中国农业大学学报 2024,29(8):157-168
Journal of China Agricultural University http://zgnydxxb.ijournals.cn

黄引超,董晨曦,袁京,张微,和立文. 生物炭对放牧绒山羊羊粪堆肥腐熟度及臭气排放的影响[J]. 中国农业大学学报,2024,29(08):157-168.
HUANG Yinchao,DONG Chenxi,YUAN Jing,ZHANG Wei,HE Liwen. Effects of biochar on the maturity, degradation of lignocellulose, and odor emissions of aerobic composting of grazing cashmere goat manure[J]. *Journal of China Agricultural University*,2024,29(08):157-168.
DOI: 10.11841/j.issn.1007-4333.2024.08.13

生物炭对放牧绒山羊羊粪堆肥腐熟度及臭气排放的影响

黄引超[1] 董晨曦[1] 袁 京[2] 张 微[1] 和立文[1*]
(1. 中国农业大学 动物科学技术学院/畜禽营养与饲养全国重点实验室,北京 100193;
2. 中国农业大学 资源与环境学院,北京 100193)

摘 要 为研究添加生物炭对放牧绒山羊羊粪堆肥腐熟过程的影响,以羊粪和玉米秸秆为堆肥原料,生物炭为添加剂,进行好氧堆肥试验,对照组(CK)不作处理,处理组1、2、3(T1、T2、T3)分别添加堆体干重的5%、10%和15%生物炭,分析生物炭对堆肥基本理化性质、腐熟度、臭气和木质纤维素组成的影响。结果表明:1)添加生物炭可以显著提高堆肥最高温(64.8 ℃)和延长高温期持续时间,并提高堆肥结束时的pH($P<0.01$),降低电导率。2)堆肥结束时CK、T1、T2和T3的总氮含量分别为19.69、19.92、21.30和20.30 g/kg,种子发芽指数分别为149%、154%、189%和186%。与CK相比,T2和T3显著提高堆肥结束时总氮含量($P<0.05$),降低堆肥氮素损失33.53%和23.71%,并显著提高堆肥种子发芽指数27%和25%($P<0.05$)。3)与CK相比,T1、T2和T3可分别减少NH_3累积排放量25.25%、40.50%和28.89%,减少H_2S累积排放量26.33%、29.50%和30.09%。4)堆肥结束时4个组的纤维素、半纤维素和木质素降解率分别为48.76%~56.29%、37.60%~48.13%和6.65%~14.20%。处理组纤维素降解率(T1(52.90%)、T2(53.81%)和T3(56.29%))均高于CK(48.76%)($P<0.05$),提高8.48%~15.44%;T2(48.13%)和T3(47.8%)的半纤维素降解率显著高于CK(38.43%)($P<0.05$),分别提高24.37%和25.22%;T2的木质素降解率(14.2%)显著高于T1(11.20%)和T3(10.37%)($P<0.05$),又极显著高于CK(6.65%)($P<0.01$),处理组木质素降解率较CK提高56.08%~113.04%。综上,在本研究条件下,在羊粪堆肥中添加生物炭可有效减少放牧条件下羊粪堆肥中氮素损失和臭气排放,促进木质纤维素降解,提高堆肥种子发芽指数和腐熟度,提升堆肥产品品质,因此推荐生物炭添加量为干重10%。

关键词 羊粪;生物炭;好氧堆肥;碳氮比;木质纤维素
中图分类号 S141.4;X713 **文章编号** 1007-4333(2024)08-0157-12 **文献标志码** A

Effects of biochar on the maturity, degradation of lignocellulose, and odor emissions of aerobic composting of grazing cashmere goat manure

HUANG Yinchao[1], DONG Chenxi[1], YUAN Jing[2], ZHANG Wei[1], HE Liwen[1*]
(1. College of Animal Science and Technology/ State Key Laboratory of Animal Nutrition and Feeding, China Agricultural University, Beijing 100193,China;
2. College of Resources and Environmental Sciences,China Agricultural University, Beijing 100913,China)

Abstract To study the effect of adding biochar on the composting process of goat manure, an aerobic composting experiment was conducted using goat manure and corn straw as composting materials and

收稿日期:2024-01-02
基金项目:内蒙古自治区科技重大专项(2021ZD0019)
第一作者:黄引超(ORCID:0009-0008-7354-2691),硕士研究生,E-mail:1248886739@qq.com
通讯作者:和立文(ORCID:0000-0002-8578-710X),副教授,主要从事羊营养与饲料加工调制研究,E-mail:helw@cau.edu.cn

corn straw biochar as additives. The control group (CK) was not treated, while treatment groups 1, 2, and 3 (T1, T2, T3) were added in 5%, 10% and 15% biochar on a dry matter basis, respectively. The effects of biochar on the basic physicochemical properties, maturity, gas emission, and lignocellulose fractions of the compost were analyzed. The results showed that: 1) Adding biochar could significantly increase the maximum temperature of compost (64.8 ℃) and prolong the duration of high temperature (7 days), and increase the pH ($P<0.01$) at the end of composting, and reduce electrical conductivity. 2) At the end of composting, the total nitrogen (TN) contents of CK, T1, T2 and T3 were 19.69, 19.92, 21.30 and 20.30 g/kg, respectively, and the seed germination indices were 149%, 154%, 189% and 186%, respectively. Compared with CK, T2 and T3 significantly increased the total nitrogen content at the end of composting ($P<0.05$), reduced nitrogen loss in composting by 33.53% and 23.71%, and significantly improved the seed germination index of compost by 27% and 25% ($P<0.05$). 3) Compared with CK, T1, T2, and T3 can reduce NH_3 cumulative emissions by 25.25%, 40.50% and 28.89%, respectively, and reduce H_2S cumulative emissions by 26.33%, 29.50% and 30.09%, respectively. 4) At the end of composting, the degradation rates of cellulose, hemicellulose and lignin in the four groups were in the range of 48.76%-56.29%, 37.60%-48.13%, and 6.65%-14.20%, respectively. The cellulose degradation rates in the treatment groups (T1(52.90%), T2(53.81%), T3(56.29%)) were all higher than that in the control group (48.76%) ($P<0.05$), with an improvement of 8.48% to 15.44%. The hemicellulose degradation rates of T2 (48.13%) and T3 (47.8%) were significantly higher than that of CK (38.43%) ($P<0.05$), with an increase of 24.37% and 25.22%, respectively. The lignin degradation rate of T2 (14.2%) was significantly higher than that of T1 (11.20%) and T3 (10.37%) ($P<0.05$), and was also significantly higher than that of CK (6.65%) ($P<0.05$). Compared with CK, the lignin degradation rates of treatment groups increased by 56.08% to 113.04%. In conclusion, under the experimental conditions of this study, the addition of biochar to goat manure compost can effectively reduce nitrogen loss and odor emissions during composting of goat manure under grazing conditions. promote lignocellulose degradation, and increase the germination index and maturity of the compost, and enhance the quality of the compost product. Therefore, it is recommended that the amount of biochar added be 10% of the dry weight.

Keywords goat manure; biochar; aerobic composting; carbon nitrogen ratio; lignocellulose

我国是养殖业和种植业生产消费大国，2019年我国畜禽废弃物年产量高达38亿t[1]。此外也有报道在2021年我国畜禽粪污年产量约为30亿t，在各类畜禽粪污中羊粪污总产量超过2.9亿t[2]。内蒙古草原辽阔，利于羊群放牧养殖，拥有全国第一的羊养殖规模，2021年羊粪污年产量也较高（5764万t）、达到其畜禽粪便总量的39.72%[3]，同时各种农作物秸秆产生量也高达8.6亿t[4]。因此我国一直面临巨大的农业废弃物处理压力。

目前，农业废弃物常用处理方法有焚烧、填埋和堆肥发酵。其中，好氧堆肥是实现畜禽粪污肥料化利用最常用的处理方式，具有腐熟速度快、周期短、有机物降解充分、病原菌杀灭彻底等优点，是畜禽粪污处理的首选，但通常需要添加高碳源物质如各种作物秸秆来调节C/N比和孔隙度，进而提高堆肥效率和有机肥品质。

通常堆肥过程会产生大量氨气（NH_3）、硫化氢（H_2S）等臭气（OC），不仅降低堆肥产品的品质，还造成二次污染。因此，有必要对堆肥发酵过程进行调控，如添加一些外源添加剂，以减少养分损失和臭气排放。在堆肥中常用的添加剂主要有沸石、粘土、生物炭、活性炭等物质，它们通常具有高比表面积、多孔多羟基结构、热稳定性好、吸附能力强等特点[5]，对堆肥过程中排放的臭气（如H_2S）有很强的吸附减排作用[6]。研究显示，添加生物炭可以减少畜禽粪污堆肥过程中NH_3、氧化亚氮（N_2O）、甲烷（CH_4）等气体的排放，提高堆肥腐熟后铵态氮（NH_4^+-N）和硝态氮（NO_3^--N）含量，有效保留畜禽粪污养分[7]。张邦喜等[8]研究发现，鸡粪堆肥中添加10%生物炭使以NH_3-N形式损失总氮（TN）降低了28.83%。李太魁等[9]研究发现，添加10%秸秆生物炭后，堆肥中固氮类细菌显著增加，反硝化细菌显著减少，氨累积排放量降低了25.35%，总氮增加28.6%。

目前，生物炭在猪、鸡、牛等粪便堆肥中的效果

已被证实，但不同畜禽粪便的理化特性存在较大差异。羊粪的水分含量远低于猪粪、鸡粪和牛粪，碳氮比远高于猪粪、鸡粪和牛粪[3]。同时羊为典型的食草动物，其粪便中木质纤维素含量相对较高，不易降解[10]。也有研究发现山羊粪与绵羊粪堆肥存在较大差异[11]。此外，放牧条件下的山羊由于饲料来源单一，缺乏玉米等精料，产生粪便的理化特性与舍饲养殖的山羊也有较大区别。目前针对放牧条件下，生物炭对于山羊粪堆肥的效果还鲜有报道，对其臭气排放规律认识尚不清晰。因此，本研究以放牧绒山羊羊粪与玉米秸秆为堆肥原料，以生物炭为添加剂，分析不同生物炭添加量对放牧条件下山羊粪堆肥基本理化性质、腐熟度、产气和纤维素含量的影响，为牧区放牧条件下羊粪的资源化利用提供技术和理论支撑。

1　材料与方法

1.1　堆肥装置

试验装置为参考李丹阳[11]改装的 30 L 法兰铁箍桶（图 1），材料为耐高温、耐强酸强碱的高密度聚乙烯 HDPE 材料，口径 26 cm，桶体直径 32 cm，桶体高度 51 cm，在完整法兰桶的基础上，底部开孔连接进气管，桶内底部加装一带直径 0.35 cm 孔径不锈钢筛板，桶体外部覆盖 2 cm 保温棉，桶盖上方开两孔，一孔连接排气管，一口用橡胶塞封住，用于待测温度。

1.2　供试材料

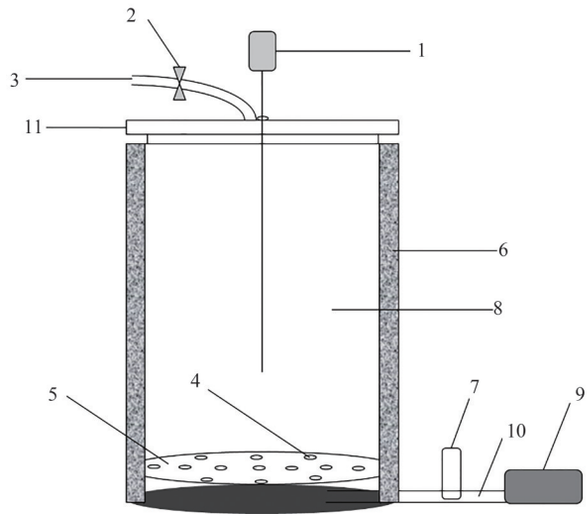
生物炭：购自河南立泽环保科技有限公司

堆肥原料：羊粪为主材料，取自内蒙古亿维白绒山羊有限责任公司的 2022 年 7—9 月份放牧的绒山羊（白天放牧，自由饮水，晚上圈养不补饲，收集圈内一周左右产生的羊粪），玉米秸秆购自晋州市亮洁商贸有限公司，经粉碎至长度为 1～4 cm 后作为堆肥辅料。堆肥原料的基本理化性质见表 1。

1.3　试验设计与方法

试验在内蒙古亿维白绒山羊有限责任公司三北羊场进行。每个堆肥装置保持初始物料总重相同（10 kg），加入羊粪和总重 10% 的玉米秸秆，使碳氮比（C/N）为 23 左右，加水调节含水率为 55% 左右，采用连续通风方式，通风率设为 0.37 L/(kg·min)。

试验设置不同的生物炭添加量（物料总干重的 5%、10% 和 15%）处理组（T1、T2、T3），试验开始



1. 温度计；2. 止水阀；3. 排气管；4. 筛孔；5. 筛板；6. 保温层；7. 气体流量计；8. 桶体；9. 气泵；10. 进气管；11. 桶盖

1. Thermometer; 2. Water stop valve; 3. : Exhaust pipe; 4. Sieve holes; 5. Sieve plate; 6. Insulation layer; 7. Gas flow meter; 8. Barrel body; 9. Air pump; 10. Air intake pipe; 11. Barrel lid

图 1　好氧堆肥装置示意图

Fig. 1　Schematic diagram of aerobic composting device

前将生物炭与堆肥原料混合均匀，再转入堆肥装置，对照组（CK）不添加生物炭，每个组设置 3 个重复，通过摇晃、按压等操作保持每个处理体积相同。分别于第 0、3、7、14、21、28 和 35 天进行翻堆并采集样品，样品分为 3 份，一份（约 60 g）用于水分测定，一份（约 100 g）于 −20 ℃冷冻保存，用于测定 pH、电导率（EC）、E_4/E_6、种子发芽指数（GI）等，一份（约 100 g）经自然风干、粉碎、过 100 目筛后用于测定挥发性固体（VS）、总碳（TC）、总氮（TN）、有机质组分（纤维素、半纤维素和木质素）。

1.4　测定项目与方法

每天上午 10:00 用 60 cm 数显探针式温度计测定堆体上、中、下层的平均温度，有效积温计算方法同陈同斌等[12]；含水率通过将新鲜样品在 105 ℃烘干至恒重测定；将风干样置于马弗炉中灼烧（600 ℃）3 h 至恒重，根据差量法计算 VS；依照农业行业标准《NY/T525-2021 有机肥料》中的测定方法，取新鲜湿样 10.0 g，用 100 mL 蒸馏水振荡浸提 30 min 后过滤，用 pH 计测定滤液 pH，用电导率仪测定滤液 EC，用 722 型可见光分光光度计测定 465 和 665 nm 处吸光度，比值为 E_4/E_6[13]，取浸提液 5 mL 于垫有滤纸的直径 9 cm 培养皿中，放入 10 粒饱满萝卜种子，置于（25±1）℃的培养箱中培养 48 h，测

表1 羊粪堆肥的初始物料基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of the initial materials for goat manure composting

原料 Material	羊粪 Goat manure	玉米秸秆 Maize stover	生物炭 Biochar
含水率[a]/% Water content	5.43±0.07	4.72 ±0.24	5.26 ±0.42
pH[a]	7.62±0.12	6.74±0.13	9.70±0.10
电导率[a]/(mS/cm) EC	2.39±0.06	1.82±0.06	2.80±0.04
总碳[b]/(g/kg) TC	323.37±1.39	446.15± 6.54	510.89±2.36
总氮[b]/(g/kg) TN	15.62±0.59	12.36±0.19	8.51± 0.49
碳氮比 C/N	20.70±0.86	36.10±0.87	60.03±0.14
纤维素[b]/% Cellulose	15.38±0.47	30.55±0.54	-
半纤维素[b]/% Hemicellulose	20.98±0.61	18.42±0.37	-
木质素[b]/% Lignin	6.12±0.13	17.15±0.48	-

注:a基于湿基质量,b基于干基质量。

Note: a is based on wet mass;b is based on dry mass.

量根长及GI,GI由下式公式确定:

$$GI/\% = \frac{A_1 \times A_2}{B_1 \times B_2} \times 100$$

式中:A_1为堆肥浸提液培养的种子发芽率,%;A_2为堆肥浸提液培养种子的平均根长,mm;B_1为蒸馏水培养的种子发芽率,%;B_2为蒸馏水培养种子的平均根长,mm。

氧气(O_2)和H_2S采用便携式气体检测仪(SKY2000-M,深圳)测定;在发酵罐顶部排气管连接装有2%硼酸溶液的吸收瓶,用0.01 mol/L标准盐酸滴定,根据盐酸的消耗量计算NH_3产量。NH_3和H_2S的气体排放速率与累积排放量根据前人公式计算[14]。堆肥气体在每天下午14:00测定一次。

TC和TN的测定参照《土壤农化分析》[15]。

木质纤维素(半纤维素、纤维素及木质素)采用范式洗涤法[16]测定。

1.5 数据处理与分析

数据利用Microsoft Excel 2019进行基本运算、作图利用origin 2018制图,采用软件SPSS Statistics 26进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 生物炭对堆肥理化性质的影响

图2(a)可知,各处理温度变化趋势大致分为升温期、高温期、降温期和腐熟期。各处理均在第1天即达到50 ℃,CK、T1、T2、T3分别是51.0、54.4、53.7和56.1 ℃,处理组显著高于对照组($P<0.05$);均在第3天达到最高温,分别是60.3、61.7、64.1和64.8 ℃,其中T2和T3显著高于CK和T1($P<0.05$),在第4天温度开始下降,在第7天翻堆后温度有短暂上升。堆肥期间高温期持续时间分别为6、7、7和7 d,有效积温分别是12 715、13 962、14 129和14 370 ℃·h。堆肥过程中的O_2浓度变化

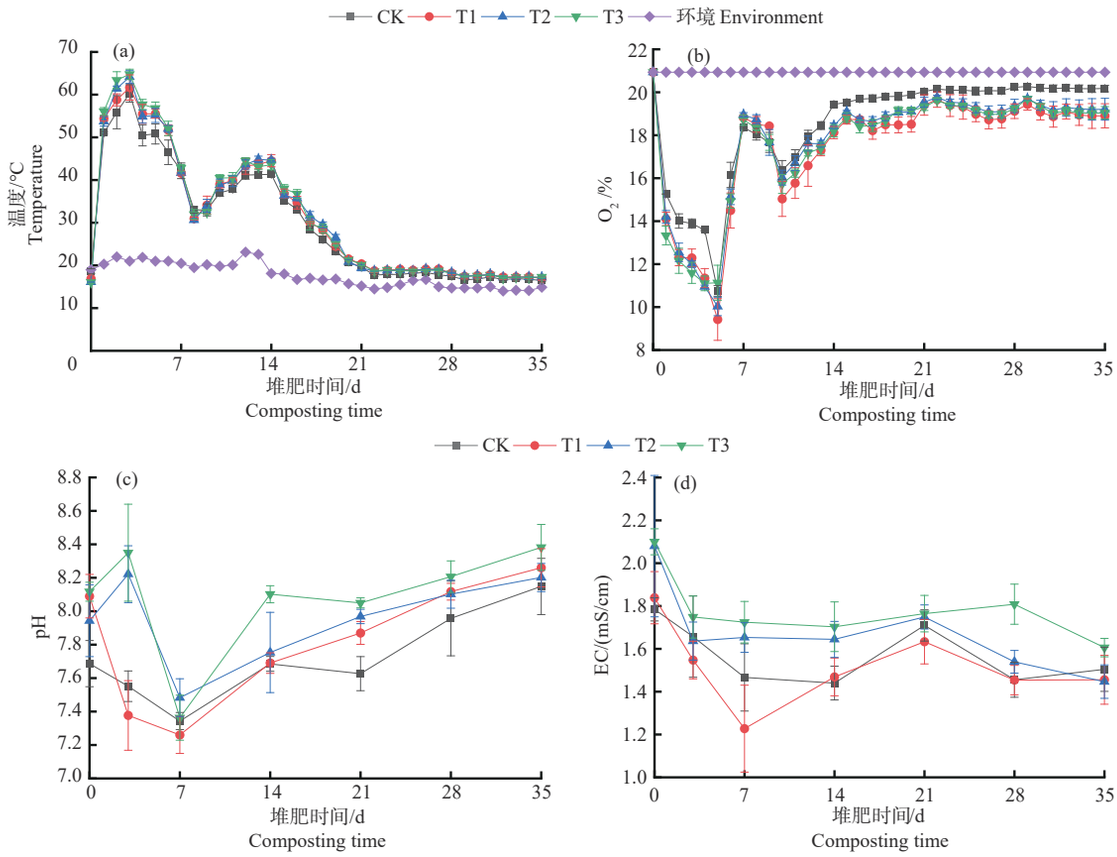


图 2　堆肥过程中温度(a)、氧气浓度(b)、pH(c)和 EC(d)的变化

Fig. 2　Changes of temperature(a), oxygen concentration(b), pH(c)and EC(d)during composting

如图 2(b)所示，在堆肥第 1 天，O_2浓度迅速降低，到第 5 天降至最低点，CK、T1、T2、T3 分别是 10.75%、9.42%、10.03% 和 11.13%；随后迅速上升，在第 7 天翻堆后有所降低，随后逐渐回升。各处理 O_2浓度无显著差异($P>0.05$)。图 2(c)中，堆肥开始时，CK、T1、T2、T3 的 pH 值分别为 7.69、8.09、7.94 和 8.12，差异显著($P<0.05$)；结束时分别为 8.15、8.26、8.20 和 8.38，无显著差异($P>0.05$)，整体呈现先降低后上升，最后逐渐趋于平稳的趋势。由图 2(d)知，堆肥过程中，各处理的 EC 值变化呈现先降低后升高再下降的趋势。0～7 d，EC 值下降，第 7 天时，CK、T1、T2 和 T3 的 EC 值分别为 1.47、1.23、1.65 和 1.73 mS/cm，存在显著差异($P<0.05$)。第 7～35 天，EC 值缓慢上升后下降，结束时各处理组的 EC 值分别为 1.50、1.46、1.45 和 1.61 mS/cm，T3 显著高于其他处理($P<0.05$)。堆肥结束时各处理的 EC 值与初始值相比均降低，且 EC 值均小于 4 mS/cm，符合堆肥产品要求。

2.2　生物炭对堆肥碳氮含量及腐熟度指标的影响

由图 3(a)(b)(c)可知，堆肥开始后 TC 含量逐渐降低，除 CK 的 TN 含量在堆肥初期快速下降外，其他处理 TN 含量逐渐上升并趋于平稳，C/N 逐渐减小。结束时 CK、T1、T2 和 T3 的 TC 和 TN 含量分别为 288、283、278、269 和 19.69 、19.92、21.30 和 20.31 g/kg，C/N 分别为 15.34、14.75、13.51 和 13.32。堆肥结束时 T2 的 TN 含量显著高于其他处理($P<0.05$)。与 CK 相比，处理组都显著减少了氮素损失($P<0.05$)，CK、T1、T2 和 T3 的氮素损失率分别为 17.55%、16.41%、11.66% 和 13.38%，其中 T2 的保氮效果较好，较 CK 减少氮素损失 33.53%。

由图 3(d)可知，随着堆肥的进行，GI 值先逐渐上升。在堆肥 0～14 d，各处理组无显著差异($P>0.05$)。GI 值在第 21 天出现下降后又迅速回升。堆肥结束时 CK、T1、T2、T3 的 GI 值分别为 149%、154%、189% 和 186%，T1、T2、T3 的 GI 值较 CK 分别提高 3%、27% 和 25%，且 T2 和 T3 显著高于 T1 和 CK($P<0.05$)。

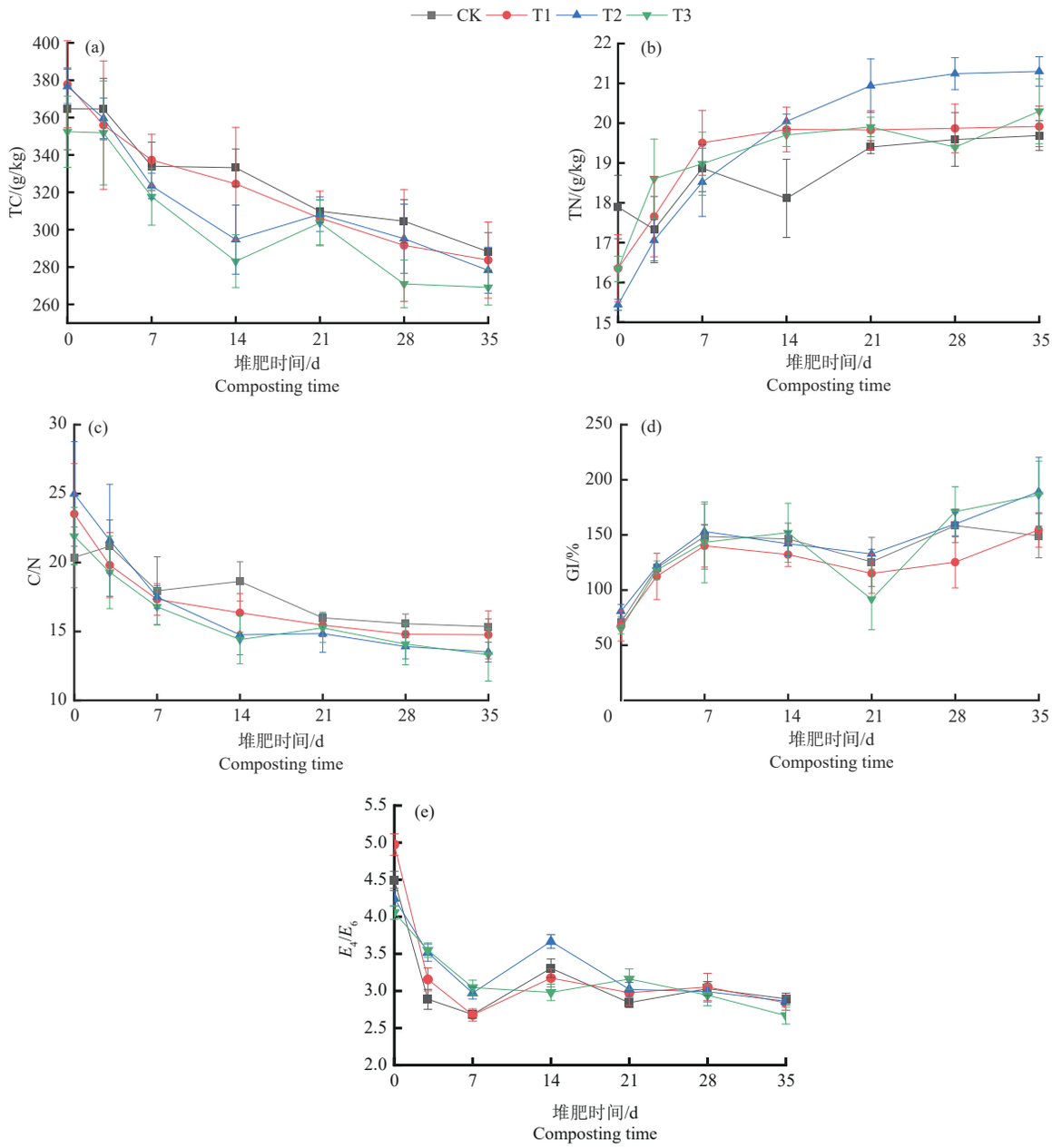


图 3 堆肥过程中碳氮含量和腐熟度的变化

Fig. 3 Changes in carbon and nitrogen content and maturity during composting

由图 3(e)可知，E_4/E_6值在堆肥初期迅速下降后，在第 14 天小幅上升，随后继续下降趋于平缓。在堆肥高温期，处理组 E_4/E_6值显著高于 CK($P<0.05$)。堆肥结束时，CK、T1、T2 和 T3 的 E_4/E_6值分别为 2.89、2.84、2.86 和 2.67，结束时 T3 的 E_4/E_6值显著低于其他处理组($P<0.05$)。

2.3 生物炭对堆肥臭气排放的影响

2.3.1 NH_3

由图 4(a)(b)可知，各处理组 NH_3排放速率呈现先快速上升后迅速下降，最后趋于平稳的趋势。各处理组 NH_3的排放速率均在堆肥第 3 天达到最大值，CK、T1、T2 和 T3 分别为 227.37、150.79、144.81 和 184.31 mg/(kg·d)。7 d 后堆体温度逐渐降低，NH_3的排放速率逐渐降为 0，累积排放量不再增加。由图 4(b)可知，结束时 CK、T1、T2 和 T3 的 NH_3累积排放量为 574.76、429.65、341.98 和 408.70 mg/kg，T1、T2 和 T3 较 CK 分别减少了 25.25%、40.50% 和 28.89%，累积排放量均显著低于 CK($P<0.05$)。

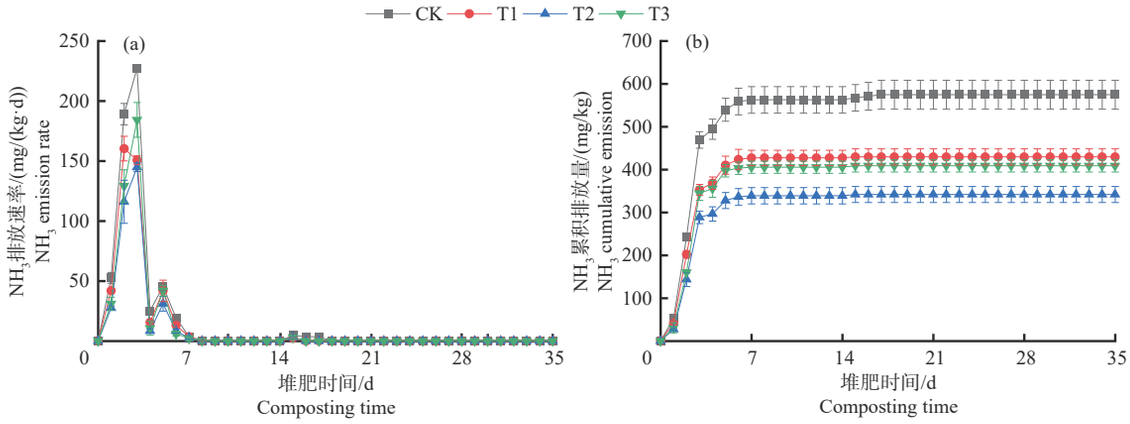


图 4　堆肥过程中 NH_3 排放速率(a)和累积排放量(b)的变化

Fig. 4　Changes of NH_3 emission rate(a)and cumulative emission(b)during composting

2.3.2　H_2S

由图 5(a)可知，各处理的 H_2S 排放速率呈现先快速上升后迅速下降的趋势。H_2S 排放主要发生在堆肥高温期，且均在第 1 天即达到排放速率峰值，分别为 1.20、0.93、0.86 和 0.74 mg/(kg·d)，与 CK 相比，生物炭处理显著降低 H_2S 最大排放速率($P<0.05$)。图 5(b)可知，堆肥结束时，CK、T1、T2、T3 的 H_2S 累积排放分别为 5.05、3.72、3.56 和 3.53 mg/kg，T1、T2 和 T3 可分别减少 H_2S 累积排放量 26.33%、29.50% 和 30.09%，表明生物炭可显著减少 H_2S 排放总量($P<0.05$)。

2.4　生物炭对堆肥木质纤维素降解的影响

由图 6(a)可知，堆肥前 14 d，纤维素和半纤维素降解较快，含量快速下降。而木质素相对于纤维素和半纤维素结构复杂，降解速度较慢。CK 中木质素含量略有上升，从 63.58 g/kg 上升到 66.12 g/kg，其他处理均略有下降。在 14～35 d，木质纤维素降解速度均变慢，堆肥结束时各组纤维素、半纤维素和木质素含量分别为 74.14～91.76、98.41～114.90 和 68.52～69.83 g/kg。

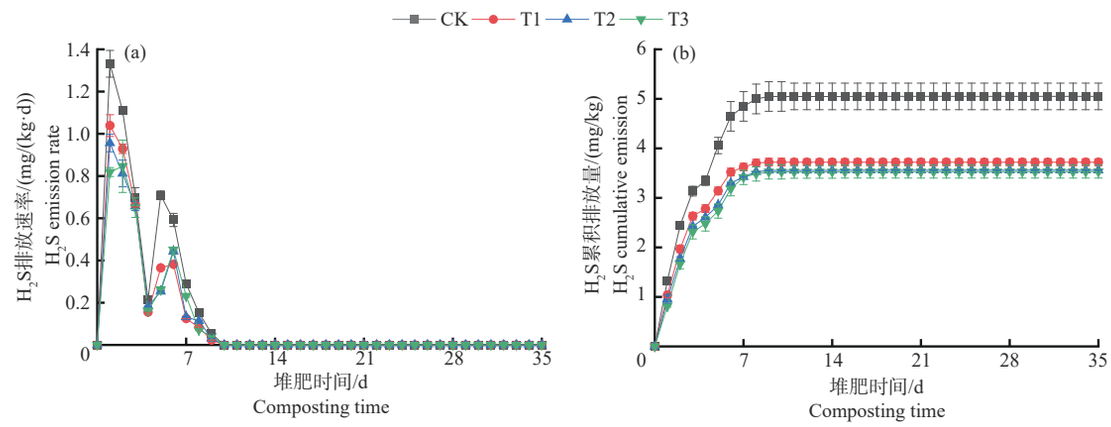


图 5　堆肥过程中 H_2S 排放速率(a)和累积排放量(b)的变化

Fig. 5　Changes of H_2S emission rate(a)and cumulative emission(b)during composting

由图 6(b)可知，T1(纤维素含量 85.15 g/kg，降解率为 52.90%)和 T3(纤维素含量 74.14 g/kg，降解率为 53.81%)中纤维素降解率显著高于 CK(纤维素含量 91.76 g/kg，降解率为 48.76%)($P<0.05$)，且 T2(纤维素含量 73.56 g/kg，降解率为 56.29%)极显著高于 CK($P<0.01$)，表明添加生物炭可提高纤维素降解率 8.48%～15.44%。T2(半纤维素含量 98.41 g/kg，降解率为 48.13%)和 T3(半纤维素含量 105.00 g/kg，降解率为 47.80%)中半纤维素降解率显著高于 T1(半纤维素量 113.98 g/kg，降解率为 37.60%)和 CK(半纤维素含量 114.9 g/kg，降解率为 38.43%)($P<0.05$)，表明添加 10%～

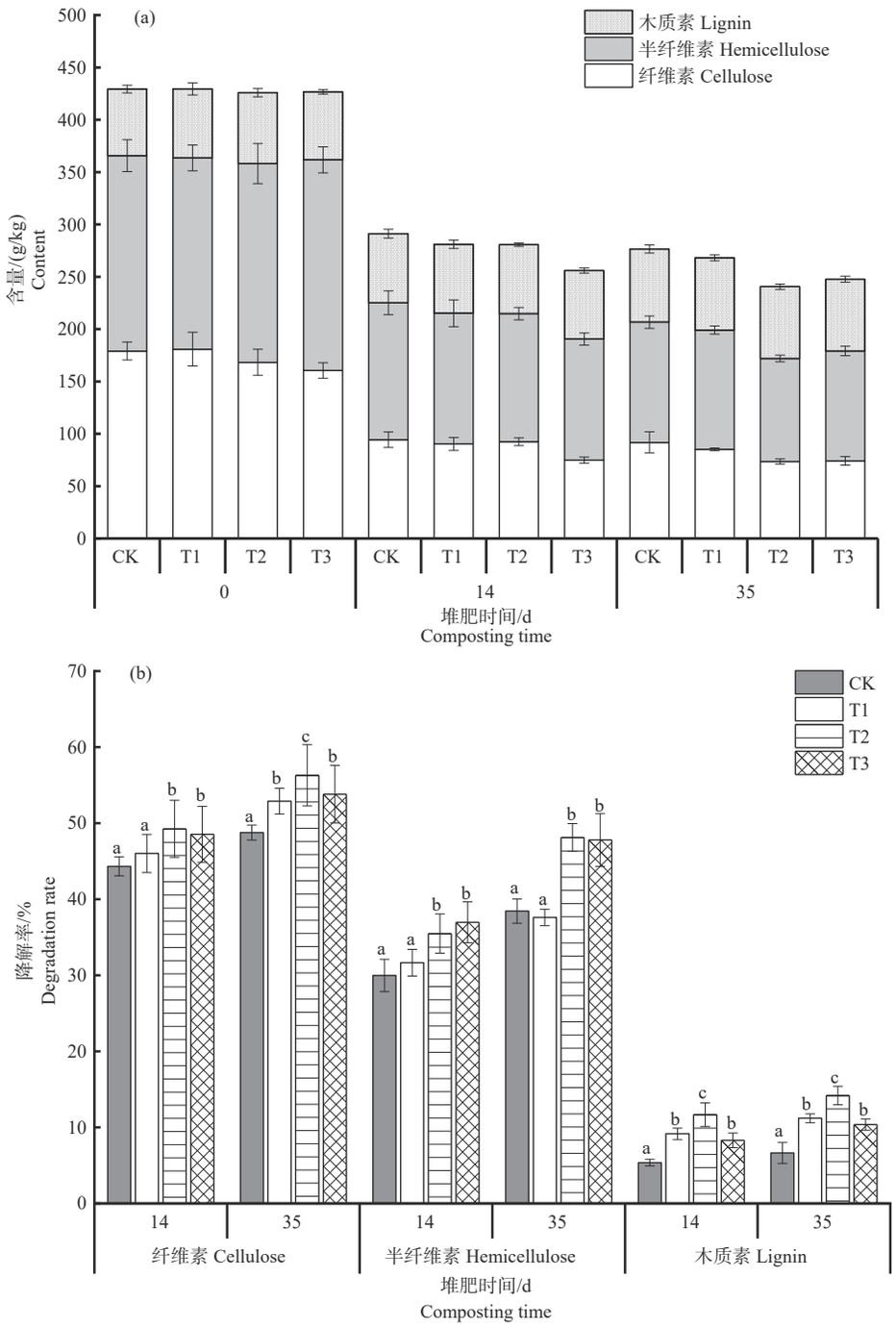


图 6 堆肥过程中木质纤维素含量(a)和降解率(b)的变化

Fig. 6 Changes in lignocellulose content(a)and degradation rate(b)during composting

15% 生物炭提高半纤维素降解率 24.37%～25.22%。T1(木质素含量 69.10 g/k,降解率为 11.21%)和 T3(木质素含量 68.54 g/kg ,降解率为 10.37%)中木质素降解率显著高于 CK(木质素含量 69.83 g/kg,降解率为 6.65%)($P<0.05$),且 T2(木质素含量 68.52 g/kg,降解率为 14.20%)极显著高于 CK($P<0.01$),添加生物炭提高木质素降解率 56.08%～113.04%。

3 讨 论

温度是好氧堆肥启动发酵的关键因素,影响微生物的生长,代表了微生物的代谢强度。巨大的比

表面积，疏松多孔的结构以及热稳定性[5]，让生物炭在堆肥中应用广泛。本试验中，生物炭的添加延长了堆肥高温持续时间，提高了堆肥有效积温。生物炭的热稳定性有助于减少堆肥热损失，延长高温期[18]。Awasthi 等[17]研究竹炭在羊粪堆肥中的效果，发现 6%～10% 的竹炭能够显著加快堆肥的升温，提升堆肥最高温并延长高温持续时间。在堆肥初期微生物消耗 O_2 快速繁殖，O_2 浓度快速下降，到第 3 天，CK、T1、T2 和 T3 的 O_2 浓度分别为 13.89%、12.29%、12.20% 和 11.59%，添加生物炭的处理组 O_2 浓度下降速度明显高于 CK。第 1～5 天，CK、T1、T2 和 T3 的 O_2 浓度分别保持在 10.75%～15.26%、9.42%～14.10%、10.03%～14.10% 和 11.10%～13.33% 区间。在第 7 天翻堆后，O_2 浓度并没有继续上升，而是逐渐下降。这可能是因为翻堆使堆体中有机质和微生物重新分配，且微生物在充足 O_2 下继续利用 O_2 分解有机物，使补充的 O_2 被消耗，因此，O_2 浓度下降。在堆肥第 14～35 天，处理组（17.40%～19.21%）的 O_2 浓度一直略低于 CK（18.45%～20.18%），这可能是生物炭的添加增强了微生物活性，使 O_2 持续缓慢被微生物利用，分解有机物。

堆肥高温期微生物代谢旺盛，分解有机质产生小分子有机酸，使堆肥 pH 值迅速降低，同时微生物快速繁殖产热使大量 NH_3 逸出，进一步降低了堆体 pH[19]。在堆肥中后期由于堆体含氮有机物被转化为铵态氮，有机酸逐渐被分解，因此，堆体 pH 值上升，本试验处理组的 pH 值高于 CK，这与前人研究结果一致[20]。EC 值与有机物矿化和可溶性盐的浓度有关，有机酸盐类和无机盐是堆肥中可溶性盐的主要组分，一定程度上反映堆肥产品对植物生长的潜在危害[11]。舍饲养殖的羊通常会补充玉米等精料，粪便中有一定的饲料残渣等，其产生的羊粪可溶性盐分含量通常较高，因此在堆肥初始即具有较高的 EC 值，通常在 4.0 mS/cm 以上[17, 21]。而本试验中放牧养殖的羊粪与舍饲养殖产生的羊粪相比，具有更低的初始 EC 值（2.1 mS/cm 以下），可能是由于放牧方式，使得粪便成分以草类残渣为主，因此也具有更低的植物毒性[11]。堆肥结束时各处理的 EC 值与初始值相比有所降低，且 EC 值均远小于 4 mS/cm，满足堆肥无害化要求。

在堆肥前期，微生物分解有机质，TC 和 TN 的含量减少。而有机质的消耗速度高于总干物质的消耗速度，氮素的消耗速度低于总干物质的消耗速度，同时生物炭的多孔结构和吸附性[5]可以吸收挥发性氮素，因此 TC 含量减少，但 TN 含量相对升高，C/N 减小。Li 等[22]认为造成堆体 TN 含量相对升高的原因可能是有机化合物的降解和“浓缩效应”。这与 Awasthi 等[17]研究结果一致，添加 10% 竹炭即可使羊粪快速矿化，在 TC 含量不断下降的同时，TN 含量先下降后不断上升，从而保存了氮，降低氮损失；张邦喜等[8]通过在鸡粪中添加生物炭也取得了近似的效果。研究发现，堆肥前期产生的有机酸和酚类等物质会抑制种子发芽[23]。GI 值是反映堆肥腐熟度和对植物毒性的常用参数[24]，GI 大于 50% 时可说明堆肥产品对植物生长无害[25]，GI 大于 80% 则说明堆肥达到腐熟[26]。舍饲养殖产生的羊粪，通常需要 20 d 以上的堆肥才能达到腐熟标准，同时山羊粪便和绵羊粪便由于其粪便成分的差异，其达到腐熟标准的所需要的堆肥时间也有较大不同[11]。本研究中，放牧山羊的羊粪经过 14 d 的堆肥，各处理 GI 即能达到 100% 以上，腐熟周期更短。其次相较于 CK，10%～15% 的生物炭可提高堆肥后 GI 值，降低堆肥的植物毒性。E_4/E_6 值是堆肥中胡敏酸在 465 和 665 nm 波长特征吸收强度之比，反映堆肥芳构化和腐熟程度，并且 E_4/E_6 值越小，腐熟度越高[27]。在堆肥高温期，有机质逐渐被分解，芳香族物质大量生成，E_4/E_6 值下降。堆肥结束时 T3 的 E_4/E_6 值显著低于其他处理，腐熟度也更高。

堆肥过程中氮素的存在形态主要为有机氮、NH_4^+-N、NO_3^--N、NH_3 等。Liu 等[28]研究发现，生物炭可以通过调节硝化作用来减少氮素损失。NH_3 挥发大多数时间发生在堆肥的高温期，主要来源于含氮有机物的氨化作用[29]。在堆肥高温期，微生物快速分解有机质，产生 NH_4^+-N，随后转化为 NH_3。NH_3 的产生主要集中在升温和高温阶段，通氧量越大，NH_3 排放越多，氮素损失就越多，但通氧不足时堆肥中微生物会产生缺氧反应，氮氧化合物气体（NO_X）排放量会上升[30]。同时，堆肥原料中的可溶性 NH_4^+ 含量和 pH 值变化对 NH_3 挥发也产生影响。本研究中，NH_3 排放集中在前 3 d，此时含氮有机物多，氧气充足，微生物活性高，NH_3 排放速率快。NH_3 的排放速率在第 3 天翻堆后迅速下降，在第 7 天翻堆后有小幅上升，可能是因为翻堆促进了微生物

对有机质的分解利用，并且使堆体内部NH_3得到释放，提高了NH_3的排放[31]。添加生物炭后，NH_3累积排放量均有不同程度的减少，可能是由于生物炭的内部结构和酸性官能团对NH_3和NH_4^+的吸附作用，同时促进了某些微生物对氮素的固定[32]。Janczak等[33]在鸡粪与小麦秸秆联合堆肥中添加木炭，发现NH_3排放集中在堆肥前3 d，添加5%和10%的木炭分别减少了30%和44%的NH_3排放。Awasthi等[17]发现10%的竹炭显著降低了羊粪堆肥中65.17%的NH_3生成。本研究中NH_3排放速率和累积排放量低于舍饲养殖羊粪的产生量[17,33]，可能是由于放牧羊粪的成分跟舍饲养殖羊粪差异较大，其含氮量更低[11,34]。粪便中的硫元素主要来源于畜禽粪便中未消化完全的蛋白质，存在形式包括无机硫和有机硫形态[35]。在厌氧条件下，硫酸盐还原菌将一部分硫酸盐还原为硫化物并产生H_2S。还有一部分硫酸盐被转化为有机硫形态，继而被催化降解发生去甲基化反应，产生H_2S[36]。堆肥初期氧气消耗快，造成局部厌氧环境，因此本研究中H_2S主要产生在堆肥前期，而生物炭的多孔结构增加了堆体内部的氧气含量，不利于厌氧环境的形成，减少了H_2S排放量。

大量研究表明，好氧堆肥通常能够降解50%左右的纤维素和60%左右的半纤维素[37]。Yin等[38]研究发现，生物炭通过增强纤维素酶和真菌群落的作用提高了纤维素的分解。本试验中，各处理组的木质纤维素含量随着堆肥进行逐渐降低，降解率逐渐增加，并且添加生物炭提高了其降解率。在堆肥初期，纤维素和半纤维素在堆肥中快速降解，相对含量逐渐下降并趋于稳定。这是由于可溶性糖、半纤维素和纤维素等易降解，且微生物群落的协同作用更容易降解这些有机质[39]。而木质素的相对含量在堆肥初期缓慢上升，这是因为尽管木质素的绝对含量在减少，但其降解速率低于同一堆肥阶段存在的其他有机物的降解，导致木质素的相对含量逐渐增加。木质素是一种大量存在于植物维管组织中的芳香族聚合物，通过C-O-C和C-C相互连接[40]，是堆肥过程中最难以降解的化合物之一。同时可能由于木质素降解菌在前期高温条件下活性较低[41]，因此堆肥初期堆体的木质素降解缓慢。随着堆肥温度降低，以子囊菌门为主的真菌代谢逐渐增强，使木质素的降解速率加快[42]。因此在嗜热阶段之外木质素降解相对加快。

4 结 论

1）本研究条件下，增加生物炭添加量可提高羊粪堆肥最高温并延长高温期持续时间，提高堆肥后pH和GI值，提高堆肥产品腐熟度。

2）添加10%生物炭可减少氮素损失33.53%，并减少40.50%的NH_3累积排放量和29.50%的H_2S累积排放量。

3）添加生物炭促进了木质纤维素降解，以10%的添加量效果最好。生物炭是一种以获取且廉价的物料，因此在羊粪堆肥中推荐添加干基质量比10%的生物炭可以实现堆肥产品质量提升和污染减排，促进粪污资源化。

参考文献 References

[1] Ge M S, Shen Y J, Ding J T, Meng H B, Zhou H B, Zhou J, Cheng H S, Zhang X, Wang J, Wang H H, Cheng Q Y, Li R, Liu J. New insight into the impact of moisture content and pH on dissolved organic matter and microbial dynamics during cattle manure composting[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 344(Pt A): 126236

[2] 生态环境部，国家统计局，农业农村部. 第二次全国污染源普查公报[R]. 北京：中华人民共和国生态环境部，2020
Ministry of Ecology and Environment, National Bureau of Statistics, Ministry of Agriculture and Rural Affairs. Bulletin of the Second National Pollution Sources Survey [R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2020 (in Chinese)

[3] 邓茹丹，王国英，李丹阳，李国学，袁京. 我国羊养殖量及其粪尿资源化利用潜力分析[J]. 农业资源与环境学报，2024，41(1)：155-163
Deng R D, Wang G Y, Li D Y, Li G X, Yuan J. Analysis of sheep breeding volume and the potential utilization of sheep manure and urine resources in China [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2024, 41(1): 155-163 (in Chinese)

[4] 张晓庆，王梓凡，参木友，白海花，塔娜. 中国农作物秸秆产量及综合利用现状分析[J]. 中国农业大学学报，2021，26(9)：30-41
Zhang X Q, Wang Z F, Can M Y, Bai H H, Ta N. Analysis of yield and current comprehensive utilization of crop straws in China[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2021, 26(9): 30-41 (in Chinese)

[5] Inyang M, Dickenson E. The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: A review[J]. *Chemosphere*, 2015, 134: 232-240

[6] Filippo O, Massimiliano P, Giulia S, Giuseppe M, Rocky K, Simone P, Giulio A. Effects of different gasification biochar grain size on greenhouse gases and ammonia emissions in municipal aerated composting processes [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 331: 117257

[7] Chowdhury M A, de Neergaard A, Jensen L S. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting[J]. *Chemosphere*, 2014, 97: 16-25

[8] 张邦喜，江滔，杨仁德，柳玲玲，朱森林，李国学. 生物炭和过磷酸钙投加对鸡粪-烟末-菌糠联合堆肥腐熟度及含氮气体排放的影响[J]. 太原理工

大学学报，2020，51(5)：724-730
Zhang B X，Jiang T，Yang R D，Liu L L，Zhu S L，Li G X. Effects of biochar and superphosphate on maturity and nitrogenous gas emission during co-composting of chicken manure and tobacco wastes with spent mushroom substrate as the bulking agent [J]. *Journal of Taiyuan University of Technology*，2020，51(5)：724-730 (in Chinese)

[9] 李太魁，王小非，郭战玲，张香凝，寇长林，王彦江．添加生物炭对猪粪好氧堆肥过程氮素转化与氨挥发的影响[J]．生态环境学报，2021，30(4)：874-879
Li T K，Wang X F，Guo Z L，Zhang X N，Kou C L，Wang Y J. Effects of biochar on nitrogen transformation and ammonia emissions during pig manure composting [J]. *Ecology and Environmental Sciences*，2021，30(4)：874-879 (in Chinese)

[10] 沈其荣，蔡枫，陈巍，董彩霞．中国有机(类)肥料[M]．北京：中国农业出版社，2021:30-40
Shen Q R，Cai F，Chen W，Dong C X. *Organic-based Fertilizers in China*[M]. Beijing：China Agriculture Press，2021:30-40 (in Chinese)

[11] 李丹阳．中国规模化羊场粪污产排特征与羊粪堆肥污染气体减控机制研究[D]．北京：中国农业大学，2021
Li D Y. Study on the production and discharge characteristics of manure and urine from large-scale sheep/goat farms in China and pollution gas emission control mechanisms during sheep/goat manure composting [D]. Beijing：China Agricultural University，2021 (in Chinese)

[12] 陈同斌，黄启飞，高定，黄泽春，郑玉琪，李艳霞．城市污泥好氧堆肥过程中积温规律的探讨[J]．生态学报，2002，(6)：911-915
Chen T B，Huang Q F，Gao D，Huang Z C，Zheng Y Q，Li Y X. Accumulated temperature as an Indicator to predict the stabilizing process in sewage sludge composting[J]. *Acta Ecologica Sinica*，2002，(6)：911-915 (in Chinese)

[13] 尹子铭，杨燕，唐若兰，鲍紫阳，李丽琼，彭丽娟，李国学，袁京．秸秆对猪粪静态兼性堆肥无害化和腐熟度的影响[J]．农业工程学报，2023，39(7)：218-226
Yin Z M，Yang Y，Tang R L，Bao Z Y，Li L Q，Peng L J，Li G X，Yuan J. Effects of maize stover on the harmlessness and maturity during the static facultative composting of pig manure [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*，2023，39(7)：218-226 (in Chinese)

[14] 徐一硕，赵哲，吴迪，高志岭，廖文华，刘春敬．生物炭、醋糟、菌剂对鸡粪存储中理化性质、氨和温室气体排放的影响[J]．环境化学，2023，42(10)：3500-3510
Xu Y S，Zhao Z，Wu D，Gao Z L，Liao W H，Liu C J. Impacts of biochar，vinegar residue and microbial inoculant on the physicochemical properties，ammonia and greenhouse gas emissions of stored chicken manure [J]. *Environmental Chemistry*，2023，42(10)：3500-3510 (in Chinese)

[15] 鲍士旦．土壤农化分析[M]．3版．北京：中国农业出版社，2000
BAO S D. *Soil and AgriculturalChemistry Analysis* [M]. 3rd ed. Beijing：China Agriculture Press，2000 (in Chinese)

[16] Van Soest P J，Robertson J B，Lewis B A. Methods for dietary fiber，neutral detergent fiber，and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition[J]. *Journal of Dairy Science*，1991，74(10)：3583-3597

[17] Awasthi M K，Duan Y，Awasthi S K，Liu T，Zhang Z，Kim S H，Pandey A. Effect of biochar on emission，maturity and bacterial dynamics during sheep manure compositing [J]. *Renewable Energy*，2020，152：421-429

[18] 葛启隆，王国英，侯瑞，张静．添加剂对污泥堆肥过程中气体排放和酶活性的影响[J]．中国环境科学，2023，43(11)：5873-5883
Ge Q L，Wang G Y，Hou R，Zhang J. Effects of the additives on gas emission and enzyme activities during sludge composting [J]. *China Environmental Science*，2023，43(11)：5873-5883 (in Chinese)

[19] 刘惠敏．污泥堆肥过程中温室气体排放和氮素损失控制工艺优化研究[D]．哈尔滨：哈尔滨工业大学，2017
Liu H M. Process optimization for greenhouse gas emissions and nitrogen loss in sewage sludge composting [D]. Harbin：Harbin Institute of Technology，2017 (in Chinese)

[20] 冯佳音．调理剂对鹿粪堆肥降解四环素类抗生素影响研究[D]．长春：东北师范大学，2021
Feng J Y. Effect of cConditioner on degradation of tetracycline antibiotics in deer manure composting [D]. Changchun：Northeast Normal University，2021 (in Chinese)

[21] 李丹阳，马若男，亓传仁，袁京，李国学，孙少泽，刘燕．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 C R，Yuan J，Li G X，Sun S Z，Liu Y. 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 (in Chinese)

[22] Li R H，Wang Q，Zhang Z Q，Zhang G J，Li Z H，Wang L，Zheng J Z. Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures [J]. *Environmental Technology*，2015，36(5/8)：815-826

[23] 范玉本，展恩欣，李清向，司洪宇，刘建民，王志新，梁晓辉．炭基微生物菌剂促进牛粪好氧堆肥腐熟过程研究[J]．河北科技大学学报，2023，44(1)：74-82
Fan Y B，Zhan E X，Li Q X，Si H Y，Liu J M，Wang Z X，Liang X H. Study on the promotion of composting process of cow dung aerobic composting by biochar-based microbial agents [J]. *Journal of Hebei University of Science and Technology*，2023，44(1)：74-82 (in Chinese)

[24] 蔡娟，张应虎，张昌勇，张显明，王召梅．牛粪堆肥过程中的物质变化及腐熟度评价[J]．贵州农业科学，2018，46(10)：72-75
Cai J，Zhang Y H，Zhang C Y，Zhang X M，Wang Z M. Material change and rotten degree evaluation in cattle dung composting process [J]. *Guizhou Agricultural Sciences*，2018，46(10)：72-75 (in Chinese)

[25] Zucconi F，Pera A，Forte M，Bertoldi M D. Evaluating toxicity of immature compost[J]. *BioCycle*，1981，22：54-57

[26] Saidi N，Kouki S，M'hiri F，Jedidi N，Mahrouk M，Hassen A，Ouzari H. Microbiological parameters and maturity degree during composting of Posidonia oceanica residues mixed with vegetable wastes in semi-arid pedo-climatic condition[J]. *Journal of Environmental Sciences(China)*，2009，21(10)：1452-1458

[27] 唐景春．生物质废弃物堆肥过程与调控[M]．北京：中国环境科学出版社，2010
Tang J C. *Composting Process and Regulation of Biomass Waste* [M]. Beijing：China Environmental Science Press，2010 (in Chinese)

[28] Liu Z Z，Yan Z W，Liu G，Wang X Y，Fang J. Impacts of adding FeSO4 and biochar on nitrogen loss，bacterial community and related functional genes during cattle manure composting [J]. *Bioresource Technology*，2023，379：129029

[29] 曹玉博，张陆，王选，马林．畜禽废弃物堆肥氨气与温室气体协同减排研究[J]．农业环境科学学报，2020，39(4)：923-932
Cao Y B，Zhang L，Wang X，Ma L. Synergistic mitigation of ammonia and greenhouse gas emissions during livestock waste composting [J]. *Journal of Agro-Environment Science*，2020，39(4)：923-932 (in

Chinese)

[30] Xu J T, Li L F, Gao L, Guo Y, Zhang H, Ji M H, Hao B. Study on the changes of the major nutrient elements during simple composting process of dry chicken manure[J]. *Agricultural Biotechnology*, 2020, 9(6): 95-98, 103

[31] 王海候, 程月琴, 金梅娟, 刘泽凯, 施林林, 陆长婴. 稻壳生物质炭对羊粪堆肥中氮素转化及固定的影响[J]. 中国农学通报, 2022, 38(27): 51-59
Wang H H, Cheng Y Q, Jin M J, Liu Z K, Shi L L, Lu C Y. Effects of rice husk biochar on nitrogen conversion and fixation in sheep manure composting[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2022, 38(27): 51-59 (in Chinese)

[32] 高文慧, 李波, 叶菁, 林怡, 王义祥, 翁伯琦. 生物炭添加对猪粪堆肥氮素形态和损失的影响[J]. 福建农业学报, 2019, 34(12): 1440-1446
Gao W H, Li B, Ye J, Lin Y, Wang Y X, Weng B Q. Effects of biochar addition on form and loss ofnitrogen in composting pig manure [J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2019, 34(12): 1440-1446

[33] Janczak D, Malinska K, Czekala W, Caceres R, Lewicki A, Dach J. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw[J]. *Waste Management*, 2017, 66: 36-45

[34] 杨世忠, 赵薇, 陈彬龙. 堆肥前后放牧绵羊粪便主要养分及重金属的变化[J]. 家畜生态学报, 2022, 43(4): 85-88
Yang S Z, Zhao W, Chen B L. Analysis of grazing sheep manure characteristics and the changes of major nutrients in composting process [J]. *Journal of Domestic Animal Ecology*, 2022, 43(4): 85-88 (in Chinese)

[35] 臧冰. 畜禽粪便堆肥过程中含硫恶臭排放规律及原位控制机制研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017
Zang B. Emission pattern and in-situ reduction mechanism of sulfur odors during composting of livestock manure [D]. Beijing: China Agricultural University, 2017 (in Chinese)

[36] Li W W, Han Z L, Sun D Z. Preparation of sludge-based activated carbon for adsorption of dimethyl sulfide and dimethyl disulfide during sludge aerobic composting[J]. *Chemosphere*, 2021, 279: 130924

[37] 吴娟. 过磷酸钙对猪粪堆肥碳、氮转化及减缓有机质降解技术机制研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017
Wu J. Technology mechanism of organic matter degradation mitigation and carbon, nitrogen transformation with superphosphate addition during pig manure composting[D]. Beijing: China Agricultural University, 2017 (in Chinese)

[38] Yin Y N, Li M T, Tao X H, Yang C, Zhang W R, Li H C, Zheng Y C, Wang X C, Chen R. Biochar enhanced organic matter transformation during pig manure composting: Roles of the cellulase activity and fungal community [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 333: 117464

[39] Liu N, Zhou J L, Han L J, Huang G Q. Characterization of lignocellulosic compositions' degradation during chicken manure composting with added biochar by phospholipid fatty acid (PLFA) and correlation analysis[J]. *Science of The Total Environment*, 2017, 586: 1003-1011

[40] Mankar A R, Pandey A, Modak A, Pant K K. Pretreatment of lignocellulosic biomass: A review on recent advances [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 334: 125235

[41] Khatami S, Deng Y, Tien M, Hatcher P G. Formation of water-soluble organic matter through fungal degradation of lignin [J]. *Organic Geochemistry*, 2019, 135: 64-70

[42] Song A L, Zhang J Y, Xu D Y, Wang E Z, Bi J J, Asante-Badu B, Njyenawe M C, Sun M M, Xue P, Wang S, Fan F L. Keystone microbial taxa drive the accelerated decompositions of cellulose and lignin by long-term resource enrichments [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 842: 156814

责任编辑: 秦梅

第一作者简介: 黄引超,硕士研究生,主要从事反刍动物营养与饲料研究。曾获得硕士一等学业奖学金、院长奖学金和校级三好学生荣誉称号。已发表SCI或中文核心论文5篇,参与内蒙古自治区科技重大专项与国家自然科学基金青年基金项目。

通讯作者简介: 和立文,副教授,博士生导师,中国农业大学引进"优秀人才",研究方向为反刍动物营养与饲料加工利用,讲授研究生课程《动物微量元素营养学》《动物营养与饲养学》。主持参与国家自然科学基金、海南省自然科学基金、内蒙古自治区科技重大专项课题、十四五重点研发课题任务等科研项目,参编书籍《畜禽福利与畜产品品质安全》《中国木本饲料研究》,参译美国标准《肉牛营养需要》(第八版),发表SCI论文近40篇,获国家发明专利1项。