

食用菌菌糠堆肥化发酵特性及腐熟进程

徐瑞蔓¹ 李茜¹ 孙宇¹ 陈迪¹ 赵洪颜¹ 袁旭峰² 朴仁哲^{1*}

(1. 延边大学 农学院, 吉林 延吉 133002;

2. 中国农业大学 农学院, 北京 100193)

摘要 为探究外源木质纤维素分解菌微生物复合系对食用菌菌糠堆肥腐熟化的腐熟进程, 开发食用菌菌糠的肥料化处理技术, 将食用菌菌糠与猪粪混合堆制。以未添加木质纤维分解菌复合系的堆肥为对照, 探讨木质纤维分解菌复合系对食用菌菌糠堆肥化发酵特性与腐熟进程的影响。结果表明: 添加木质纤维素分解菌复合系的堆体比不添加对照处理的堆体提前 3 d 达到 50 °C; 堆制结束时, 添加木质纤维素分解菌复合系堆体中的纤维素、半纤维素和木质素的分解率分别为 17.33%、7.26% 和 12.02%, 为对照堆体的 1.08、1.56 和 1.44 倍; 从 C/N、pH、EC、萝卜种子发芽指数等综合评价, 添加木质纤维素分解菌复合系的堆肥时间为 56 d, 而对照为 66 d, 添加木质纤维素分解菌复合系缩短食用菌菌糠的腐熟进程达 10 d。

关键词 食用菌菌糠; 木质纤维素分解菌复合系; 堆肥化; 发酵进程

中图分类号 S141.4 **文章编号** 1007-4333(2022)03-0181-13 **文献标志码** A

Fermentation characteristics and decay process of edible fungi and bran composting

XU Ruiman¹, LI Xi¹, SUN Yu¹, CHEN Di¹, ZHAO Hongyan¹, YUAN Xufeng², PIAO Renzhe^{1*}

(1. College of Agriculture, Yanbian University, Yanji 133002, China;

2. College of Agriculture and Biotechnology, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract In order to explore the decomposing process of exogenous lignocellulose degradation bacteria compound complex during edible fungus chaff composting, a fertilizer treatment technology of edible fungus chaff was developed. The edible fungus chaff and pig manure were mixed and composted. The compost without adding lignocellulosic bacteria compound complex was used as a control to explore the effect of lignocellulosic bacteria on the composting and fermentation characteristics and maturity of edible fungus chaff. The results showed: The stack with lignocellulose degradation bacteria compound system reached 50 °C 3 days earlier than the control treatment; At the end of composting, the decomposition rates of cellulose, hemicellulose, and lignin in the plant were respectively 17.33%, 7.26% and 12.02%, which were 1.08, 1.56 and 1.44 times of the control pile; From the comprehensive evaluation of C/N, pH, EC, and radish seed germination index, the composting time of the composite system of lignocellulosic bacteria was 56 d and that of control was 66 d. The composite system of lignocellulosic bacteria shortened the maturation process of edible fungi by 10 d.

Keywords edible fungus chaff; lignin cellulose decomposes the bacterial complex; composting; fermentation process

食用菌是我国的五大种植产业之一^[1-2]。每年食用菌的栽培量都非常大, 但食用菌栽培后菌糠的利用率仅为 33% 左右^[3-4]。食用菌的栽培区域广泛, 各地栽培原料不同。东北地区的菌糠主要以农

收稿日期: 2021-08-13

基金项目: 吉林省科学技术厅公益性行业(农业)科研专项经费项目(201503137); 吉林省科技厅项目(2019100138XH, 20200403028SF, 20200402040NC); 吉林省教育厅科学研究项目(JJKH20191130KJ)

第一作者: 徐瑞蔓, 硕士研究生, E-mail: 243449851@qq.com

通讯作者: 朴仁哲, 教授, 主要从事农业废弃物处理与人参栽培研究, E-mail: rzpiao@yzu.edu.cn

作物秸秆为原料,由于东北地区气温低,菌糠量大,无法靠天然快速分解,菌糠被随意堆放造成环境污染,资源被浪费。目前堆肥处理是处理废弃菌糠最经济有效的方法。

菌糠有机肥能够改良土壤使作物增产并且改善作物品质^[5-6]。雷琬莹等^[7]研究发现按 m (黑木耳菌糠) : m (牛粪)按 7 : 3 的比例堆制有机肥,腐熟后有机肥中氮素与 P_2O_5 的含量均有所增加,大大提高了种子发芽指数。可以通过施用菌糠有机肥进行改良盐碱土壤,施用木耳菌糠与鸡粪混合堆制后的有机肥可以显著提高盐碱地中蒜苗的生长水平^[8]。堆肥过程中产生丰富的微生物菌系和生物酶,对许多化学成分都有降解作用^[9-10],还可以脱色污水^[11]。菌糠中含有大量蛋白质、粗纤维、粗脂肪和许多活性物质^[12],可以为作物生长提供营养源,通过制成有机肥还可以改善贫瘠的土壤。食用菌菌糠中含有大量难以降解的木质纤维素,主要包括纤维素、半纤维素与木质素,该三者之间差异较大,但紧密结合,各自对应的降解酶也不同,因此,单一的微生物并不能将菌糠分解。Zang 等^[13]研究发现在牛粪-水稻稻草堆肥时添加纤维素分解菌 DN-1 来调控 β -葡萄糖酶的活性,可以显著提高牛粪-水稻稻草堆肥中纤维素的分解效率。此外,王伟东等^[14]将微生物复合菌 WSC-6 接种到稻秆上,3 d 时稻秆的分解效率就达到了 81.3%,说明添加外源微生物菌剂可以加速木质纤维素的分解。

虽然已有对木质纤维素分解菌复合系在木质纤维素类废弃物堆肥化过程中应用的大量研究,但在食用菌菌糠堆肥化利用方面的研究尚少。食用菌菌糠是木质纤维素含量较高的废弃物,提高食用菌菌

糠的分解效率十分必要。因此,本研究拟将食用菌菌糠与猪粪混合堆制,以未添加木质纤维分解菌的堆肥为对照,探讨外源木质纤维分解菌复合系对食用菌菌糠堆肥的影响,比较添加外源微生物分解菌复合系的与否对菌糠堆肥中纤维素、半纤维素及木质素降解效率的影响,以期为添加微生物分解菌复合系来加速菌糠堆肥进程,提高堆肥品质提供参照依据。

1 材料与方法

1.1 堆制材料及堆制方法

试验地点为延边大学实践基地,试验材料为食用菌菌糠和新鲜猪粪,原料的理化指标见表 1。首先按 m (食用菌菌糠) : m (猪粪) = 3 : 1 的比例混合,再用氮源添加剂调整碳氮比为 25 左右。待氮源添加剂被充分吸收,将试验材料混拌均匀,分成体积相同的 2 个堆体,堆体的体积为 5 m^3 ,高度为 1.3 m。其中一个堆体添加木质纤维素分解菌并搅拌均匀为试验组,未添加的堆体为对照。木质纤维素分解菌(MC1)由中国农业大学崔宗均课题组提供,详见参考文献[15]。2019 年 10 月 21 日准备完成后在延边大学温室进行自然发酵。自然发酵过程采用人工翻堆的方式:当堆体温度上升到 50 ℃开始翻堆,每隔 2 d 翻堆一次;温度下降到 35 ℃以后每 5 d 翻堆一次。试验共堆制 66 d,将开始堆制的第一天作为第 0 d,每隔 2 d 取一次样,分别在距堆体顶部 30、80 和 100 cm 深处,各层采用对角线五点取样法取样后混合均匀,测定样品中纤维素、半纤维素和木质素的含量,其余样品风干磨碎后过 70 目筛,作为测定理化指标的待测样品。

表 1 原料的理化指标

Table 1 Physical and chemical indicators of raw materials

原料种类 Type of raw materials	有机质/% Organic matter	全氮/% Total nitrogen	全磷/% Total phosphorus	全钾/% Total potassium	C/N	含水量/% Moisture	pH
食用菌菌糠 Edible fungus chaff	74.20	2.08	0.26	1.37	35.60	51.20	7.40
猪粪 Pig manure	28.90	5.16	7.65	0.28	5.56	65.80	8.20

1.2 发酵参数的测定

采用多路温度记录仪记录堆体的温度及室温。pH 和 EC 的测定参照程斐等^[16]的方法,待测样品按照 V(水) : m(样品)=5 : 1 浸提。取风干样品 10 g,加入蒸馏水 50 mL,剧烈震荡 5 min,静止 30 min 以后过滤得到澄清液,pH 使用 SX-620 pH 计进行测定读取数值,电导率使用 DDSJ-308A 电导率仪进行测定读取数值。

堆肥的理化指标测定主要参照鲍士旦^[17]编著的《土壤农化分析》。

将风干的样品过 1 mm 的筛子,通过 ANKOM200 纤维素分析仪进行中性洗涤和酸洗,测定样品中半纤维素的含量,然后用 72% 的浓硫酸洗涤,并在马弗炉中灰化,测定样品中的纤维素、半纤维素和木质素的含量,计算公式如下:

$$\text{半纤维素含量} =$$

$$[(m_2 - m_3) - (C_0 - C_1)]/m_1 \times 100\%$$

$$\text{纤维素含量} =$$

$$[(m_3 - m_4) - (C_0 - C_2)]/m_1 \times 100\%$$

$$\text{木质素含量} =$$

$$[(m_4 + m_5 - m_6) - (C_0 + C_3 - C_4)]/m_1 \times 100\%$$

式中: m_1 为待测样品质量,g; m_2 为中性溶液洗涤后待测样品与滤袋的总质量,g; m_3 为酸性溶液洗涤后待测样品与滤袋的总质量,g; m_4 为硫酸洗涤后待测样品与滤袋的总质量,g; m_5 为空坩埚的质量,g; m_6 为马弗炉灰化后的坩埚质量,g; C_0 为空白滤袋的质

量,g; C_1 为酸性溶液洗涤后空白滤袋的质量,g; C_2 为硫酸溶液洗涤后空白滤袋的质量,g; C_3 为空白滤袋的坩埚质量,g; C_4 为空白滤袋灰化后的坩埚质量,g。

称量 10 g 样品,加入 50 mL 蒸馏水,摇床震荡 30 min,离心 10 min 获得清液。将滤纸放入无菌的 9 cm 培养皿中,20 粒萝卜种子均匀地放入培养皿中加入 5 mL 提取液,以蒸馏水为对照,在 25 ℃ 恒温培养室培养 48 h,测定发芽率和根长,发芽指数 GI(%)=(处理平均发芽率×处理平均根长)/(对照平均发芽率×对照平均根长)×100。

1.3 数据分析方法

采用 Excel 2010 与 SPSS 17 对原始数据进行数据处理和方差分析。

2 结果与分析

2.1 MC1 处理对堆肥温度的影响

添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体的温度见图 1。与对照堆体相比,添加木质纤维素分解菌复合系的堆体温度上升的速率更快;在第 3 天添加木质纤维素分解菌复合系的堆体就已经进入了高温分解期(>50 ℃)并且一直持续到堆制的第 45 天,在第 21 天温度达到最高 63 ℃,添加木质纤维素分解菌复合系延长了堆肥嗜热阶段,有利于底物的有效生物转化,彻底杀死病原体和昆虫卵。对照堆体在第 6 天才进入高温分解期,第 54 天开始进入降温

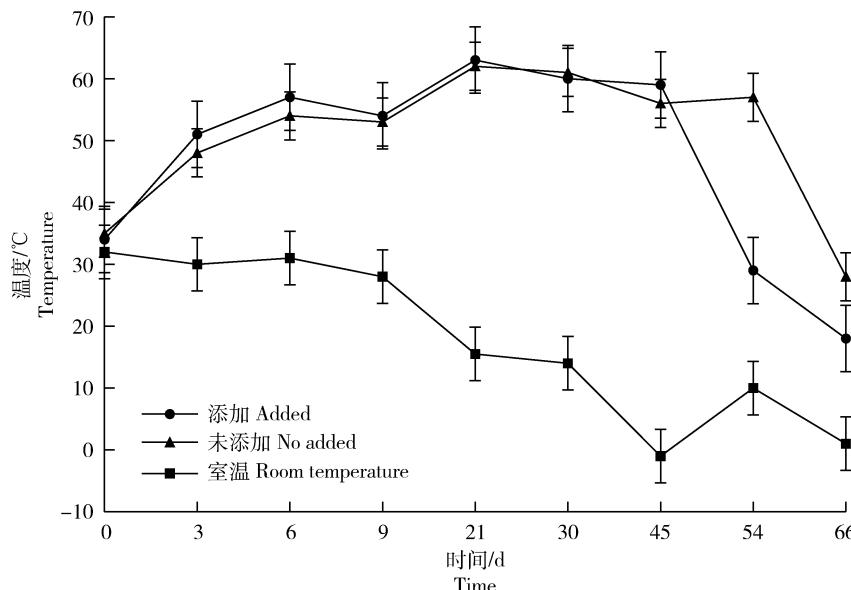


图 1 添加及未添加木质纤维素分解菌处理在堆肥过程中温度的变化

Fig. 1 Temperature changes in lignocellulose-degrading bacteria added and not added treatments during composting

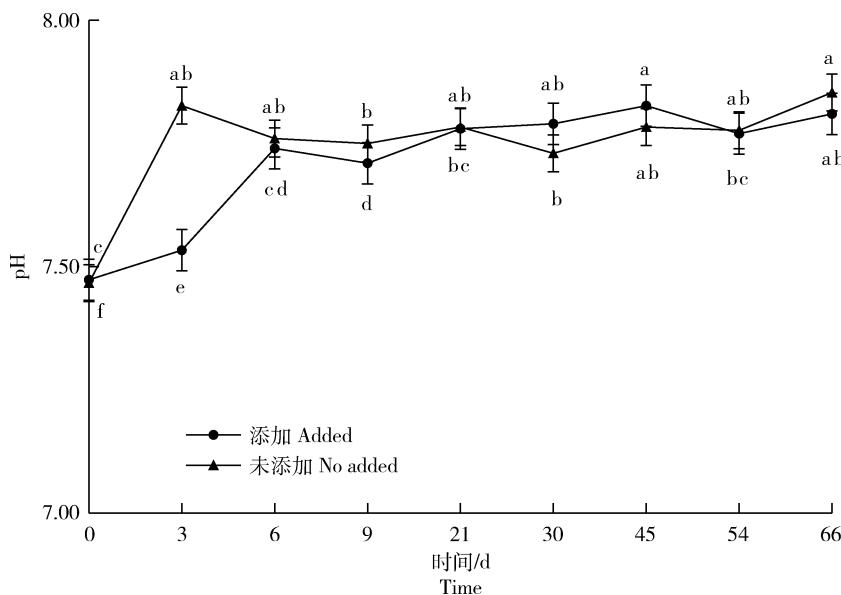
阶段,而添加木质纤维素分解菌复合系的堆体从第45天温度就开始下降,进入降温期。相比于对照堆体,说明添加木质纤维素分解菌复合系使堆体中的物质更快被分解,从而缩短了堆肥的腐熟化进程。2个堆体的高温期持续时间都超过了10 d,符合GB 7959—2012《粪便无害化卫生标准》中对堆肥的卫生要求^[18]。

2.2 MC1 处理对堆肥理化指标的影响

2.2.1 MC1 处理对堆肥过程中 pH 与电导率的影响

添加木质纤维素分解菌堆体及未添加对照堆体

pH 的变化见图 2。由图 2 可以看出,不同处理的 pH 都呈先上升然后平稳的趋势,整个堆肥过程中的酸碱度都处于 7.4~7.9,呈微碱性,有助于堆肥过程中微生物的生长和代谢活动。在堆肥初期,被分解的蛋白质生成大量 NH₃ 使堆肥的 pH 升高。随着 NH₃ 的挥发和有机物的降解产生有机酸,添加木质纤维素分解菌复合系的堆体在第 45~54 天时 pH 开始下降。在堆肥结束时,添加木质纤维素分解菌复合系的堆体的 pH 为 7.81,对照堆体为 7.85,均符合腐熟堆肥一般呈弱碱性的标准^[19]。



图中数值为样品 3 次重复的平均值,不同字母表示同一处理在不同时间 $P < 0.05$ 水平差异显著,下同。

The values in the figure are the average of 3 replicates of the sample, and different letters indicate has significant differences within the same treatment at different time points ($P < 0.05$). The same below.

图 2 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中 pH 的变化

Fig. 2 Changes in pH during composting after lignocellulose degrading bacteria

图 3 为添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体电导率的变化。可见:2 个堆体电导率的变化趋势相同,在堆肥初期有所上升然后下降逐渐趋于稳定;随着发酵的进行 2 个堆体中的有机物质被分解,生成大量有机酸和矿质盐,使堆体的 EC 值增加;随着温度升高,堆肥含水量下降,2 个堆体 EC 值的增长速率减缓并稳定在较高水平;在发酵后期,由于容易分解的有机物减少、产生的 CO₂、NH₃ 挥发,导致堆肥的 EC 值含量下降。堆肥结束后添加木质纤维素分解菌复合系的堆体及对照堆体的电导率分别为 1 077 和 901 $\mu\text{S}/\text{cm}$,皆低于 4 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$,符合土地安全应用的标准^[20]。

2.2.2 MC1 处理对堆肥过程中有机质及碳氮比的影响

添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体有机质含量的变化见图 4。可见:2 个堆体有机质含量的变化趋势基本相同,在堆肥初期有机碳被快速分解成大量的水溶性有机碳使有机质含量增加。从第 6 天开始,有机质的含量总体上呈下降趋势,相比于堆肥初期有机质含量最高的时期到堆肥结束时,添加木质纤维素分解菌复合系的堆体和对照堆体有机质的含量分别下降了 238.47 和 180.38 g/kg,添加木质纤维素分解菌复合系堆体的分解效率是对照堆体的 1.32 倍。

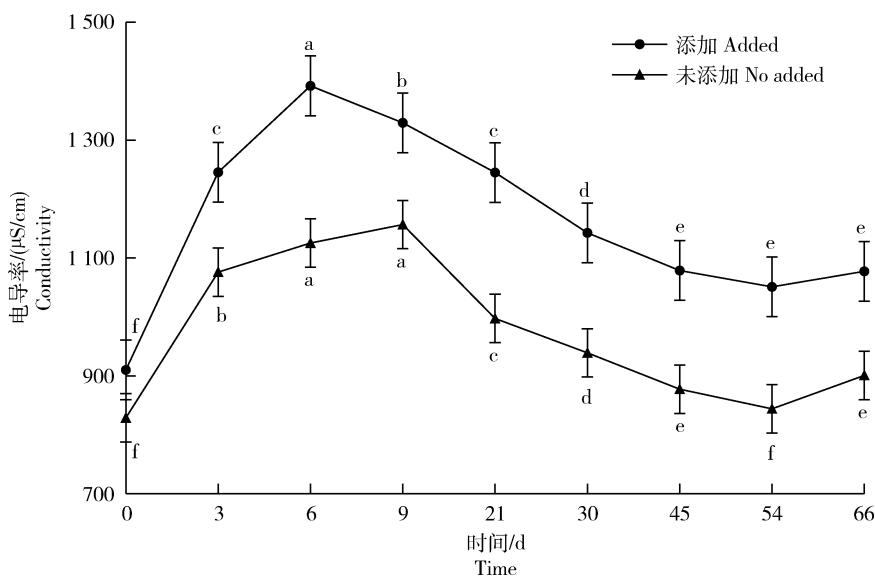


图3 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中电导率的变化

Fig. 3 Changes of conductivity during composting after lignocellulose degrading bacteria

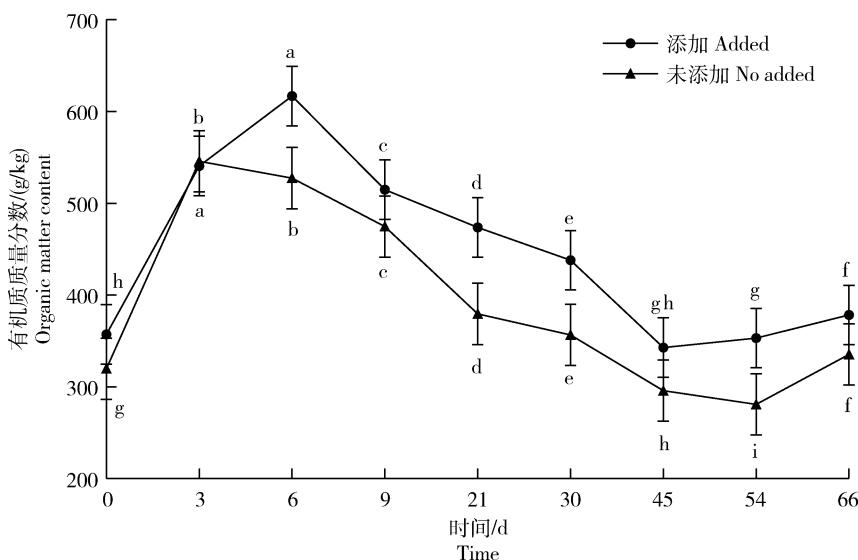


图4 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中有机质含量的变化

Fig. 4 Changes of organic matter content during composting after lignocellulose degrading bacteria

碳素和氮素是控制微生物生长的重要元素,所以堆肥的C/N比是影响堆肥发酵进程的重要指标^[21]。添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体的C/N比见图5。可知:2个堆体C/N比的变化趋于一致,在初期有些升高,达到了微生物生长适宜的C/N比,而后呈下降的趋势。C/N在堆肥后期呈下降趋势的主要原因是碳的分解效率低于氨的转换效率,堆肥结束时,添加木质纤维素分解菌复合系堆体的C/N比为18.47;对照堆体的C/N比为16.92,

均低于20,2个堆体都达到了腐熟标准^[22]。

2.2.3 MC1处理对全氮、铵态氮、硝态氮含量的影响

表2为添加木质纤维素分解菌堆体和未添加对照堆体全氮含量的变化。可知2个堆体全氮的含量呈先上升后下降最后稳定在11 g/kg的水平。前期全氮含量的增加是由于堆肥中大量有机物被分解释放出NH₃使总氮含量增加。由于氨化和矿化作用使2个堆肥中铵态氮的含量在第0—21天都处于增加的状态(图6)。在第9天时添加木质纤维素分解

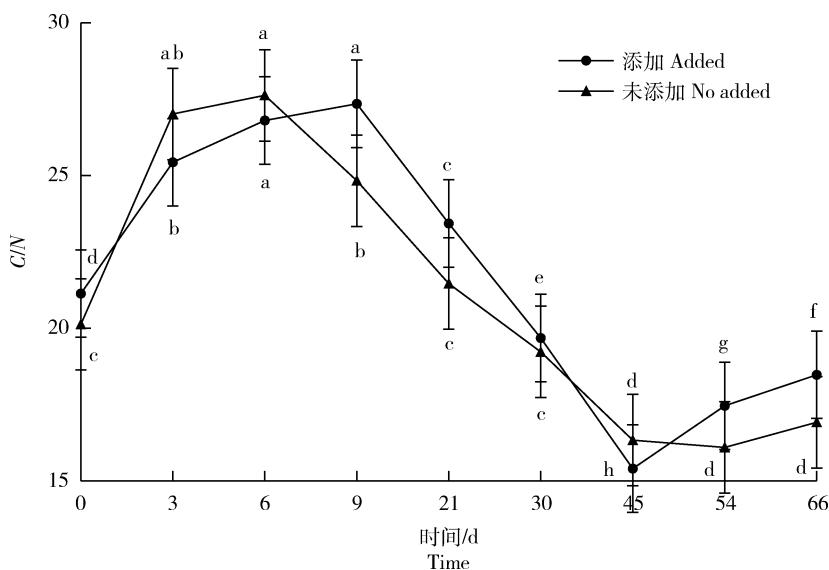


图 5 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中 C/N 的变化

Fig. 5 Changes of C/N during composting after lignocellulose degrading bacteria

表 2 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中全氮含量的变化

Table 2 Changes of total nitrogen content during composting after lignocellulose degrading bacteria

时间/d Time	添加 Added	未添加 No added
0	9.803±0.019 f	9.216±0.669 d
3	12.330±0.023 c	11.719±0.223 a
6	13.351±0.113 a	11.075±0.203 abc
9	10.920±0.087 e	11.089±0.517 abc
21	11.729±0.032 d	10.259±0.468 bcd
30	12.911±0.022 b	10.759±0.184 abc
45	12.910±0.057 b	10.507±0.534 abc
54	11.732±0.077 d	10.123±0.217 cd
66	11.880±0.093 d	11.496±0.232 ab

注:表中数值为样品 3 次重复的平均值,不同字母表示同列差异显著,

即 $P < 0.05$,下表同。Note: The values in the table are the average of 3 replicates of the sample, and different letters indicate significant differences within the same column, $P < 0.05$. The same below.

菌复合系的堆体全氮含量达到堆肥中期的最低值 10.920 g/kg,此时它的铵态氮含量达到了整个堆肥过程的最大值,说明此时氨化作用占发酵过程的主导,由于产生了大量的 NH_3 而造成了挥发损失^[23],而第 9 天时添加木质纤维素分解菌复合系的堆体硝

态氮含量也处于较低值(图 7)从而导致添加木质纤维素分解菌复合系堆体的全氮含量在第 9 天急剧下降。对照堆体堆肥中期全氮含量的最低值产生在第 21 天,这也说明了添加木质纤维素分解菌复合系加快了堆肥的发酵进程。在堆肥结束后添加木质纤维

素分解菌复合系堆体的总氮含量为 11.880 g/kg；对照堆体为 11.496 g/kg，比初始时总氮的含量有所上升^[24]，这与杨国义等^[25]的研究结果一致。

添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体铵态氮含量的变化见图 6。可见添加木质纤维素分解菌复合系的堆体与对照堆体铵态氮含量的变化都呈先上升后下降逐渐趋于稳定的趋势：堆肥前期，由于氨化作用导致堆肥中铵态氮含量的增加；添加木质纤维素分解菌复合系的堆体在第 9 天时铵态氮含量达到

最大值 402.16 mg/kg，随着不断的翻堆硝化作用成为主导作用，铵态氮的含量开始减少；对照堆体在第 21 天才达到最大值 442.43 mg/kg；在第 21 天之后铵态氮的含量才开始减少。铵态氮含量的减少被认为是堆肥腐熟的一种标志，因此添加木质纤维素分解菌复合系的堆体比对照堆体更快达到腐熟。

添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体硝态氮含量的变化见图 7。可见在硝态氮含量方面，2 个处

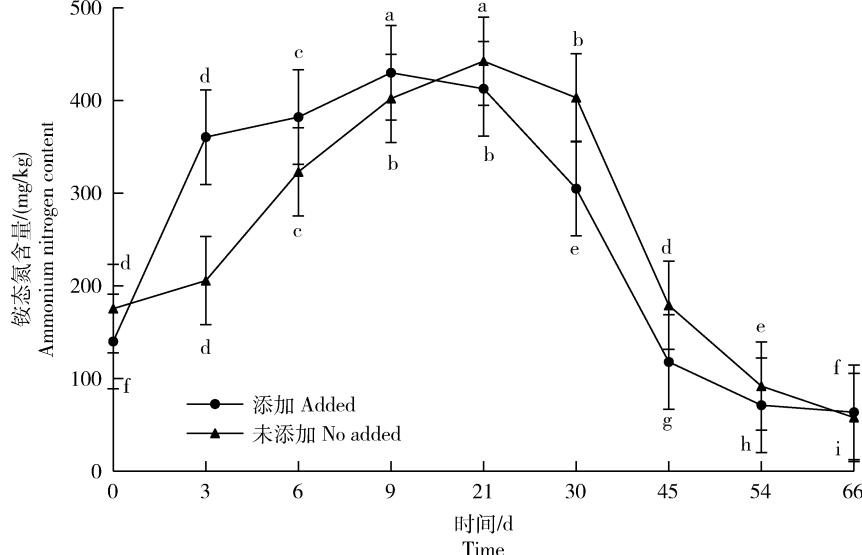


图 6 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中铵态氮含量的变化

Fig. 6 Changes of ammonium nitrogen content during composting after lignocellulose degrading bacteria

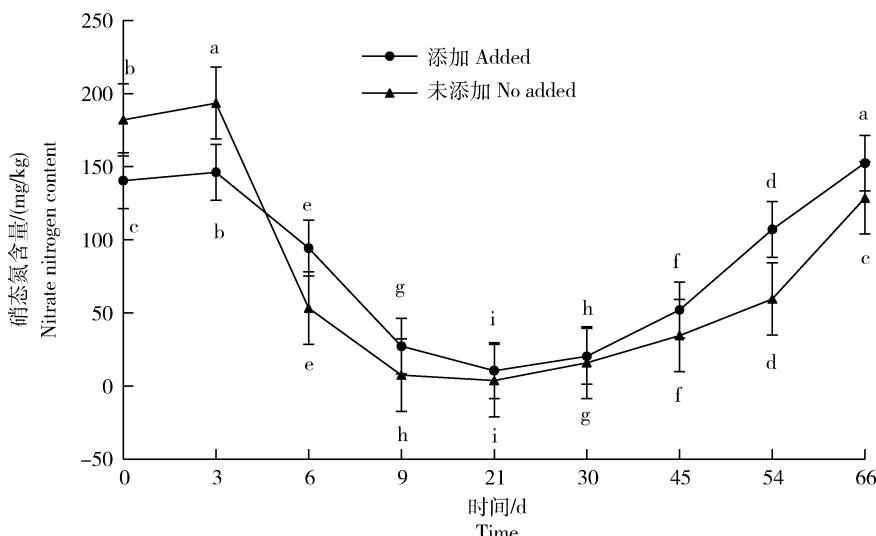


图 7 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中硝态氮含量的变化

Fig. 7 Changes of nitrate nitrogen content during composting after adding lignocellulose degrading bacteria

理的变化趋势相同,由于氨化作用前期表现为下降的趋势,后期由于硝化细菌的作用,硝态氮的含量不断增加,堆肥结束时添加木质纤维素分解菌复合系的堆体与对照堆体硝态氮的含量达 152.48 mg/kg 、 128.59 mg/kg 。

2.2.4 MC1 处理对堆肥过程中全磷、全钾含量的影响

添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体全磷、全钾的含量见表3和4。可见堆制结束时2个堆体全磷与全钾的含量均与堆制前存在显著性差异:当

堆肥结束时,添加木质纤维素分解菌复合系的堆体及对照堆体的全磷含量为 $4.951\pm0.027\text{ g/kg}$ 和 $4.098\pm0.019\text{ g/kg}$,比最初堆制时增加了 2.417 g/kg 和 1.595 g/kg ;添加木质纤维素分解菌复合系的堆体在堆肥结束时全钾的含量为 $15.600\pm0.040\text{ g/kg}$,比堆制最初时增加了 9.080 g/kg ;对照堆体为 $13.333\pm0.114\text{ g/kg}$,增加了 7.823 g/kg 。添加木质纤维素分解菌复合系堆体全磷及全钾增加的含量均高于对照堆体,是由于添加微生物复合菌系之后提高了堆体的代谢能力。

表3 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中全磷含量的变化

Table 3 Changes of total phosphorus content during composting
after lignocellulose degrading bacteria

时间/d Time	添加 Added	未添加 No added
0	$2.534\pm0.048\text{ g}$	$2.503\pm0.084\text{ g}$
3	$4.887\pm0.013\text{ d e}$	$4.315\pm0.008\text{ b}$
6	$6.380\pm0.022\text{ a}$	$4.613\pm0.015\text{ a}$
9	$4.413\pm0.007\text{ f}$	$3.896\pm0.002\text{ d}$
21	$4.931\pm0.029\text{ d}$	$3.485\pm0.017\text{ f}$
30	$5.061\pm0.001\text{ c}$	$3.812\pm0.009\text{ e}$
45	$5.303\pm0.015\text{ b}$	$3.918\pm0.020\text{ d}$
54	$4.822\pm0.020\text{ e}$	$3.953\pm0.065\text{ d}$
66	$4.951\pm0.027\text{ d}$	$4.098\pm0.019\text{ c}$

表4 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中全钾含量的变化

Table 4 Changes of total potassium content during composting
after lignocellulose degrading bacteria

时间/d Time	添加 Added	未添加 No added
0	$6.520\pm0.023\text{ g}$	$5.510\pm0.051\text{ h}$
3	$10.560\pm0.023\text{ e}$	$8.800\pm0.069\text{ g}$
6	$9.720\pm0.080\text{ f}$	$10.253\pm0.035\text{ f}$
9	$10.440\pm0.040\text{ e}$	$10.907\pm0.035\text{ e}$
21	$11.293\pm0.061\text{ d}$	$12.187\pm0.013\text{ d}$
30	$11.760\pm0.040\text{ c}$	$12.640\pm0.023\text{ c}$
45	$12.947\pm0.122\text{ b}$	$13.400\pm0.023\text{ ab}$
54	$13.013\pm0.129\text{ b}$	$13.520\pm0.069\text{ a}$
66	$15.600\pm0.040\text{ a}$	$13.333\pm0.114\text{ b}$

2.2.5 MC1 处理对堆肥过程中纤维素、半纤维素及木质素含量的影响

图8和9分别为添加木质纤维素分解菌后纤维素和半纤维素含量的变化。可见随着堆肥进程的不断推进,纤维素和半纤维素的含量也在不断减少;堆制结束时,添加木质纤维素分解菌复合系堆体的纤维素含量为15.93%,对照堆体为17.48%,分别比堆制前减少了17.33%和16.03%,添加木质纤维素分解

菌复合系堆体纤维素的降解率为对照堆体的1.08倍;添加木质纤维素分解菌复合系堆体的半纤维素含量为3.81%,对照堆体为6.37%,分别比堆制前减少了7.26%和4.64%,添加木质纤维素分解菌复合系的堆体对于半纤维素的降解率是对照堆体的1.56倍。因此,添加木质纤维素分解菌可以使微生物菌系中的微生物在堆肥中快速定殖,从而提高堆肥中纤维素及半纤维素的降解速度。

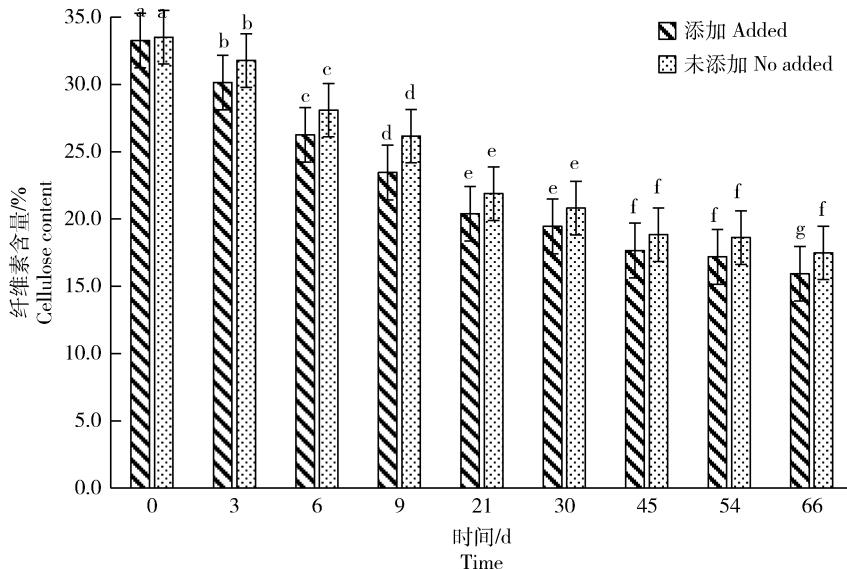


图8 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中纤维素含量的变化

Fig. 8 Changes of cellulose content during composting after lignocellulose degrading bacteria

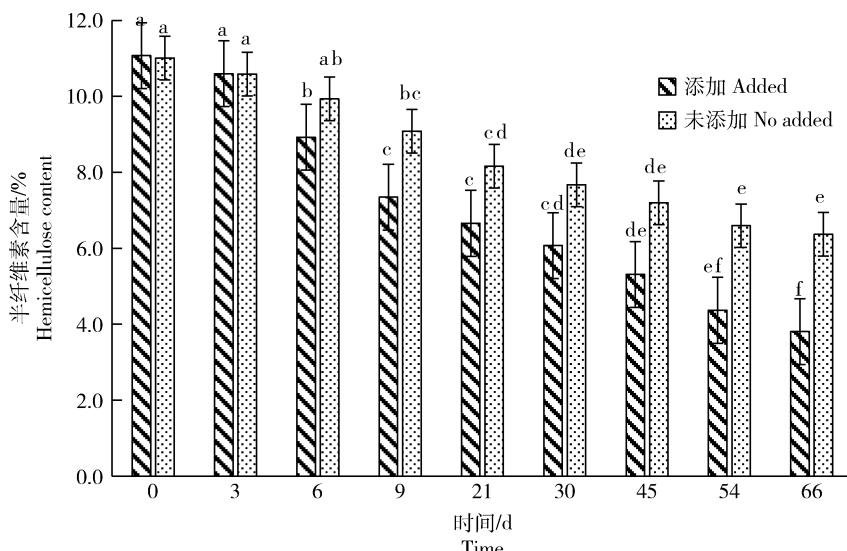


图9 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中半纤维素含量的变化

Fig. 9 Changes of hemicellulose content during composting after lignocellulose degrading bacteria

木质素由于复杂的结构、分子量大及其不溶性而很难被分解^[26]。添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体在堆肥过程中木质素含量的变化见图 10。可见:堆肥中的木质素分解效率很缓慢,添加木质纤维

素分解菌复合系堆体的木质素经过发酵从 41.83%减少到 29.81%,减少了 12.02%;对照堆体的木质素经过发酵从 41.73%减少到 33.40%,仅减少了 8.33%。

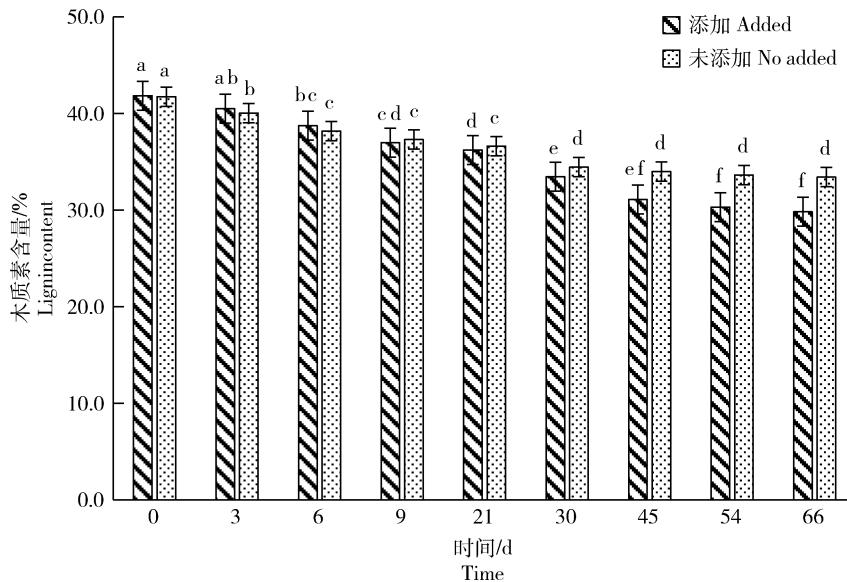


图 10 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中木质素含量的变化

Fig. 10 Changes of lignin content during composting after lignocellulose degrading bacteria

2.3 MC1 处理对堆肥过程中萝卜发芽指数的影响

添加木质纤维素分解菌堆体和对照堆体的发芽指数见图 11。可见 2 个堆体的 GI 都呈先短暂上升然后下降最后上升的趋势:起始时由于有机物分解的少所以产生的有毒物质少,但是随着堆肥进程的推进,

分解出的有毒物质对萝卜种子产生了毒害作用,并且在第 6—21 天时对照堆体的 GI 高于添加木质纤维素分解菌复合系的堆体。原因时由于添加微生物复合菌系加快了堆体中有机物的分解,产生了更多的有毒物质,这与孙旭等^[27]的研究结果一致。在堆肥结束,

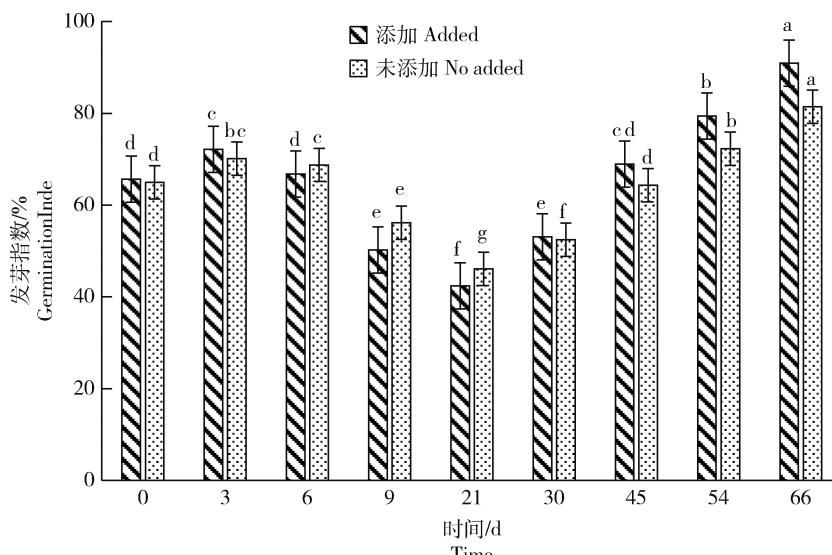


图 11 添加木质纤维素分解菌处理堆肥过程中发芽指数的变化

Fig. 11 Changes of germination index during composting after lignocellulose degrading bacteria

时,添加木质纤维素分解菌复合系堆体的GI为91%,对照堆体的GI为81%,各个处理的发芽指数都超过了80%,说明堆肥已经腐熟,对植物安全^[28]。

3 讨 论

堆肥处理可以合理利用菌糠资源,腐熟后的有机肥施入地里,可有效增加土壤的有机质含量,从而提高地力。但由于菌糠堆肥普遍存在发酵时间慢的问题,通过添加外源菌剂来提高堆肥的腐熟进程,可进一步提高菌糠的利用率。

本研究发现,后期2个堆体的有机质含量都有所上升,可能是堆肥中的固氮菌进行了固氮作用,从而使有机质的含量增加^[29]。添加木质纤维素分解菌复合系处理的堆体中,在堆制的第6天堆肥中全磷的含量增加,可能是由于堆体的原料被不断分解,造成添加微生物复合系堆体的相对体积变的更小,造成全磷含量的增加。并且添加木质纤维素分解菌复合系的堆体比对照堆体分解的量更多、速度更快,所以添加木质纤维素分解菌复合系堆体全磷的含量比对照堆体全磷的含量高。堆制结束后2个堆体的全磷及全钾的含量都有所增加,与李昌宁等^[30]的研究结果一致。

纤维素、半纤维素和木质素是食用菌菌糠中的主要物质,其相互结合后很难被一种微生物快速降解^[31],该试验中对照堆体中木质素的降解率仅为8.33%,而接种的外源木质纤维素分解菌在堆肥中快速定殖,增加了微生物的种类,在高温阶段微生物群体之间共同协作,降低产物之间的反馈抑制作用提高菌糠堆肥中木质纤维素的降解率。添加木质纤维素分解菌复合系的堆体比对照堆体的分解率更大,说明在高温期微生物的分解能力最大,这与许从峰等^[32]研究结果一致。

在正常条件下,堆肥需要经过很长时间的发酵才能腐熟,可通过向堆肥中添加外源微生物菌剂来缩短堆肥发酵的周期。郑世仲等^[33]向废弃茶渣堆肥中添加以白地霉和嗜热芽孢杆菌为主要菌种的微生物菌剂,加快茶渣快速分解使发酵周期缩短了33 d。MC1复合菌中的地衣芽孢杆菌(*Bacillus licheniformis*)就属于嗜热芽孢杆菌^[34],随着堆肥中有机物的逐渐降解和堆体温度的升高,地衣芽孢杆菌的数量逐渐增加。此时,由于堆肥中有机碳的减少,堆体中总磷的含量增加,便促进了假单胞菌的生长,所以北城假单胞菌(*Pseudomonas boreopoles*)在堆

肥的高温阶段活性增强,这与吴正松等^[35]的研究结果一致。说明在堆肥腐熟过程中地衣芽孢杆菌(*B. licheniformis*)会促进北城假单胞菌(*P. boreopoles*)的生长,从而在高温期提高堆肥中有机物的降解。此外,芽孢杆菌属的细菌还可以产生生物表面剂来促进木质纤维素的降解,所以芽孢杆菌属也是腐熟期的主要菌株^[36]。李杰等^[37]将复合菌剂添加到牛粪-秸秆堆肥中,可以使牛粪-秸秆堆肥提前20 d达到腐熟。由于菌糠堆肥中木质纤维素的含量远高于茶渣及畜禽粪便堆肥,更加难以降解,所以本试验中添加木质纤维素分解菌复合系的堆体比对照堆体提前了10 d达到腐熟。

4 结 论

1)添加木质纤维素复合菌系与对照相比较,进入高温期较快,且持续时间缩短8 d;

2)通过C/N、pH、有机质含量、发芽指数等指标综合评价,添加木质纤维复合菌系食用菌菌糠腐熟时间为56 d,而对照为66 d,堆肥腐熟进程缩短10 d;

3)堆肥中添加木质纤维素分解菌复合系可以有效降解半纤维素、纤维素和木质素。分解率分别为7.26%、17.33%和12.02%,分别为对照堆体的1.56、1.08和1.44倍;

4)添加木质纤维复合菌系与对照相比较,有利于全磷含量的有效化。

参考文献 References

- [1] 孔雷,张良,胡文洪,朱丽艳,王海亮,李亚娟,贾应舍.中国食用菌产业现状及预测[J].食用菌学报,2016,23(2):104-109
Kong L, Zhang L, Hu W H, Zhu L Y, Wang H L, Li Y J, Jia Y S. The Chinese edible fungi industry-current status and future predictions[J]. *Acta Edulis Fungi*, 2016, 23(2): 104-109 (in Chinese)
- [2] 黄小云,沈华伟,韩海东,钟珍梅,罗涛,黄秀声.食用菌产业副产物资源化循环利用模式研究进展与对策建议[J].中国农业科技导报,2019,21(10):125-132
Huang X Y, Shen H W, Han H D, Zhong Z M, Luo T, Huang X S. Research progress and countermeasures on recycling utilization model of edible fungi industry by-products [J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2019, 21(10): 125-132 (in Chinese)
- [3] 孙浩迪,陈鹏飞,汪涵君.山东省食用菌菌渣资源化利用探析[J].南方农业,2020,14(5):108-109

- Sun H D, Chen P F, Wang H J. Resource utilization of edible fungus residue in Shandong Province [J]. *Southern Agriculture*, 2020, 14(5): 108-109 (in Chinese)
- [4] 宫志远, 韩建东, 杨鹏. 食用菌菌渣循环再利用途径[J]. 食药用菌, 2020, 28(1): 9-16
- Gong Z Y, Han J D, Yang P. Reutilization methods of spent substrate of mushroom[J]. *Edible and Medicinal Mushrooms*, 2020, 28(1): 9-16 (in Chinese)
- [5] 宫志远, 韩建东, 魏建林, 崔荣宗, 万鲁长, 任鹏飞, 任海霞. 金针菇菌渣有机肥在油菜上施用技术研究[J]. 中国食用菌, 2012, 31(5): 42-44
- Gong Z Y, Han J D, Wei J L, Cui R Z, Wan L C, Ren P F, Ren H X. Application effect of organic fertilizer made by spent *Flammulina velutipes* substrate on oilseed rape[J]. *Edible Fungi of China*, 2012, 31(5): 42-44 (in Chinese)
- [6] 罗婷. 菌渣还田对土壤环境效应的影响研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2009
- Luo T. Study on the effect of residue on soil environmental effects[D]. Yaan: Sichuan Agricultural University, 2009 (in Chinese)
- [7] 雷琬莹, 李敏娜, 何东锐, 盛炳翰, 李芳慧, 周昶延, 王楠. 黑木耳菌糠与牛粪不同配比对堆肥养分性状及发芽指数的影响[J]. 东北农业科学, 2021, 46(1): 52-56, 93
- Lei W Y, Li M N, He D R, Sheng B H, Li F H, Zhou C Y, Wang N. Effects of different ratios of spent mushroom substrate to cattle manure on nutrient property and germination index of composting[J]. *Journal of Northeast Agricultural Sciences*, 2021, 46(1): 52-56, 93 (in Chinese)
- [8] 王玥, 刘中珊, 刘奇, 徐赫男, 袁润泽, 李冲伟, 宋福强. 木耳菌糠和鸡粪混合堆肥改良盐碱土壤效果评价[J]. 中国农学通报, 2020, 36(26): 77-82
- Wang Y, Liu Z S, Liu Q, Xu H N, Yuan R Z, Li C W, Song F Q. Co-composting of agaric fungus chaff and chicken manure: Improving effect on the saline-alkali soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2020, 36(26): 77-82 (in Chinese)
- [9] Purnomo A S, Mori T, Kamei I, Nishii T, Kondo R. Application of mushroom waste medium from *Pleurotus ostreatus* for bioremediation of DDT-contaminated soil[J]. *International Biodegradation & Biodegradation*, 2010, 64(5): 397-402
- [10] Herrero-Hernandez E, Andrades M S, Marin-Benito J M, Sanchez-Martin M J, Rodriguez-Cruz M S. Field-scale dissipation of tebuconazole in a vineyard soil amended with spent mushroom substrate and its potential environmental impact[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, 74(6): 1480-1488
- [11] Bronikowski A, Hagedoorn P L, Koschorreck K, Urlacher V B. Expression of a new laccase from *Moniliophthora roreri* at high levels in *Pichia pastoris* and its potential application in micropollutant degradation[J]. *AMB Express*, 2017, 7(1): 1-13
- [12] 万水霞, 朱宏赋, 蒋光月, 李帆, 郭熙盛. 食用菌菌渣综合利
- 用情况综述[J]. 安徽农学通报, 2011, 17(14): 247-248
- Wan S X, Zhu H F, Jiang G Y, Li F, Guo X S. Comprehensive utilization of edible fungi residue[J]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2011, 17(14): 247-248 (in Chinese)
- [13] Zang X Y, Liu M T, Fan Y H, Xu J, Xu X H, Li H T. The structural and functional contributions of β -glucosidase-producing microbial communities to cellulose degradation in composting[J]. *Biotechnology for Biofuels*, 2018, 11: 51
- [14] 王伟东, 王小芬, 李玉花, 刘长莉, 李文哲, 崔宗均. 复合系 WSC-6 的菌种组成特性及其木质纤维素分解能力[J]. 农业工程学报, 2007, 23(10): 210-215
- Wang W D, Wang X F, Li Y H, Liu C L, Li W Z, Cui Z J. Microbial component diversity and capacity of lignocellulose degradation of composite bacterial system WSC-6 [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2007, 23(10): 210-215 (in Chinese)
- [15] Haruta S, Cui Z, Huang Z, Li M, Ishii M, Igarashi Y. Construction of a stable microbial community with high cellulose-degradation ability[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2002, 59(4-5): 529-534
- [16] 程斐, 孙朝晖, 赵玉国, 李式军. 芦苇末有机栽培基质的基本理化性能分析[J]. 南京农业大学学报, 2001, 24(3): 19-22
- Cheng F, Sun Z H, Zhao Y G, Li S J. Analysis of physical and chemical properties of reed residue substrate[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2001, 24(3): 19-22 (in Chinese)
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 12-21
- Bao S D. *Soil and Agricultural Chemistry Analysis* [M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000: 12-21 (in Chinese)
- [18] 王定美, 麦力文, 杨霞, 林蕊, 陈新富, 李勤奋. 粪便对食用菌渣堆肥中碳氮转化的影响[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(11): 1368-1374
- Wang D M, Mai L W, Yang X, Lin R, Chen X F, Li Q F. Effect of animal manures on the conversion of carbon and nitrogen in edible fungi residue compost[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2020, 42(11): 1368-1374 (in Chinese)
- [19] 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): 99-104
- Li Y X, Wang M J, Wang J S. The maturity indexes and standards of organic solid waste composting [J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 1999, 20(2): 99-104 (in Chinese)
- [20] 李思敏, 党娅倩, 唐锋兵, 孟云姣. 基于通风频率控制的好氧堆肥评价指标优化研究[J]. 中国土壤与肥料, 2020(3): 182-188
- Li S M, Dang Y Q, Tang F B, Meng Y J. Optimization research on evaluation index of aerobic compost based on ventilation frequency control[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2020(3): 182-188 (in Chinese)
- [21] 范肖龙, 文素芸, 陈佳, 万依阳, 程宇阳, 寇建村. 碳氮比对白三叶和小麦秸秆堆肥的肥力影响[J]. 西北农业学报, 2018,

- 27(9): 1322-1327
- Fan X L, Wen S Y, Chen J, Wan Y Y, Cheng Y Y, Kou J C. Effects of C/N ratios on fertility of composting white clover and wheat straw[J]. *Acta Agriculturae Boreali-Occidentalis Sinica*, 2018, 27(9): 1322-1327 (in Chinese)
- [22] 周继豪, 沈小东, 张平, 师杰, 赵志伟, 张帅, 麦正军. 基于好氧堆肥的有机固体废物资源化研究进展[J]. 化学与生物工程, 2017, 34(2): 13-18
- Zhou J H, Shen X D, Zhang P, Shi J, Zhao Z W, Zhang S, Mai Z J. Research progress on recycling of organic solid wastes based on aerobic compost[J]. *Chemistry and Bioengineering*, 2017, 34(2): 13-18 (in Chinese)
- [23] 仇焕广, 廖绍攀, 并月, 栾江. 我国畜禽粪便污染的区域差异与发展趋势分析[J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2766-2774
- Qiu H G, Liao S P, Jing Y, Luan J. Regional differences and development tendency of livestock manure pollution in China [J]. *Environmental Science*, 2013, 34 (7): 2766-2774 (in Chinese)
- [24] Bishop P L, Godfrey C. Nitrogen transformations during sludge composting[J]. *Biocycle*, 1983, 24: 34-39
- [25] 杨国义, 夏钟文, 李芳柏, 万洪富, 钟继洪, 张天彬, 高原雪, 黄国锋. 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 Z W, Li F B, Wan H F, Zhong J H, Zhang T B, Gao Y X, Huang G F. Effect of different bulking agents on the maturity of pig manure composting [J]. *Soils and Fertilizers*, 2003(3): 29-33 (in Chinese)
- [26] 华志豪. 木质纤维素结构的绿色解聚和木质素、纤维素的提取与转化[D]. 合肥:中国科学技术大学, 2019
- Bi Z H. Green method disassembly of lignocellulose for cellulose and lignin and their conversion[D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2019 (in Chinese)
- [27] 孙旭, 郝玉敏, 苏良湖, 赵志强, 张龙江, 戴传超, 黄春艳, 蔡金榜. 微生物菌剂对稻秆-猪粪-蘑菇渣堆肥腐熟进程及品质的影响[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(27): 167-171
- Sun X, Hao Y M, Su L H, Zhao Z Q, Zhang L J, Dai C C, Huang C Y, Cai J B. Effect of microbial agents on composting process and product quality of rice straw-pig-manure-mushroom residue[J]. *Anhui Agricultural Science*, 2016, 44 (27): 167-171 (in Chinese)
- [28] 杨梅玉. 蚯蚓堆制处理玉米秸秆机理研究[D]. 长春:吉林大学, 2014
- Yang M Y. Mechanism of vermicomposting of maize stover by earthworm [D]. Changchun: Jilin University, 2014 (in Chinese)
- [29] 刘晨, 贾凤安, 吕睿. 我国耕地重金属污染现状及固氮菌在其修复中的作用[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(3): 21-27
- Liu C, Jia F A, Lu R. The current status of heavy metal pollution in cultivated land in my country and the role of nitrogen-fixing bacteria in its restoration [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2018, 46(3): 21-27 (in Chinese)
- [30] 李昌宁, 苏明, 姚拓, 韩琪琪, 梁建军, 冉福, 刘子越, 刘玉祯, 柴澍杰, 滚双宝. 微生物菌剂对猪粪堆肥过程中堆肥理化性质和优势细菌群落的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(9): 1600-1611
- Li C N, Su M, Yao T, Han Q Q, Liang J J, Ran F, Liu Z Y, Liu Y Z, Chai S J, Guo S B. Effects of microbial inoculation on compost physical and chemical properties and dominant bacterial communities during composting of pig manure[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2020, 26 (9): 1600-1611 (in Chinese)
- [31] Wushke S, Levin D B, Cicek N, Sparling R. Facultative anaerobe *Caldibacillus debilis* GB1: Characterization and use in a designed aerotolerant, cellulose-degrading coculture with *Clostridium thermocellum* [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2015, 81(16): 5567-5573
- [32] 许从峰, 艾士奇, 申贵男, 袁媛, 晏磊, 王伟东. 木质纤维素的微生物降解[J]. 生物工程学报, 2019, 35(11): 2081-2091
- Xu C F, Ai S Q, Shen G N, Yuan Y, Yan L, Wang W D. Microbial degradation of lignocellulose[J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2019, 35(11): 2081-2091 (in Chinese)
- [33] 郑世仲, 曹榕彬, 江胜滔, 蔡远, 郭洪涛, 余深枝. 外源菌剂在废弃茶渣堆肥处理中的应用[J]. 中国茶叶, 2018, 40(12): 14-19
- Zheng S Z, Cao R B, Jiang S T, Cai Y, Guo H T, Yu S Z. Application of exogenous bacteria in waste tea slag composting [J]. *China Tea*, 2018, 40(12): 14-19 (in Chinese)
- [34] 徐佳琦. 接种菌剂强化堆肥过程及碳氮物质转化规律的研究[D]. 南宁:广西大学, 2019
- Xu J Q. Study on inoculation-enhanced composting process and conversion of carbon and nitrogen containing matter [D]. Nanning: Guangxi University, 2019 (in Chinese)
- [35] 吴正松, 彭绪亚, 蔡华帅, 李明. 微生物在堆肥化中的应用研究[J]. 重庆建筑大学学报, 2005, 27(1): 92-96
- Wu Z S, Peng X Y, Cai H S, Li M. Study on application of microorganism in composting [J]. *Journal of Chongqing Architecture University*, 2005, 27(1): 92-96 (in Chinese)
- [36] Zhao H Y, Li J, Liu J J, Lu Y C, Wang X F, Cui Z J. Microbial community dynamics during biogas slurry and cow manure compost [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2013, 12(6): 1087-97
- [37] 李杰, 郁继华, 冯致, 颜建明, 颜旭, 姜立, 张晶. 不同微生物菌剂对牛粪好氧堆肥的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28 (2): 109-113
- Li J, Yu J H, Feng Z, Xie J M, Xie X, Jiang L, Zhang J. Effect of different microbial inoculants on aerobic composting of cow manure[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2014, 28(2): 109-113 (in Chinese)