

谢胜禹, 余广炜, 潘兰佳, 等. 添加生物炭对猪粪好氧堆肥的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6): 1365–1372.

XIE Sheng-yu, YU Guang-wei, PAN Lan-jia, et al. Influence of biochar on the aerobic compost of pig manure[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6): 1365–1372.

添加生物炭对猪粪好氧堆肥的影响

谢胜禹^{1,2}, 余广炜^{1*}, 潘兰佳^{1,2}, 李杰^{1,2}, 汪刚^{1,2}, 尤甫天¹, 李春星¹,
汪印¹, 王其传³

(1. 中国科学院城市环境研究所, 中国科学院城市污染物转化重点实验室, 福建 厦门 361021; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 淮安柴米河农业科技发展有限公司, 江苏 淮安 223002)

摘要:在猪粪好氧堆肥过程中添加污泥生物炭或猪粪生物炭, 研究生物炭对堆肥温度、pH、电导率(EC)、营养成分和重金属的影响。结果表明, 添加污泥生物炭组的堆体温度在第10 d达到50℃, 快于对照组的12 d, 但由于高温期停留时间较短, 未达到粪便无害化卫生要求(GB 7959—2012); 添加猪粪生物炭组的堆体温度在第4 d达到50℃, 最高温度达到66.2℃, 高于对照组的63.4℃, 且能够满足GB 7959—2012。污泥生物炭和猪粪生物炭的加入可以降低堆体可溶性盐的浓度; 添加猪粪生物炭可以降低堆体铵态氮的损失, 促进速效钾的增加, 而污泥生物炭则呈现相反的作用。堆肥后与对照组相比, 添加污泥生物炭组Cr和Cu的残渣态比例分别从93.82%和36.78%增至94.44%和41.94%, 添加猪粪生物炭组Cr和Cu的残渣态比例分别增至94.27%和60.26%, 这说明添加污泥生物炭和猪粪生物炭有利于堆肥产物Cr和Cu的固化。此外, 猪粪生物炭的加入还可以降低产物的潜在风险指数。综合分析, 与添加污泥生物炭相比, 添加猪粪生物炭的堆肥效果更好, 可以作为一种良好的堆肥添加剂。

关键词:猪粪; 好氧堆肥; 污泥生物炭; 猪粪生物炭; 理化特性

中图分类号:X705 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2019)06-1365-08 **doi:**10.11654/jaes.2018-1320

Influence of biochar on the aerobic compost of pig manure

XIE Sheng-yu^{1,2}, YU Guang-wei^{1*}, PAN Lan-jia^{1,2}, LI Jie^{1,2}, WANG Gang^{1,2}, YOU Fu-tian¹, LI Chun-xing¹, WANG Yin¹, WANG Qi-chuan³
(1. CAS Key Laboratory of Urban Pollutant Conversion, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Chaimihe Agriculture Science and Technology Development Co., Ltd, Huai'an 223002, China)

Abstract: In this work, we used sludge and pig manure biochars as additives for the aerobic compost of pig manure to study their effects on temperature, pH, electrical conductivity (EC), nutrient content, and heavy metals during composting. Our results showed that the temperature of the compost pile added with sludge biochar reached 50℃ on Day 10, faster than the control, which reached that same temperature on Day 12. However, the compost with sludge biochar addition did not meet the hygienic requirements for the harmless disposal of night soil (GB 7959—2012), due to its short residence time in the thermophilic phase. On the other hand, the temperature of the pile added with pig manure biochar reached 50℃ on Day 4, reaching its maximum at 66.2℃ (a higher temperature than the 63.4℃ of the control) and satisfying the GB 7959—2012. The concentration of soluble salts in the two piles was reduced by adding sludge biochar and pig manure biochar,

收稿日期: 2018-10-23 录用日期: 2018-12-13

作者简介: 谢胜禹(1994—), 男, 安徽淮南人, 硕士研究生, 从事废弃物资源化及污染物控制研究。E-mail: syxie@iue.ac.cn

*通信作者: 余广炜 E-mail: gwyu@iue.ac.cn

基金项目:福建省自然科学基金项目(2019J01135); 美丽中国生态文明建设科技工程专项(XDA23020500); 福建省工业引导性重点项目(2015H0044); 中国科学院青年人才领域前沿重点项目(IUEZD201402); 中日政府间国际科技创新合作重点项目(2016YFE0118000)

Project supported: The Natural Science Foundation of Fujian Province(2019J01135); The Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences(XDA23020500); The Industry Leading Key Projects of Fujian Province(2015H0044); The Key Project of Young Talent of the Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences(IUEZD201402); The China-Japanese Research Cooperative Program(2016YFE0118000)

respectively. The addition of pig manure biochar reduced the loss of ammonium nitrogen and promoted an increase in available potassium in the compost pile, while the addition of sludge biochar had the opposite effect. Furthermore, the addition of sludge and pig manure biochars in the compost increased the residual fractions of Cr and Cu: from 93.82% and 36.78% in the control, they reached 94.44% and 41.94% with the addition of sludge biochar, and 94.27% and 60.26% with the addition of pig manure biochar, respectively. These results indicated that the addition of sludge and pig manure biochars improved the immobilization of Cr and Cu in the compost products. Moreover, the addition of pig manure biochar could reduce the potential ecological risk of compost products. Overall, pig manure biochar is more effective when it is added to the compost, compared with sludge biochar, and it can be used as a suitable compost additive.

Keywords: pig manure; aerobic compost; sludge biochar; pig manure biochar; physicochemical properties

随着国民经济的增长和居民生活水平的不断提升,我国禽畜养殖业逐渐向规模化、集约化发展,产生了大量的禽畜粪便。据统计,全国养猪场约6.5万~7万个,每年产生的猪粪总量约2亿t^[1]。虽然猪粪中含有丰富的有机质和营养元素,但如果未经合理处置,猪粪中的无机盐、病原微生物、寄生虫卵及重金属等物质会引发水体及土壤污染,甚至会危害人畜健康^[2-4]。所以,如何合理地处置猪粪,解决猪粪资源化利用过程中产生的环境问题受到了广泛关注。

目前,猪粪的处理方式主要包括沼气发酵、饲料化处理和好养堆肥^[5]。其中猪粪采用高温好氧堆肥腐熟处理后再使用,可以杀灭猪粪中携带的病原体,避免猪粪带来的环境污染问题,猪粪腐熟后养分含量得到提高^[6]。此外,堆肥还会增加重金属与有机质之间的结合,降低重金属的迁移性和植物有效性^[7]。但是该方法依然面临堆肥周期长、氮元素损失高、重金属污染等问题^[8-9]。生物炭是固体废弃物在缺氧环境中,经高温热裂解后生成的固态产物^[10]。近年来,许多研究者将生物炭作为添加剂用于提高堆肥品质。李荣华等^[11]研究发现木炭能够有效吸附铵态氮和氨气等氮素物质,降低堆体铵态氮浓度,从而减少氨气的挥发。Sanchez-Monedero等^[12]总结出生物炭特殊的多孔结构能为微生物群落提供合适的环境,有利于促进硝化反应和抑制氨气挥发。李波等^[13]研究发现

添加花生壳生物炭有利于碳损失率的降低和堆肥的腐熟。此外,毛晖等^[14]还发现生物炭可以促进猪粪堆肥过程中重金属的钝化。

热解技术可以良好实现污泥和猪粪的无害化与减量化,能够去除其中的寄生虫卵、细菌、病原体及有机物污染,并在一定程度上固化重金属^[15]。但是,到目前为止,对于污泥和猪粪热解得到的末端产物生物炭的资源化利用研究不多,实现其规模化高附加值利用方面的研究内容更是缺乏。因此,本研究重点探讨了添加污泥生物炭和猪粪生物炭对猪粪好氧堆肥中温度、pH、电导率(EC)、营养元素和重金属的影响,同时对堆肥产物开展潜在生态风险评估,为提高畜禽废弃物堆肥品质、进一步拓展生物炭的利用途径提供了一些新思路与数据支撑。

1 材料与方法

1.1 物料来源

实验采用的新鲜猪粪(含水率79.09%)取自厦门某养猪场,稻壳(含水率9.68%)来自福建某农田用于调节堆肥参数。堆肥添加的污泥生物炭和猪粪生物炭来自中国科学院城市环境研究所20t·d⁻¹的固体废弃物热解炭化生产线,其制备条件为600℃热解30min。热解得到的污泥生物炭和猪粪生物炭冷却后保存于真空干燥器中备用。物料的基本性质如表1所示,生物炭的孔隙特征如图1和表2所示。

表1 物料的基本性质
Table 1 Basic properties of raw materials

样品 Samples	C/N	C/H	pH	EC/ mS·cm ⁻¹	铵态氮 Ammonium nitrogen/ mg·kg ⁻¹	有效磷 Available phosphorus/ mg·kg ⁻¹	速效钾 Available potassium/ mg·kg ⁻¹	重金属浓度 Heavy metal concentrations/mg·kg ⁻¹				
								Cr	Mn	Ni	Cu	Zn
猪粪	17.27	0.52	7.94	4.55	364.28	1 140.62	7 799.04	31.43	554.37	16.94	217.37	1 552.12
稻壳	71.38	0.57	6.57	0.97	10.16	32.98	368.45	16.69	321.47	0.70	3.86	74.20
污泥生物炭	31.93	3.26	8.13	2.68	10.02	17.96	103.56	5 335.62	4 267.78	1 325.90	7 087.30	5 240.41
猪粪生物炭	54.42	1.36	9.66	3.68	9.64	33.73	454.35	102.80	2 477.23	59.12	829.86	3 584.24

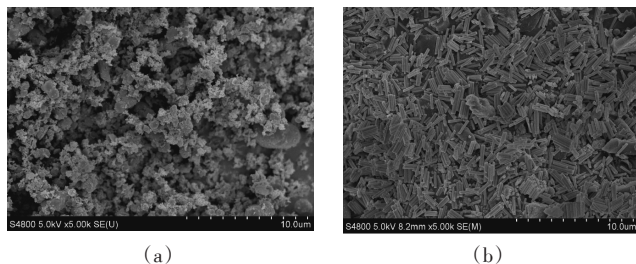


图1 污泥生物炭(a)与猪粪生物炭(b)的电镜照片

Figure 1 SEM pictures of sludge biochar(a) and pig manure biochar(b)

表2 污泥生物炭与猪粪生物炭的孔隙特征

Table 2 Pore properties of sludge biochar and pig manure biochar

样品 Samples	BET比表面积 Specific surface area/m ² ·g ⁻¹	总孔体积 Total pore volume/ cm ³ ·g ⁻¹	平均孔直径 Average pore size/nm
污泥生物炭	9.283 8	0.037 7	16.248 1
猪粪生物炭	19.409 1	0.071 1	14.656 4

1.2 堆肥实验

堆肥装置选择体积约为30 L的塑料泡沫箱。泡沫箱底部打孔后,铺设一层滤网,用于空气流通和防止物料外漏。堆肥实验共设3个处理:对照组为15 kg猪粪和0.5 kg稻壳;在对照组的基础上,2个实验组分别加入质量分数10%的污泥生物炭或猪粪生物炭;3个处理的含水率均调节为60%。充分混合后,将物料均匀地铺放在泡沫箱内的筛网上。整个堆肥过程持续45 d,其中每3 d推翻一次。每日17点用温度计测量堆体温度,并记录环境温度。同时根据堆体温度变化分别在0、3、5、9、15、23、30、45 d采集样品,置于-18℃条件下保存待测。

1.3 分析方法

样品的C、N、H含量由元素分析仪(Vario MAX, Germany)测定。

生物炭的表面形貌用场发射扫描电子显微镜(S-4800, Japan)进行观察。

生物炭的氮气吸脱附曲线通过化学吸附仪(Tri-star 3000, USA)测定,再通过Brunauer-Emmett-Teller (BET)方法计算其比表面积、总孔体积和平均孔直径。

pH和EC:样品的液态提取物为样品质量与去离子水按体积比1:5(W/V)配制,在240 r·min⁻¹下机械振动60 min,静置30 min后取上层清液,然后通过pH计(Ultra Basic-7, US)和电导率仪(Cond 3110 and Tetra-con 325, Germany)测定。

营养元素含量:样品中的铵态氮、有效磷和速效

钾含量由高精度智能土壤肥料养分速测仪(HM-Q800, China)测定。

重金属含量:称取0.10 g干燥研磨过筛(100目)样品,加入到混酸(HNO₃-HClO₄-HF=5:5:2)体系,利用石墨消解仪(GST 25-20, China)进行消解,得到的消解液过滤定容后,用ICP-MS(Agilent 7500CX, USA)进行检测得到Cr、Mn、Ni、Cu和Zn的含量^[16]。

重金属形态:采用欧洲标准测试分析委员会提供的BCR连续提取法进行样品预处理,然后用ICP-MS进行检测。预处理具体步骤^[17]如下:弱酸提取态(F1),取干燥研磨过筛(100目)样品0.50 g,加入醋酸溶液(20 mL 0.11 mol·L⁻¹),室温振荡16 h, 8000 r·min⁻¹离心10 min, 0.22 μm滤膜过滤定容后保存待测。可还原态(F2),第1步固相残渣干燥后加入氯化羟胺溶液(20 mL 0.5 mol·L⁻¹),振荡、离心、过滤、定容后保存待测。第3步:可氧化态(F3),在第2步固相残渣干燥后加入H₂O₂(5 mL 30%)静置1 h,然后在85℃条件下加热1 h后加入H₂O₂(5 mL 30%)继续加热,溶液近干后加入醋酸铵溶液(25 mL 1 mol·L⁻¹),振荡、离心、过滤、定容后保存待测。残渣态(F4),操作方法见重金属含量分析。上述液体用ICP-MS(Agilent 7500CX, USA)进行检测得到Cr、Mn、Ni、Cu和Zn的含量。

潜在生态风险评估:重金属风险评价指数用于评价堆肥产物中重金属的潜在风险污染,其计算公式^[18]如下:

$$C_i = W_s / W_n \quad (1)$$

$$E_i = T_i \times C_i \quad (2)$$

$$I_R = \sum E_i \quad (3)$$

式中:W_s为样品重金属(F1+F2+F3)的含量;W_n为样品重金属F4的含量;C_i为单一金属污染系数;T_i为重金属生物毒性响应因子,其中Ni(6)>Cu(5)>Cr(2)>Zn(1)=Mn(1);E_i为单项潜在生态风险系数;I_R为重金属潜在生态风险指数。

1.4 数据分析

为保证结果准确,所有的实验均重复3次。使用SPSS 20.0软件对结果进行单因素方差分析(ANOVA)和最小显著性差异检验(LSD, P<0.05)。采用Origin 8.5进行作图分析。

2 结果与讨论

2.1 添加生物炭对堆体温度的影响

温度是影响微生物生长与繁殖的重要因素,体现了堆体中生化活动的强弱。堆肥过程中温度的变化

如图2所示。3个堆体的温度范围主要在40~65℃,不同处理方式对温度的影响存在一定的差异。对照组的堆体温度在第12 d达到50℃,且在50℃以上停留13 d,在60℃以上停留5 d,最高温度能达到63.4℃。添加污泥生物炭组的堆体温度在第10 d达到50℃,且在50℃以上停留8 d,在60℃以上停留2 d,最高温度能达到62.3℃。添加猪粪生物炭组的堆体温度在第4 d达到50℃,并且在50℃以上停留14 d,在60℃以上停留7 d,最高温度能达到66.2℃。综上所述,对照组和添加猪粪生物炭组的堆体温度可以满足粪便无公害卫生要求(GB 7959—2012)^[19],其中添加猪粪生物炭的效果最好,有利于提高堆体的升温速率和温度。这主要是因为与污泥相比,猪粪中含有更多的有机质和较少的灰分,在热解过程中有机质分解产生大量的气体造成了猪粪生物炭更大的比表面积和总孔体积,可以增强持水和曝气能力,从而提高了堆体中微生物的数量与活性,造成了堆体温度的增加^[12]。

2.2 添加生物炭对堆体pH的影响

pH是堆肥产物应用的主要指标,决定着微生物生活环境和重金属迁移情况。堆肥过程中堆体pH的变化如图3所示。堆肥过程中对照组的pH呈现先降低、后升高、再降低,最后趋于稳定的趋势。这是由于堆肥初期堆体局部供氧不足而厌氧发酵产生大量的有机酸和CO₂导致pH下降^[20];随后微生物分解有机物产生大量的NH₃引起pH快速上升^[11];此后硝化菌的硝化作用产生了大量H⁺,同时有机物分解产生的有机酸造成了堆体pH的下降^[20];随着堆肥进行,氨挥发减弱、易分解有机质耗竭,堆肥过程中形成的碳酸盐缓冲体系使得后期的pH趋于稳定^[14]。添加污泥生物炭组pH的变化趋势与对照组相似。而添加猪粪生物炭组堆肥初期的pH呈现升高的趋势,这主要因为堆

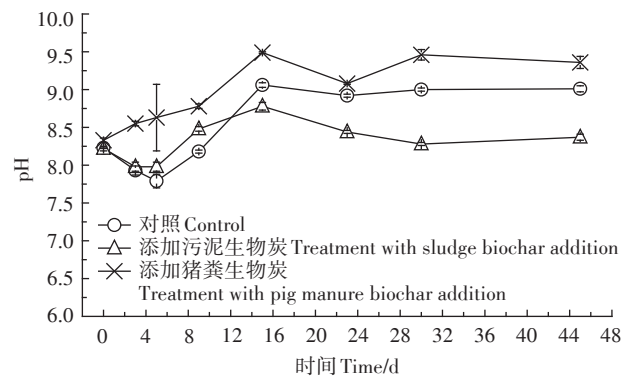


图3 堆肥过程中pH的变化

Figure 3 Changes of pH during composting

肥初期堆体温度快速上升,有机物被大量分解;随着堆肥的进行,堆体pH的变化趋势与其余两个处理相似。堆肥结束后,堆体的pH从小到大依次为添加污泥生物炭组、对照组和添加猪粪生物炭组。这主要由于添加猪粪生物炭组的堆肥温度与升温速率较高,导致其堆体内有机物和小分子酸被彻底分解;而添加污泥生物炭组的堆肥温度较低,酸性物质未被完全分解,造成了其较低的pH。

2.3 添加生物炭对堆体电导率的影响

EC与底物的矿化作用有关,表明堆肥产物对植物的毒性和抑制作用^[21]。过高的EC不利于植物的生长,会降低植物生长速度与产量,发生烧苗现象^[22]。堆肥过程中EC的变化如图4所示。对照组的EC呈现先上升、后降低、再上升稳定的趋势。这是因为初期物料被分解产生大量无机盐,随后由于NH₃的挥发导致EC下降,最后硝化细菌矿化产生NO₃导致EC上升^[11]。添加污泥生物炭组EC的变化趋势与对照组相似。添加猪粪生物炭组EC呈现先下降,后上升稳定的趋势。这是由于生物炭对水溶性盐的吸附作用使

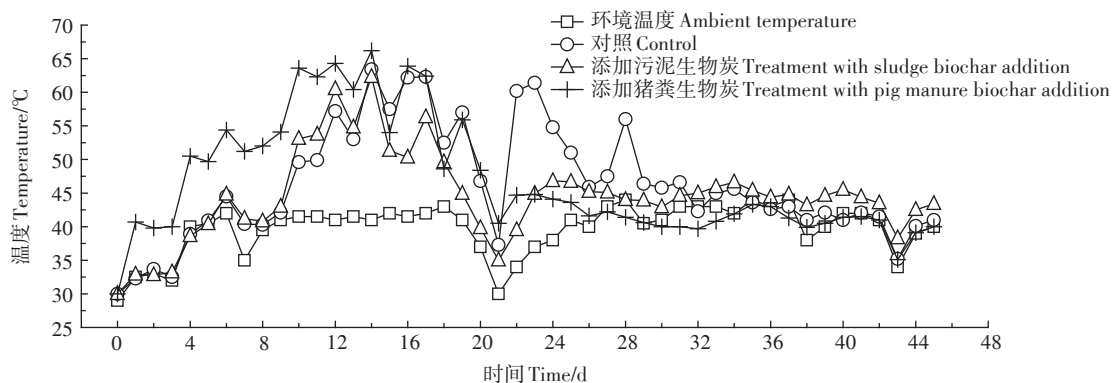


图2 堆肥过程中温度的变化

Figure 2 Changes of temperature during composting

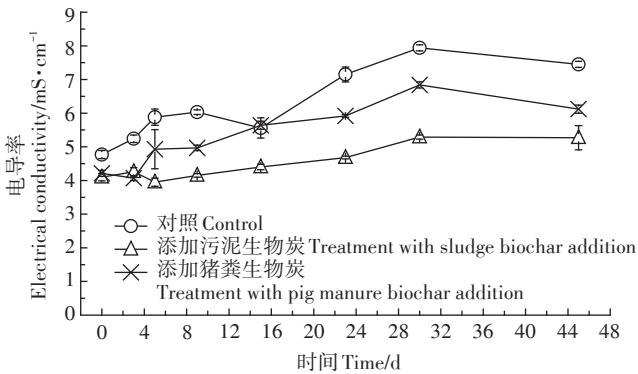


图4 堆肥过程中EC的变化

Figure 4 Changes of electricity conductivity during composting

得堆肥初期EC呈现下降的趋势^[11]。堆肥结束后,堆体的EC从小到大依次为添加污泥生物炭组、添加猪粪生物炭组和对照组。这说明生物炭的加入可以极大降低堆肥产物的盐渍化风险,提高其安全性,而添加污泥生物炭组EC偏小主要是因为堆体内物质未被完全分解。

2.4 添加生物炭对堆体营养成分的影响

铵态氮是体现堆肥过程中氮素损失的重要指标,有效磷和速效钾的含量则反映堆肥产物的营养价值。堆肥前后营养成分的变化如表3所示。由于生物炭中营养成分的含量较低,所以堆肥前添加污泥生物炭及猪粪生物炭组中铵态氮、有效磷和速效钾的含量均低于对照组。堆肥后对照组中铵态氮的含量呈现降低的趋势,有效磷和速效钾的含量呈现升高的趋势。这是因为堆肥过程中铵态氮被转化为硝态氮或被微生物固定为有机氮造成了铵态氮含量的降低,堆肥中的浓缩效应和微生物将含钾物质转化为可溶性钾盐造成了有效磷和速效钾含量的增加^[11,23]。由于污泥

生物炭中Ca、Fe和Al的浓度较高,这些物质在碱性条件下容易与有效磷形成络合物,所以堆肥后有效磷的含量大幅降低^[24]。而添加猪粪生物炭可以降低铵态氮的损失,促进速效钾含量的增加。这是因为猪粪生物炭更发达的孔隙结构增强了对氨气、铵态氮和可溶性钾盐的吸附,减少了氨气和速效钾的转化;此外,猪粪生物炭的加入增强了微生物活性从而促进了含钾物质的转化^[12,23]。

2.5 添加生物炭对堆体重金属浓度和BCR形态的影响

堆肥前后重金属浓度的变化如表4所示。其中堆肥后重金属的富集系数(EF)计算公式如下:

$$EF=C_2/C_1 \tag{4}$$

式中: C_1 和 C_2 分别代表堆肥前后重金属的浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

堆肥前,对照组重金属的浓度依次为 $\text{Zn}>\text{Mn}>\text{Cu}>\text{Cr}>\text{Ni}$,其中Zn的含量超过了 $1300\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;添加污泥生物炭组的重金属浓度较高,依次为 $\text{Cu}>\text{Cr}>\text{Zn}>\text{Mn}>\text{Ni}$,除Ni以外,重金属的浓度均超过 $1050\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;添加猪粪生物炭组的重金属浓度略高于对照组,但低于添加污泥生物炭组。堆肥后,3个堆体的重金属浓度都呈现了增加的趋势,其富集系数均大于1。这是因为堆肥过程中有机物被降解及 CO_2 和挥发性物质的挥发损失引起堆体中重金属的富集^[25]。与对照组相比,添加生物炭组的重金属富集程度出现一定的下降,其中添加污泥生物炭组的富集系数最小,这主要和堆体中物质降解和挥发程度有关,特别是重金属含量较高的污泥生物炭摩尔C/H达到3.26,具有较高的芳香性与稳定性^[25-26]。

BCR连续提取法广泛地应用于重金属的形态研究,其中酸溶态和可还原态很容易被植物吸收,属于

表3 堆肥前后营养成分的变化

Table 3 Changes of nutrient contents before and after composting

营养元素 Nutrient elements	处理 Treatments	堆肥前 Before composting/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	堆肥后 After composting/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	改变量 $\Delta/\%$
铵态氮	对照	408.81±31.49a	361.29±20.08a	-11.62
	添加污泥生物炭	406.20±52.26a	321.08±5.79b	-20.96
	添加猪粪生物炭	342.96±17.90a	308.31±2.57b	-10.10
有效磷	对照	1 675.00±184.55a	2 172.99±109.59a	29.73
	添加污泥生物炭	1 498.66±87.69ab	974.47±44.87b	-34.98
	添加猪粪生物炭	1 256.61±52.55b	1 229.86±99.57b	-2.13
速效钾	对照	6 765.61±185.93a	10 923.83±204.41a	61.46
	添加污泥生物炭	3 686.42±99.64c	4 825.13±78.88c	30.89
	添加猪粪生物炭	5 043.64±149.60b	8 255.66±572.13b	63.68

注:同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同。
Note: The different lowercase letters in a column indicate significant differences among different treatments at $P<0.05$ level. The same below.

生物可利用态;残渣态则属于相对稳定的重金属形态^[17]。堆肥前后重金属形态的变化如表5所示。对于对照组,堆肥后Cr的残渣态比例增加;Mn的生物可利用态比例降低;Ni的生物可利用态比例降低,但残渣态比例也呈现明显下降的趋势;Cu和Zn的生物可利用态比例增加,残渣态比例降低。由此可见,堆肥过程不利于重金属Ni、Cu和Zn的稳定化,这与何增明等^[25]、葛骁等^[27]的研究结果相反,与杨萍萍^[28]的研究结果相似。这可能是因为堆肥时间较短,温度较低,堆肥过程中形成的腐殖质有限,与重金属结合的位点有限,导致大量游离态的重金属没有与腐殖质形成稳定的形态^[7,28]。堆肥过程加入污泥生物炭可以增加Cr和Cu的残渣态比例;堆肥后与对照组相比,添加污泥生物炭组Cr和Cu的残渣态比例分别从93.82%和36.78%增至94.44%和41.94%;但是Mn、Ni和Zn的生物可利用态比例呈现上升、残渣态比例呈现下降的趋势。关于添加猪粪生物炭组,其重金属变

化趋势与添加污泥生物炭组相似;堆肥后与对照组相比,添加猪粪生物炭组Cr和Cu的残渣态比例分别增至94.27%和60.26%。此外,添加猪粪生物炭组Cr、Mn和Zn的生物可利用态比例比添加污泥生物炭组高,残渣态比例比其低;Ni和Cu的生物可利用态比例比添加污泥生物炭组低,残渣态比例比其高。总的来说,不同生物炭的加入对重金属的影响存在差异,其原因主要有:(1)生物炭中重金属形态的差异改变了堆体中重金属的形态分布;(2)堆体温度、pH、EC及营养成分的差异造成了重金属与有机物、腐殖质及矿物质结合程度的不同;(3)微生物在不同生物炭的作用下对重金属的固化作用存在差异^[12,25,29]。

2.6 环境风险评估

堆肥样品中重金属的潜在生态风险评估结果和指标如表6所示。堆肥后对照组Mn、Ni、Cu和Zn的潜在生态风险系数出现了不同程度的增加,特别是Ni和Cu的增加幅度较大。对于添加污泥生物炭和猪粪生

表4 堆肥前后重金属浓度的变化

Table 4 Changes of heavy metals concentrations before and after composting

重金属 Heavy metals	处理 Treatments	C _i /mg·kg ⁻¹	C _f /mg·kg ⁻¹	EF/%
Cr	对照	29.57±1.69b	73.75±0.99c	2.49
	添加污泥生物炭	3 850.99±91.22a	4 417.23±35.02a	1.15
	添加猪粪生物炭	94.31±5.60b	147.53±4.73b	1.56
Mn	对照	525.06±27.77b	1 163.15±28.58b	2.22
	添加污泥生物炭	1 071.48±40.90a	1 073.62±10.28c	1.00
	添加猪粪生物炭	1 108.40±24.32a	1 333.80±21.19a	1.20
Ni	对照	14.90±1.25c	34.90±1.82c	2.34
	添加污泥生物炭	688.30±9.92a	772.38±9.75a	1.12
	添加猪粪生物炭	56.91±1.31b	72.51±7.13b	1.27
Cu	对照	190.50±7.66c	510.74±68.99c	2.68
	添加污泥生物炭	3 937.99±148.34a	4 252.72±28.54a	1.08
	添加猪粪生物炭	511.18±14.19b	821.54±6.57b	1.61
Zn	对照	1 366.11±51.03c	3 426.81±56.87b	2.51
	添加污泥生物炭	2 899.69±98.37a	5 265.14±39.22a	1.82
	添加猪粪生物炭	1 536.31±39.68b	3 463.28±28.07b	2.25

表5 堆肥前后重金属形态的变化(%)

Table 5 Changes of heavy metals speciation before and after composting(%)

处理 Treatments		Cr		Mn		Ni		Cu		Zn	
		F1+F2	F4	F1+F2	F4	F1+F2	F4	F1+F2	F4	F1+F2	F4
对照	堆肥前	1.40	91.88	42.16	51.48	14.07	80.01	6.39	74.35	19.03	77.82
	堆肥后	1.97	93.82	31.21	50.61	8.25	54.76	10.67	36.78	21.21	66.66
添加污泥生物炭	堆肥前	0.04	97.94	24.63	58.53	4.80	65.91	5.47	58.71	15.73	76.79
	堆肥后	0.12	94.44	47.59	31.05	12.24	42.72	16.70	41.94	22.86	62.16
添加猪粪生物炭	堆肥前	0.52	97.35	39.22	52.02	5.57	83.72	7.80	77.22	30.37	66.09
	堆肥后	2.21	94.27	57.37	21.18	10.11	52.44	12.46	60.26	30.92	54.47

表6 堆肥样品中重金属的潜在生态风险评估

Table 6 Potential ecological risk assessment of heavy metals in compost samples

处理 Treatments		单项潜在生态风险系数 E_r Potential ecological risk indices for heavy metals					潜在生态 风险指数 I_R Potential ecological risk indices for composting products	潜在生态 风险程度 Potential ecological risk degree
		Cr	Mn	Ni	Cu	Zn		
对照	堆肥前	0.18	0.94	1.50	1.72	0.29	4.63	轻微
	堆肥后	0.13	0.98	4.96	8.59	0.50	15.16	轻微
添加污泥 生物炭	堆肥前	0.04	0.71	3.10	3.52	0.30	7.67	轻微
	堆肥后	0.12	2.22	8.04	6.92	0.61	17.91	轻微
添加猪粪 生物炭	堆肥前	0.05	0.92	1.17	1.48	0.51	4.13	轻微
	堆肥后	0.12	3.72	5.44	3.30	0.84	13.42	轻微
单项潜在生态风险系数 E_r		潜在生态风险指数 I_R					潜在生态风险程度	
$E_r \leq 40$		$I_R \leq 150$					轻微	
$40 < E_r \leq 80$		$150 < I_R \leq 300$					中等	
$80 < E_r \leq 160$		$300 < I_R \leq 600$					较高	
$160 < E_r \leq 320$		$I_R > 600$					高	
$E_r > 320$							很高	

物炭组来说,重金属风险系数在堆肥后均出现不同程度的增加。与对照组相比,添加污泥生物炭和猪粪生物炭可以降低堆肥产物中Cr和Cu的潜在生态风险系数。总的来说,3种处理方式堆肥产物重金属的潜在生态风险程度均为轻微水平,其风险指数从小到大依次为添加猪粪生物炭组、对照组和添加污泥生物炭组。

3 结论

(1)添加污泥生物炭可以提高猪粪好氧堆肥的升温速率,但由于高温期停留时间较短,并未达到GB 7959—2012的要求;添加猪粪生物炭有利于提高堆体的升温速率和堆肥温度,并满足标准的要求。

(2)污泥生物炭和猪粪生物炭的加入可以降低堆体可溶性盐的浓度;猪粪生物炭的加入可以降低堆体铵态氮的损失,促进速效钾的增加,而污泥生物炭则呈现相反的作用。

(3)猪粪堆肥过程不利于重金属Ni、Cu和Zn的稳定化;而污泥生物炭和猪粪生物炭的加入可以增加堆肥产物Cr和Cu的残渣态比例。

(4)堆肥产物的生态风险指数从小到大依次为添加猪粪生物炭组、对照组和添加污泥生物炭组,3种处理方式堆肥后重金属的潜在生态风险程度均为轻微水平。

参考文献:

[1] 卢朝义. 中国猪场粪污处理的现状与发展趋势[J]. 今日养猪业, 2013(6):26-30.

LU Chao-yi. Status and development trend of pig manure treatment in China[J]. *Pigs Today*, 2013(6):26-30.

[2] Mc Carthy G, Lawlor P G, Coffey L, et al. An assessment of pathogen removal during composting of the separated solid fraction of pig manure [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(19):9059-9067.

[3] Prapaspongsa T, Poulsen T G, Hansen J A, et al. Energy production, nutrient recovery and greenhouse gas emission potentials from integrated pig manure management systems[J]. *Waste Management & Research*, 2010, 28(5):411-422.

[4] Zhou D M, Hao X Z, Wang Y J, et al. Copper and Zn uptake by radish and pakchoi as affected by application of livestock and poultry manures [J]. *Chemosphere*, 2005, 59(2):167-175.

[5] 屠巧萍. 生物质炭添加对猪粪堆肥腐殖化的影响及机理研究[D]. 杭州:浙江大学, 2014.

TU Qiao-ping. Effects of biochar on humification of pig manure composting[D]. Hangzhou:Zhejiang University, 2014.

[6] 马怀良, 许修宏. 畜禽粪便高温堆肥化处理技术[J]. 东北农业大学学报, 2005, 36(4):536-540.

MA Huai-liang, XU Xiu-hong. The technologies of aerobic compost of animal dung[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2005, 36(4):536-540.

[7] 熊雄, 李艳霞, 韩杰, 等. 堆肥腐殖质的形成和变化及其对重金属有效性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6):2137-2142.

XIONG Xiong, LI Yan-xia, HAN Jie, et al. Formation and transformation of humus in composting and its impacts on bioavailability of toxic metals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(6):2137-2142.

[8] Plaza C, Nogales R, Senesi N, et al. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(11):5085-5089.

[9] Pagans E, Barrena R, Font X, et al. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature

- [J]. *Chemosphere*, 2006, 62(9):1534-1542.
- [10] Xu X Y, Cao X D, Zhao L, et al. Comparison of sewage sludge- and pig manure-derived biochars for hydrogen sulfide removal[J]. *Chemosphere*, 2014, 111:296-303.
- [11] 李荣华, 张广杰, 张增强, 等. 添加木炭改善猪粪稻壳好氧堆肥工艺及质量[J]. 农业工程学报, 2014, 30(16):230-238.
LI Rong-hua, ZHANG Guang-jie, ZHANG Zeng-qiang, et al. Improving pig manure and rice husk compost technology and quality by wood charcoal addition[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2014, 30(16):230-238.
- [12] Sanchez-Monedero M A, Cayuela M L, Roig A, et al. Role of biochar as an additive in organic waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247:1155-1164.
- [13] 李波, 叶菁, 刘岑薇, 等. 生物炭添加对猪粪堆肥过程碳素转化与损失的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(9):3511-3518.
LI Bo, YE Jing, LIU Cen-wei, et al. Effects of biochar addition on carbon transformation during composting of pig manure[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(9):3511-3518.
- [14] 毛晖, 李荣华, 黄懿梅, 等. 添加剂对猪粪好氧堆肥过程锌和铜形态的影响[J]. 农业机械学报, 2013, 44(10):164-171.
MAO Hui, LI Rong-hua, HUANG Yi-mei, et al. Effect of additives on forms of Zn and Cu during aerobic composting of pig manure[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Machinery*, 2013, 44(10):164-171.
- [15] Chen D Z, Yin L J, Wang H, et al. Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review[J]. *Waste Management*, 2014, 34(12):2466-2486.
- [16] Li J, Yu G W, Xie S Y, et al. Immobilization of heavy metals in cements produced from sewage sludge biochar[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 628-629:131-140.
- [17] 谢胜禹, 余广炜, 李杰, 等. 污泥水热联合热解处理对固相产物中重金属的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(7):2114-2222.
XIE Sheng-yu, YU Guang-wei, LI Jie, et al. Effects of hydrothermal treatment coupled pyrolysis on heavy metals in solid products from sewage sludge[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(7):2114-2222.
- [18] Jin J W, Li Y N, Zhang J Y, et al. Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 320:417-426.
- [19] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. 粪便无害化卫生要求:GB 7959—2012[S]. 北京:中国标准出版社, 2013.
Ministry of Health of PRC, China National Standardization Management Committee. Hygienic requirements for harmless disposal of night soil:GB 7959—2012[S]. Beijing:China Standards Press, 2013.
- [20] 李荣华, 张广杰, 秦睿, 等. 添加钝化剂对猪粪好氧堆肥过程中理化特性的影响[J]. 环境科学学报, 2012, 32(10):2591-2599.
LI Rong-hua, ZHANG Guang-jie, QIU Rui, et al. Influence of heavy metal passive agents on the compost physicochemical properties during the swine manure composting[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(10):2591-2599.
- [21] Zhang J, Chen G, Sun H, et al. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200:876-883.
- [22] Corwin D L, Lesch S M. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture[J]. *Agronomy Journal*, 2003, 95(3):455-471.
- [23] 杨雪, 连宾, 朱晓玲, 等. 添加钾矿粉对鸡粪堆肥中N、P和K含量的影响[J]. 地球与环境, 2012, 40(2):286-292.
YANG Xue, LIAN Bin, ZHU Xiao-ling, et al. Effects of adding potassium-bearing mineral powder on nitrogen, phosphorus and potassium contents of chicken manure compost[J]. *Earth and Environment*, 2012, 40(2):286-292.
- [24] Vandecasteele B, Willekens K, Steel H, et al. Feedstock mixture composition as key factor for C/P ratio and phosphorus availability in composts: Role of biodegradation potential, biochar amendment and calcium content[J]. *Waste and Biomass Valorization*, 2017, 8(8):2553-2567.
- [25] 何增明, 刘强, 谢桂先, 等. 好氧高温猪粪堆肥中重金属砷、铜、锌的形态变化及钝化剂的影响[J]. 应用生态学报, 2010, 21(10):2659-2665.
HE Zeng-ming, LIU Qiang, XIE Gui-xian, et al. Changes of heavy metals form during aerobic high temperature composting of pig manure and the effect passivators[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(10):2659-2665.
- [26] Huang H J, Yang T, Lai F Y, et al. Co-pyrolysis of sewage sludge and sawdust/rice straw for the production of biochar[J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2017, 125:61-68.
- [27] 葛骁, 卞新智, 王艳, 等. 城市生活污泥堆肥过程中重金属钝化规律及影响因素的研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(3):502-507.
GE Xiao, BIAN Xin-zhi, WANG Yan, et al. Immobilization and its influencing factors of heavy metals during composting of sewage sludge[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3):502-507.
- [28] 杨萍萍. 外接菌种对城市污泥好氧堆肥的影响研究[D]. 广州:华南理工大学, 2017.
YANG Ping-ping. Research on the effect of exogenous microorganisms inoculation on the performance of municipal sludge aerobic composting[D]. Guangzhou:South China University of Technology, 2017.
- [29] Godlewska P, Schmidt H P, Ok Y S, et al. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 246:193-202.