



移动扫码阅读

袁中帮,张天宇,许飞龙,等.生物炭去除土壤重金属研究进展[J].能源环境保护,2021,35(3):1-6.

YUAN Zhongbang, ZHANG Tianyu, XU Feilong, et al. Research progress of heavy metals removal in soil by biochar[J]. Energy Environmental Protection, 2021, 35(3): 1-6.

生物炭去除土壤重金属研究进展

袁中帮,张天宇,许飞龙,郭富强

(中煤浙江生态环境发展有限公司,浙江湖州313004)

摘要:针对生物炭作为新型土壤改良剂的研究进展,介绍了生物炭制备方法,分析了生物炭与土壤重金属作用机制,探讨了生物炭联用技术。分析认为:原料、热解温度、热解时间等制备条件对生物炭去除重金属效果有不同程度的影响,热解温度影响程度最高,可以通过优化热解温度等条件制备生物炭;生物炭与土壤重金属间有直接和间接两种作用方式,不同生物炭与重金属间的作用机理也存在差异,需要深入了解作用机制并选择合适的生物炭;相比于单一生物炭施用,与碱性物质和堆肥技术联用可强化协同作用并优化土壤修复效果。

关键词:土壤;生物炭;重金属;机理;联用技术

中图分类号:X53

文献标识码:A

文章编号:1006-8759(2021)03-0001-06

Research progress of heavy metals removal in soil by biochar

YUAN Zhongbang, ZHANG Tianyu, XU Feilong, GUO Fuqiang

(Zhongmei Zhejiang Ecological Environment Development Co., Ltd., Huzhou 313004, China)

Abstract: Aiming at the research progress of biochar as a new type of soil amendment, the preparation method of biochar was introduced. The mechanism of biochar and soil heavy metals was analyzed, and the biochar hyphenated technology was discussed. It is concluded that the raw materials, pyrolysis temperature, pyrolysis time and other preparation conditions have varying degrees of influence on the removal of heavy metals by biochar. The pyrolysis temperature has the highest influence. The biochar can be prepared by optimizing the pyrolysis temperature and other conditions. There are two action modes between biochar and soil heavy metals: direct and indirect. The mechanisms between different biochar and heavy metals are different. It is necessary to study the mechanism and select the appropriate biochar. Compared with the application of single biochar, the synergistic and remediation effect of biochar can be improved by combining with alkaline substances and composting technology.

Key Words: Soil; Biochar; Heavy metals; Mechanism; Hyphenated technology

0 引言

工业革命以后,人类活动(采矿、金属冶炼、化肥农药施用、废水灌溉和污泥排放)的急剧增加导致大量重金属污染物被排放到自然环境中。这些重金属一旦进入土壤环境,性质非常稳定且难以被自然降解,会对土壤质量、地下水水质、土壤微生物产生不利影响,还可以通过食物链和食物网

进入人体,对人类健康构成巨大威胁。传统的物理化学方法在一定程度上可以缓解土壤重金属污染,但存在着效率低、适用性差且会产生二次环境污染等缺点。

近年来,生物炭作为一种新型土壤改良剂已被广泛研究。生物炭是生物质热解的固态产物,碳元素含量可达60%以上^[1]。它具有多孔结构、较大的比表面积以及丰富的含氧官能团,对重金

属污染物具有很强的吸附能力,可用于修复重金属污染土壤。

留时间等多种因素的影响,不同反应条件下制得的生物炭修复重金属污染土壤的效果如表 1 所示。

1 生物炭的制备

生物炭的性能受到原材料、热解温度、热解停

表 1 不同原料和热解温度条件下制得生物炭修复重金属污染土壤

Table 1 The remediation of heavy metal contaminated soil by biochar prepared with different raw materials and pyrolysis temperatures

实验地区	原材料	热解温度	修复效果	参考文献
巴西锌矿开采区	污泥	500 °C	提高土壤 pH,降低 Cd、Pb 和 Zn 有效态浓度	[23]
西班牙铜矿开采区	粪便	450 °C 和 600 °C	降低 <i>Brassica napus</i> 中重金属含量	[24]
位于印度东北部的煤矿	柠檬草的蒸馏废料	450 °C	降低土壤重金属生物毒性,提高植物生产力	[25]
英国某地工厂	英式阔叶硬木	600 °C	三年内土壤中 Ni 和 Zn 的浓度降低 83%~98%	[26]
福建省尤溪县矿山区的稻田	稻草	500 °C	降低土壤中 Cd 的浓度	[27]
湖南省飞龙桥村水稻农场	污泥	160 °C 和 500 °C	植物中 Cd 含量降低 40%	[28]
广东省佛山市农场	甘蔗渣	450 °C	植物芽中 Cd 下降 62%~76%, Pb 下降 17.3%~49.1%, Cu 下降 15%~38%	[29]

1.1 原料选择

生物炭是有机质的碳化产物,理论上所有有机质均可作为制备生物炭的原料。当前研究的原料主要有农作物废弃物(稻草、小麦秸秆、玉米秸秆、棉秆和草类)、树木废弃物(松木和棕榈等)、牲畜粪便(猪粪和牛粪等)和城市污泥。这些有机原料的化学组成差异较大,其中木屑和农作物残留物主要包含纤维素、木质素和半纤维素^[2],牲畜粪便主要由纤维素、半纤维素、蛋白质、脂肪、有机酸和腐殖酸组成^[3]。

因此,利用不同原料制得的生物炭通常会表现出不同的元素分布和重金属固定性能^[4]。与木质素含量高的硬木生物炭相比,农作物秸秆、藻类和牲畜粪便热解制得的生物炭具有更低的碳含量,更高的碱度和更好的重金属固定性能^[5]。例如利用牛粪作为原料制成的生物炭中磷元素含量比较高,有利于与重金属 Pb 形成沉淀物,降低其生物毒性。Xing 等^[6]就潜在的土壤用途对污泥生物炭(SSBBs)和木质纤维素生物炭(LCBBs)进行比较,研究发现木质纤维素生物炭可以促进土壤中碳的固存并固定重金属和有机物,污泥生物炭可以改善土壤磷肥力,为微生物提供可用碳源并固定重金属。

1.2 热解温度

生物炭的热解方式主要分为慢速热解(热解温度 300~650 °C,温度提升速率 10~30 °C/min); 水热碳化(热解温度 180~260 °C,温度提升速率 5

~10 °C/min) 和高温气化(热解温度 600~900 °C,温度提升速率 50~100 °C/min)^[7]。在不同热解温度和升温速率条件下制备的生物炭性质表现出巨大差异。较高的热解温度通常会导致较高的碳化度,O/C 比和 H/C 比会随着热解温度的升高而降低,从而导致表面含氧基团含量降低^[8]。此外,热解温度可以改变生物炭灰分含量、挥发分含量、pH 值、比表面积、阳离子交换容量(CEC)、孔隙分布和矿物质浓度^[9-11]。

林贵英等^[12]在热解温度分别为 350、450、550、650、750、850 °C 条件下制备生物炭,研究表明温度越高稻壳炭的产率越低,随着热解温度的增加,挥发分逐渐析出,含氢和含氧官能团及含碳物质逐渐分解,灰分含量增加。简敏菲等^[13]以农业废弃物水稻秸秆为原料,采用限氧裂解法在不同温度 300、400、500、600、700 °C 下制备生物炭。研究发现随着热解温度的升高,生物炭产率和挥发分比例下降,灰分含量升高,pH 值增大,含碳量上升,N、H、O 含量下降,H/C、O/C、(O+N)/C 下降。这些性质对生物炭固定土壤重金属尤为重要。例如,利用椰子壳制成的生物炭比表面积和孔体积都随制备温度的升高而增加。当制备温度从 700 °C 增加到 1 000 °C 时,生物炭的比表面积和孔体积分别从 46.93 m²/g 和 0.038 3 cm³/g 增加到 415.85 m²/g 和 0.175 cm³/g,后者表现出对污染物更强的吸附能力^[14]。Qin 等^[15]研究发现生物炭的投加会改变目标土壤的 pH 值、CEC 和 TOC,这

些特性的变化会进一步影响 Cd 和 Pb 的迁移和转化。

另外,轻微的温度变化可能导致生物炭的特征和化学组成发生巨大变化^[8]。因此,需要更精确控制温度以生产具有稳定性能更高的生物炭,这可能会增加生物炭制备过程中的设备成本并限制其在土壤重金属修复中的大规模应用^[16]。

1.3 热解停留时间

生产生物炭的热解停留时间从几秒到超过 10 小时不等^[17-18]。在不同热解停留时间下生物炭的产率明显不同。快速热解的热解停留时间非常短(<2 s),此时生物质的热解产物主要是生物油。随着热解时间的增加,生物炭产率不断提高。一般通过热解停留时间为几分钟到几小时的慢速热解和中速热解方式生产生物炭。除此之外,Hodgson 等^[19]发现当热解停留时间从 120 min 增加到 360 min 时生物炭中总碳含量会减少,而固定碳含量会增加。但许多研究显示与热解温度相比,热解停留时间长短对生物炭的性质影响并不显著,包括 pH 值、C/N 等。蔡朝卉等^[20]研究结果表明,热解停留时间分别为 2 h 和 6 h 时对香蒲生物炭的性质无明显影响。周强等^[21]在热解停留时间分别为 30、60、90、120、180 min 条件下制备生物炭,结果表明热解时间的长短未对生物炭 pH 测定值产生显著影响。葛丽炜等^[22]以玉米秸秆为原料,在热解停留时间分别为 2、3、4、6、8 h 条件下制备生物炭,发现随着热解时间的延长,生物炭的碳含量,氮含量及 C/N 没有明显的变化规律。

2 生物炭与土壤重金属作用机制

不同生物质原料制得的生物炭在投加到土壤中后会与重金属发生直接作用和间接作用,直接作用主要有静电吸附、离子交换、络合、沉淀等反应^[30-33]。生物炭、生物质原料与土壤重金属间的作用关系如图 1 所示。

2.1 直接作用

随着生物炭投加,土壤中 Zeta 电位的降低和 CEC 的增加,胶体表面会产生更多负电荷^[30],带正电荷的重金属离子与土壤胶体之间的静电吸引力将增强。此外,生物炭通常具有较高的 CEC,可以释放 Ca(II)和 Mg(II)等阳离子,动物源生物炭比植物源生物炭具有更高的 Ca(II)含量,因此离子交换作用主要发生在动物源生物炭固定重金属 Cd(II)和 Cu(II)的过程中^[31]。在生物炭和重金

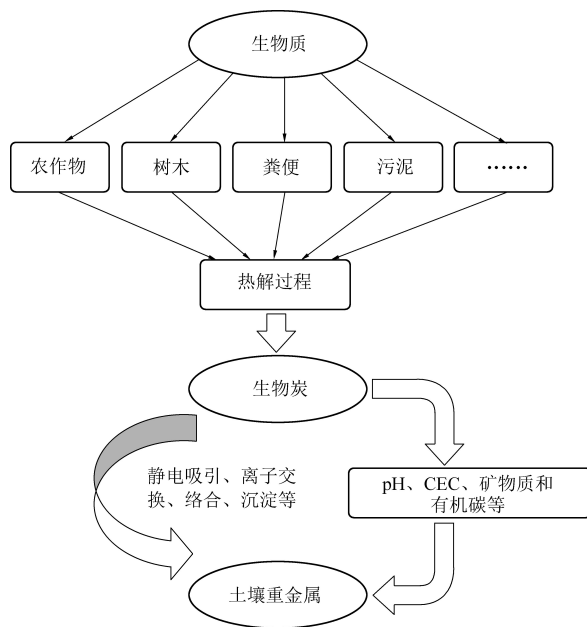


图 1 生物质、生物炭和土壤重金属间的关系

Fig.1 Relationship between biomass, biochar and soil heavy metals

属相互作用期间,其他更复杂的机制也会起作用。生物炭表面有许多官能团(—OH、—COOH、C=O 和 C=N),可以为重金属形成配合物提供结合位点,增强特异性吸附。Jiang 等^[32]研究生物炭对土壤表面电荷和 Pb(II)吸附的影响,发现静电吸附和非静电吸附机制都有助于增加 Pb(II)的吸附,但非静电机制主要是因为 Pb²⁺与官能团之间形成络合物。生物炭中含有的矿物质可以和重金属形成不溶性沉淀物。例如,磷含量高的生物炭投加到受 Pb 污染的土壤中可能会发生反应生成沉淀物 Pb₁₀(PO₄)₆(OH)₂^[33]。在生物炭去除重金属的实际过程中,以上各种机制并非单独起作用。Lu 等^[34]研究表明 Pb 的吸附主要与有机羟基和羧基官能团的配位有关,占随 pH 值变化而吸附的 Pb 总量的 38.2%~42.3%,而共沉淀或在矿物表面的结合则占 57.7%~61.8%。

2.2 间接作用

许多研究显示生物炭的投加可以间接地改变土壤理化性质如 pH、CEC、矿物质和有机碳含量,这些变化反过来会影响重金属与土壤的相互作用,进一步影响生物炭投加后重金属的生物有效性。生物炭的投加会引起土壤 pH 值升高,新形成的磷酸盐或碳酸盐可以与重金属发生反应。例如在初始 pH=5 时,Lu 等^[34]在负载 Pb 的 SDBC(污泥衍生生物炭)上观察到新形成的沉淀物 5PbO · P₂O₅ · SiO₂。Jiang 等^[32]研究表明在投加生物炭

30 天后土壤中 CEC 升高,重金属 Pb(II) 的吸附量有明显提高。Bian 等^[35] 研究发现生物炭会释放矿物质从而增强对土壤重金属的特异性吸附。Liu 等^[36] 研究发现生物炭可以释放溶解性有机碳,通过增加土壤有机碳含量(OC)降低重金属的生物毒性。

3 生物炭联用技术

3.1 与碱性物质联用

生物炭在与硅藻土、粉煤灰和草酸活化磷矿粉等碱性矿物质联用去除土壤重金属方面表现出协同作用,共施效果优于各自单施的效果。同时生物炭与碱性矿物质可以共同作用提高土壤 pH 值,增强带负电荷的土壤胶体对带正电荷重金属离子的吸附能力。同时,碱性矿物质表面具有众多孔道和活性基团,土壤重金属离子可以通过多孔结构快速进入其内部与活性基团结合,从而被有效固定^[37]。

杜彩艳等^[38] 选取硅藻土、生物炭、沸石粉、石灰等几种物质组合使用开展田间试验,发现 BZD(生物炭+沸石粉+硅藻土)组合去除重金属 Pb、Cd、As、Zn 的效果最明显。粉煤灰比重低,稳定性高,含有 P、K、S、Ca、Mg 等元素可以被植物生长吸收利用的微量元素。Munir 等^[39] 发现生物炭与处理过的粉煤灰(PFA)结合使用可提高土壤的 pH 值,协同固定土壤重金属并提高玉米的产量。段然等^[40] 发现生物炭和草酸活化磷矿粉联合使用可提高土壤 pH,促进弱酸提取态镉镍向更稳定的形态转化,降低土壤中 Cd 和 Ni 的有效性。生物炭和草酸活化磷矿粉配施效果优于单施,生物炭的存在一定程度上增强草酸活化磷矿粉对土壤中 Cd 和 Ni 的钝化效果,两者表现出协同作用。

3.2 与堆肥技术联用

堆肥是在人为控制的环境条件下利用微生物的代谢作用降解固体废物的产物。土壤施肥时可以添加有益微生物,通过改善土壤多孔结构促进根系渗透而增强蓄水能力,提高农作物的产量^[41]。肥料中的腐殖质和微生物能够氧化生物炭表面官能团,生物炭的化学成分可为微生物生长提供碳源和矿物质,自身多孔结构可为其提供良好的生存环境。为增强两者间相互作用,可以将堆肥肥料和生物炭混合使用。

当生物炭与堆肥原料以相同比例混合时,体系去除土壤重金属的能力得到增强。Beesley

等^[42] 研究发现生物炭和肥料的施用比例为 1:1 时可以显著降低土壤孔隙水中的 Cd 和 Zn 浓度。与此同时,Zeng 等^[43] 研究表明肥料和生物炭的施用比例为 1:1 时会降低土壤重金属的生物有效性和迁移率,提高土壤微生物量。关于不同比例生物炭和肥料混合对重金属污染土壤的影响,目前也有一些相关研究。Mingyue 等^[44] 通过添加不同比例的生物炭和肥料,将十六种被 Cu、Pb 和 Zn 污染的土壤处理 120 天,深入探究了生物炭堆肥联用修复重金属污染土壤过程中氮循环的生物学机制。Liang 等^[45] 研究不同比例的生物炭堆肥混合物对湿地土壤中重金属 Cd、Zn 和 Cu 的有效性和存在形态的影响,发现随着混合物中肥料含量的增加,可交换态重金属含量在不断降低,还原态的 Cd 和 Zn 含量在增加。

4 结语

目前在世界范围内生物炭被广泛的应用于修复重金属污染土壤,针对此过程中还存在的一些问题,提出几点建议。

(1) 生物炭的制备条件对其去除重金属效果有重要影响,主要包括制备原料、热解温度和热解时间。热解温度对生物炭特性影响最大,热解时间影响较小,可以重点优化温度反应条件,制得性能最佳的生物炭。

(2) 生物炭与土壤重金属间有直接作用和间接作用两种。不同生物炭与重金属间的作用机理也会有一定差异性,需要深入了解作用机制,以便选择合适的生物炭修复重金属污染土壤。

(3) 生物炭联用技术是一种可行的土壤重金属修复思路。相比于单一生物炭施用,与碱性物质和堆肥技术联用可以改善彼此不足,发生协同作用增强对重金属污染土壤的修复效果。

参考文献

- [1] 杨晶,李丽,季必霄,等.生物炭吸附废水中重金属研究进展[J].能源环境保护,2020,34(6):1-7.
- [2] Oliveira F R, Patel A K, Jaisi D P, et al. Environmental application of biochar: Current status and perspectives [J]. Bioresource technology, 2017, 246: 110-122.
- [3] Wang Q, Awasthi M K, Zhao J, et al. Improvement of pig manure compost lignocellulose degradation, organic matter humification and compost quality with medical stone [J]. Biore-source Technology, 2017, 243: 771-777.
- [4] An M, Dong L, Zhang L, et al. Influence of different kinds of biochar on Cd and Pb forms in soil [J]. Journal of Agro-Envi-

- ronment Science, 2018, 37 (5): 892-898.
- [5] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2015, 206: 46-59.
- [6] Xing J, Xu G, Li G. Comparison of pyrolysis process, various fractions and potential soil applications between sewage sludge-based biochars and lignocellulose-based biochars [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 208: 111756.
- [7] 王俊楠. 生物炭在土壤重金属污染修复中的应用 [J]. 科技创新与应用, 2019, 273 (17): 168-169.
- [8] Weber K, Quicker P. Properties of biochar [J]. Fuel, 2018, 217: 240-261.
- [9] Sizmur T, Fresno T, Akgül G, et al. Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water [J]. Bioresource Technology, 2017, 246: 34-47.
- [10] Li G, Khan S, Ibrahim M, et al. Biochars induced modification of dissolved organic matter (DOM) in soil and its impact on mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 348: 100-108.
- [11] Zhang C, Shan B, Zhu Y, et al. Remediation effectiveness of Phyllostachys pubescens biochar in reducing the bioavailability and bioaccumulation of metals in sediments [J]. Environmental Pollution, 2018, 242: 1768-1776.
- [12] 林贵英, 陈伟, 刘文质, 等. 热解温度对稻壳生物炭特性的影响 [J]. 沈阳农业大学学报, 2017, 48 (4): 456-461.
- [13] 简敏菲, 高凯芳, 余厚平. 不同裂解温度对水稻秸秆制备生物炭及其特性的影响 [J]. 环境科学学报, 2016, 36 (5): 1757-1765.
- [14] Fu J, Zhang J, Jin C, et al. Effects of temperature, oxygen and steam on pore structure characteristics of coconut husk activated carbon powders prepared by one-step rapid pyrolysis activation process [J]. Bioresource Technology, 2020, 310: 123413.
- [15] Qin P, Wang H, Yang X, et al. Bamboo- and pig-derived biochars reduce leaching losses of dibutyl phthalate, cadmium, and lead from co-contaminated soils [J]. Chemosphere, 2018, 198: 450-459.
- [16] Wang Y, Liu Y, Zhan W, et al. Stabilization of heavy metal-contaminated soils by biochar: Challenges and recommendations [J]. Science of the Total Environment, 2020: 139060.
- [17] Kuppasamy S, Thavamani P, Megharaj M, et al. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions [J]. Environment international, 2016, 87: 1-12.
- [18] Van Poucke R, Ainsworth J, Maesele M, et al. Chemical stabilization of Cd-contaminated soil using biochar [J]. Applied Geochemistry, 2018, 88: 122-130.
- [19] Hodgson E, Lewys-James A, Ravella S R, et al. Optimisation of slow-pyrolysis process conditions to maximise char yield and heavy metal adsorption of biochar produced from different feedstocks [J]. Bioresource Technology, 2016, 214: 574-581.
- [20] 蔡朝卉, 楚沉静, 郑浩, 等. 热解温度和时间对香蒲生物炭性质的影响及生态风险评估 [J]. 环境科学, 2020, 41 (6): 461-469.
- [21] 周强, 黄代宽, 余浪, 等. 热解温度和时间对生物炭 pH 值的影响 [J]. 地球环境学报, 2015, 6 (3): 195-200.
- [22] 葛丽炜, 夏颖, 刘书悦, 等. 热解温度和时间对马弗炉制备生物炭的影响 [J]. 沈阳农业大学学报, 2018, 49 (1): 95-100.
- [23] Penido E S, Martins G C, Mendes T B M, et al. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 172: 326-333.
- [24] Gascó G, Álvarez M L, Paz-Ferreiro J, et al. Combining phytoextraction by Brassica napus and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain) [J]. Chemosphere, 2019, 231: 562-570.
- [25] Jain S, Khare P, Mishra D, et al. Biochar aided aromatic grass [*Cymbopogon martini* (Roxb.) Wats.] vegetation: A sustainable method for stabilization of highly acidic mine waste [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 390: 121799.
- [26] Shen Z, Som A M, Wang F, et al. Long-term impact of biochar on the immobilisation of nickel (II) and zinc (II) and the revegetation of a contaminated site [J]. Science of the Total Environment, 2016, 542: 771-776.
- [27] Li H, Li Z, Khaliq M A, et al. Chlorine weaken the immobilization of Cd in soil-rice systems by biochar [J]. Chemosphere, 2019, 235: 1172-1179.
- [28] Zhan Y, Chen T, Liao Y, et al. Modest amendment of sewage sludge biochar to reduce the accumulation of cadmium into rice (*Oryza sativa* L.): A field study [J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 819-825.
- [29] Nie C, Yang X, Niazi N K, et al. Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study [J]. Chemosphere, 2018, 200: 274-282.
- [30] Peng X, Ye L L, Wang C H, et al. Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China [J]. Soil & Tillage Research, 2011, 112 (2): 159-166.
- [31] Sicong, Lei, Yan, et al. Performance and mechanisms of emerging animal-derived biochars for immobilization of heavy metals. [J]. Science of the Total Environment, 2018, 646: 1281-1289.
- [32] Jiang T Y, Jiang J, Xu R K, et al. Adsorption of Pb (II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar [J]. Chemosphere, 2012, 89 (3): 249-256.
- [33] Liang Y, Cao X, Zhao L, et al. Biochar- and phosphate-induced immobilization of heavy metals in contaminated soil and water: implication on simultaneous remediation of contaminated soil and groundwater [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2014, 21 (6): 4665-4674.

- [34] Lu H, Zhang W, Yang Y, et al. Relative distribution of Pb^{2+} sorption mechanisms by sludge-derived biochar [J]. Water Research, 2012, 46 (3): 854-862.
- [35] Rongjun Bian A, Stephen Joseph A C D, Liqiang Cui A, et al. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment [J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 272 (4): 121-128.
- [36] Liu T, Liu Z, Zheng Q, et al. Effect of hydrothermal carbonization on migration and environmental risk of heavy metals in sewage sludge during pyrolysis [J]. Bioresour Technology, 2018, 247: 282-290.
- [37] 平森文, 朱政, 盛又聪, 等. 生物炭去除土壤中重金属效果主要影响因素的研究进展 [J]. 现代农业科技, 2019 (12): 153-155+160.
- [38] 杜彩艳, 木霖, 王红华, 等. 不同钝化剂及其组合对玉米 (*Zea mays*) 生长和吸收 Pb、Cd、As、Zn 影响研究 [J]. 农业环境科学学报, 2016, 35 (8): 1515-152.
- [39] Munir M A M, Liu G, Yousaf B, et al. Synergistic effects of biochar and processed fly ash on bioavailability, transformation and accumulation of heavy metals by maize (*Zea mays* L.) in coal-mining contaminated soil [J]. Chemosphere, 2020, 240: 124845.
- [40] 段然, 胡红青, 付庆灵, 等. 生物炭和草酸活化磷矿粉对镉镍复合污染土壤的应用效果 [J]. 环境科学, 2017, 38 (11): 4836-4843.
- [41] Schmidt H P, Kammann C, Niggli C, et al. Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 191: 117-123.
- [42] Beesley L, Inneh O S, Norton G J, et al. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil [J]. Environmental Pollution, 2014, 186: 195-202.
- [43] Zeng G, Wu H, Liang J, et al. Efficiency of biochar and compost (or composting) combined amendments for reducing Cd, Cu, Zn and Pb bioavailability, mobility and ecological risk in wetland soil [J]. Rsc Advances, 2015, 5 (44): 34541-34548.
- [44] A M L, A L R, A J Z, et al. Population characteristics and influential factors of nitrogen cycling functional genes in heavy metal contaminated soil remediated by biochar and compost [J]. Science of the Total Environment, 2019, 651: 2166-2174.
- [45] Liang J, Yang Z, Tang L, et al. Changes in heavy metal mobility and availability from contaminated wetland soil remediated with combined biochar-compost [J]. Chemosphere, 2017, 181: 281-288.