4): 1239–1246.
- [28] ZHU G, WANG C, DONG X, et al. Fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy analysis of landfill leachate DOM in coagulation-flocculation process [J]. *Environmental Technology*, 2016, 38(12): 1489–1497.
- [29] 闫金龙, 江韬, 赵秀兰, 等. 含生物质炭城市污泥堆肥中溶解性有机质的光谱特征 [J]. *中国环境科学*, 2014, 34(2): 459–465.
YAN Jinlong, JIANG Tao, ZHAO Xiulan, et al. Spectral characteristics of dissolved organic matter in co-composting process of municipal sludge with biochar [J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(2): 459–465. (in Chinese)
- [30] 李丹, 何小松, 席北斗, 等. 生活垃圾堆肥渗滤液污染物组成与演化规律研究 [J]. *环境科学*, 2013, 34(7): 2918–2924.
LI Dan, HE Xiaosong, XI Beidou, et al. Composition and transformation of leachates during municipal solid waste composting [J]. *Environmental Science*, 2013, 34(7): 2918–2924. (in Chinese)
- [31] BAKER A. Fluorescence properties of some farm wastes: implications for water quality monitoring [J]. *Water Research*, 2002, 36(1): 189–195.