

孟莉蓉, 俞浩丹, 杨婷婷, 等. 2 种生物炭对 Pb、Cd 污染土壤的修复效果[J]. 江苏农业学报, 2018, 34(4): 835-841.
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2018.04.017

2 种生物炭对 Pb、Cd 污染土壤的修复效果

孟莉蓉¹, 俞浩丹¹, 杨婷婷¹, 吴继阳¹, 尹微琴¹, 王圣森^{1,2}, 侯建华^{1,2}, 王小治^{1,2,3}
(1.扬州大学环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225127; 2.扬州大学农业科技发展研究院, 江苏 扬州 225127; 3.江苏省有机
固体废弃物资源化协同创新中心, 江苏 南京 210095)

摘要: 以污泥和发酵床废弃垫料热解制备的生物炭为钝化剂, 采用土壤培养试验的 BCR 分级提取方法研究生物炭对铅(Pb)、镉(Cd)单一和复合污染土壤中重金属形态变化的影响。采用小白菜盆栽试验, 研究添加 2 种生物炭对植株生物量和地上部重金属含量的影响。结果表明: 添加生物炭可以促进重金属从弱酸提取态向可氧化态和残渣态转化并降低其生态风险; 可以提高小白菜的生物量, 其中垫料生物炭处理达到了显著性效果; 能降低小白菜地上部 Pb、Cd 的含量, 且在单一重金属污染土壤处理中达到显著性效果; 与污泥生物炭相比, 垫料生物炭钝化修复 Pb、Cd 污染土壤的效果更佳。

关键词: 污泥生物炭; 垫料生物炭; 铅; 镉; 污染土壤; 钝化

中图分类号: X592 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2018)04-0835-07

Immobilization of two biochars to Pb, Cd in contaminated soils

MENG Li-rong¹, YU Hao-dan¹, YANG Ting-ting¹, WU Ji-yang¹, YIN Wei-qin¹, WANG Sheng-sen^{1,2},
HOU Jian-hua^{1,2}, WANG Xiao-zhi^{1,2,3}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China; 2. Institutes of Agricultural Science and Technology Development, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China; 3. Jiangsu Collaborative Innovation Center for Solid Organic Waste Resource Utilization, Nanjing 210095, China)

Abstract: The biochars made from sludge and the bedding materials were added to contaminated soils to study the effects of biochars on the fractions transformation of heavy metals in lead (Pb) and cadmium (Cd) single and compound contaminated soil by BCR method. Potted experiment was used to assess the influence of adding biochars on the biomass and the heavy metal contents of greens. The results showed that the application of biochars promoted the transformation of the weak acid extractable Pb and Cd to oxidizable and residual fraction, and decreased the ecological risk in soils. The potted experiment results showed that adding biochars increased the biomass of greens, the bedding materials derived-biochar treatment reached significant effect, and adding biochars reduced the absorption of Pb and Cd significantly only in single contaminated soil. Compared with sludge biochar, the bedding materials derived-biochar had better effect on Pb and Cd contaminated soils.

Key words: sludge biochar; bedding materials derived-biochar; Pb; Cd; contaminated soil; immobilization

收稿日期: 2017-12-30

基金项目: 国家自然科学基金项目(31772394); 江苏省社会发展基金项目(BE2015661); 江苏省六大人才高峰项目(2013-NY-017); 江苏省环境材料与环境工程重点实验室项目(K100029); 扬州大学 2017 年大学生学术科技创新基金项目(2017597)

作者简介: 孟莉蓉(1995-), 女, 江苏南京人, 硕士研究生, 主要研究方向为环境修复材料。(E-mail) 13040282871@163.com

通讯作者: 王小治, (E-mail) xzwang@yzu.edu.cn

随着工业化和城市化的快速发展, 土壤重金属污染日趋严重, 给中国的环境和食品安全带来了严峻挑战^[1]。因此有效控制和修复土壤重金属污染, 是刻不容缓的重大课题^[2]。在重金属污染土壤修

复方法中,通过向土壤中添加钝化修复剂,降低重金属毒性的土壤原位化学修复技术^[3]简单易行成本较低,是一种较为理想的修复方法^[4]。生物炭作为一种优良的吸附剂和土壤改良剂,目前受到越来越多的关注。

生物炭是指生物质在高温(<700℃)限氧条件下热解形成的多孔、高度芳香化、高碳含量的固体物质^[5]。生物炭有发达的孔隙结构和丰富的能在土壤环境中稳定存在的表面含氧官能团,是优质的钝化修复剂,在土壤改良方面具有良好的应用前景^[6-16]。目前有关生物炭对复合污染土壤重金属形态及植株生长影响方面的研究仍较缺乏。

本试验以城市生活污水污泥与发酵床废弃垫料为原材料,在预试验的基础上选择在 600℃下热解制备的污泥生物炭和 500℃下热解制备的垫料生物炭为钝化修复剂,采用土壤培养和盆栽试验的方式,研究 2 种生物炭对重金属污染土壤中 Pb、Cd 的钝化修复效果及对植株生长的影响,探讨生物炭作为钝化修复剂的可行性。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤取自扬州大学试验田 0~20 cm 土层(黄棕壤),风干,挑去植物根系、石块等杂物,研磨过 20 目筛混匀装袋备用,测得 pH 值为 6.77,有机质含量为 16.90 g/kg。

1.2 生物炭的制备与表征

1.2.1 生物炭的制备 污泥取自扬州市某污水处理厂,发酵床废弃垫料取自南京六合猪发酵床试验基地(原材料组成为酒糟:木屑:稻壳=4:3:3,体积比),风干研磨过 60 目筛,装袋备用。将污泥、垫料样品分别装入瓷坩埚,置于气氛炉中,通 N₂以 5℃/min 升至指定温度炭化 2 h,冷却至室温,得到生物炭样品 W600(600℃污泥生物炭)和 D500(500℃垫料生物炭)。测得 W600 和 D500 的 pH 值分别为 9.43、9.66,有机质含量分别为 275.88 g/kg、442.02 g/kg。

1.2.2 生物炭表征 用灼烧法测定生物炭灰分,用元素分析仪(Vario EL cube)测定生物炭中 C、H、N 和 O 元素含量,采用 ASAP 2460 型比表面及孔径分布测定仪(美国 Micromeritics 公司产品)测定生物炭比表面积及孔径分布,用 XL-30ESEM 型扫描电子显

微镜观察生物炭表面性状,用 Cary 610/670 显微红外光谱仪测定生物炭表面官能团。

1.3 重金属污染土壤的制备

制备高浓度和低浓度重金属污染土壤,分别用于土壤钝化试验和植物生长试验。原始土壤风干粉碎过 20 目筛,加 PbCl₂、CdCl₂溶液进行污染处理,形成 Pb、Cd 单一污染土壤及 Pb 和 Cd 复合污染土壤,稳定老化 21 d 后备用。高浓度铅污染土壤中 Pb 含量为 1 247 mg/kg,高浓度镉污染土壤中 Cd 含量为 19.53 mg/kg,高浓度铅和镉复合污染土壤中 Pb、Cd 含量分别为 1 237.81 mg/kg、19.44 mg/kg。低浓度铅污染土壤中 Pb 含量为 527.26 mg/kg,低浓度镉污染土壤中 Cd 含量为 1.31 mg/kg,低浓度铅和镉复合污染土壤中 Pb、Cd 含量分别为 515.14 mg/kg、1.27 mg/kg。

1.4 生物炭对土壤重金属钝化试验

生物炭按 5%的添加量分别加入重金属污染土中充分混匀置于塑料杯中,对照不添加生物炭,每个处理重复 3 次。每隔 2 d 用去离子水给土壤补充水分,调节土壤含水量为最大持水量的 50%。室内通风条件下放置,分别在 0 d、20 d、40 d、60 d、100 d 时取样,分析土壤 pH 变化及不同形态 Pb、Cd 含量变化。

1.5 小青菜盆栽试验

生物炭以 5%的添加量分别加入重金属污染土中充分混匀,将各重金属污染土(600 g)分别装入直径 10.5 cm、高 10.0 cm 的塑料花盆中,调节土壤含水量为最大持水量的 50%。以不添加生物炭的作为对照,每个处理重复 3 次。

盆栽植株选用品种为苏州青的小白菜。采用育苗移栽法,将种子均匀播撒在无污染的原始土壤中,培育 10 d 后以每盆 5 棵的密度移栽到不同处理的花盆中,保持浇水与光照,期间加入少量霍格兰氏营养液(每 7 d 1 次,每盆 25 ml)。在移栽后 40 d 采集植株(地上部)和土壤样品,分析植株地上部 Pb、Cd 含量与生物量。

1.6 样品分析测定

土壤 pH 用 pH 计测定。用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄消煮法^[17]提取土壤总 Pb、Cd,用 BCR 法提取土壤中不同化学形态 Pb、Cd,小白菜样品用干灰化法处理后测定重金属含量,Pb、Cd 含量用火焰原子吸收光谱仪(AA240FS)测定。

1.7 数据统计

采用 SPSS19.0 软件进行差异显著性分析,采用 Excel 2016 软件进行数据计算。用 Origin 8.5 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 污泥生物炭和垫料生物炭的性质表征

污泥生物炭(W600)和垫料生物炭(D500)均呈碱性且灰分含量较高,D500 的 C、H、N、O 元素含量

均高于 W600,其中 D500 的 C 元素含量远大于 W600(为 W600 的 2.3 倍);W600 与 D500 比表面积相差不大,而 D500 的微孔直径远大于 W600(约为 W600 的 2 倍)(表 1)。

污泥生物炭和垫料生物炭表面性状差异明显(图 1)。经热解,污泥的块状结构和垫料的颗粒结构均被破坏,W600 总体呈粗糙不平的块状且表面碎裂成缝,而 D500 在高温炭化后形成多孔结构。

表 1 污泥生物炭(W600)和垫料生物炭(D500)的主要性质

Table 1 The characteristics of sludge biochar (W600) and bedding materials derived-biochar (D500)

生物炭	灰分 (%)	pH 值	C 含量 (%)	H 含量 (%)	N 含量 (%)	O 含量 (%)	比表面积 (m ² /g)	微孔直径 (Å)
W600	81.40	9.43	10.60	0.91	1.13	8.44	12.38	68.55
D500	89.49	9.66	24.39	1.51	1.26	10.96	9.17	117.79

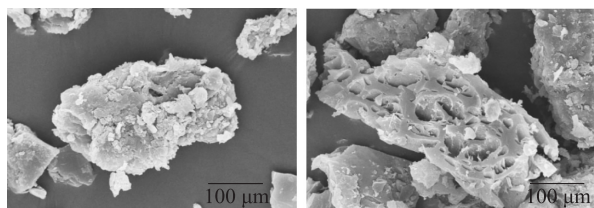


图 1 污泥生物炭(W600)和垫料生物炭(D500)的扫描电镜图

Fig.1 Scanning electron microscopy (SEM) images of sludge biochar (W600) and bedding materials derived-biochar (D500)

两种生物炭具有的特征吸收峰基本相同,表明它们表面基团种类大致相同(图 2)。在波数 3 620 cm⁻¹和 2 900 cm⁻¹处的吸收峰分别由酚式羟基 O-H 和烷烃中 C-H 伸缩振动产生的^[18-19],两种生物炭均呈现较小吸收峰。D500 在 1 589 cm⁻¹和 1 416 cm⁻¹处吸收峰为 C=C 苯环或芳香族的特征峰^[20]。在这几处 D500 较 W600 峰强更强,说明 D500 含更丰富的基团与化学键,这与 D500 中 C、H、O 等含量较高相一致。在 1 025 cm⁻¹、780 cm⁻¹、467 cm⁻¹处的吸收峰是 Si-O-Si 振动吸收峰^[21]。

2.2 生物炭对重金属污染土壤 pH 的影响

与对照相比,添加生物炭后土壤 pH 值显著提高(图 3)。从 0 d 到 100 d,3 种重金属污染土壤的污泥生物炭(W600)和垫料生物炭(D500)添加处理的 pH 值分别升高了 0.46~0.56 和 0.59~0.72;

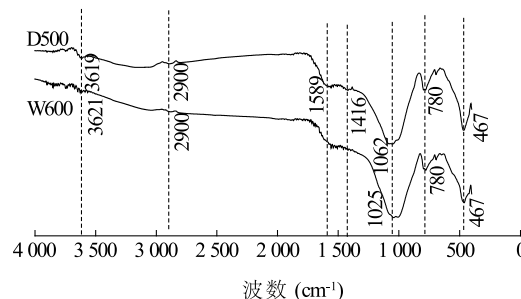


图 2 污泥生物炭(W600)和垫料生物炭(D500)的红外谱图

Fig.2 FTIR spectra of sludge biochar (W600) and bedding materials derived-biochar (D500)

100 d 时生物炭添加处理较对照升高 0.49~0.99,且 D500 添加处理的 pH 值高于 W600 添加处理。添加生物炭后 pH 值在 20 d 到 60 d 之间上升较快,60 d 后 D500 添加处理的 pH 值上升幅度大于 W600 添加处理。

2.3 生物炭对 Pb、Cd 单一污染土壤的修复

重金属铅污染土壤中 Pb 主要以可还原态存在,其次是弱酸态,两种形态约占 90%,可氧化态和残渣态含量较低(图 4)。添加生物炭对 Pb 形态变化的影响较大,与对照相比,在 100 d 时 W600 添加处理和 D500 添加处理中 Pb 的弱酸态含量分别下降了 29.31%、42.34%,可氧化态含量分别升高了 24.82%、36.99%,残渣态含量分别升高了 23.18%、19.46%,可还原态略微增加。

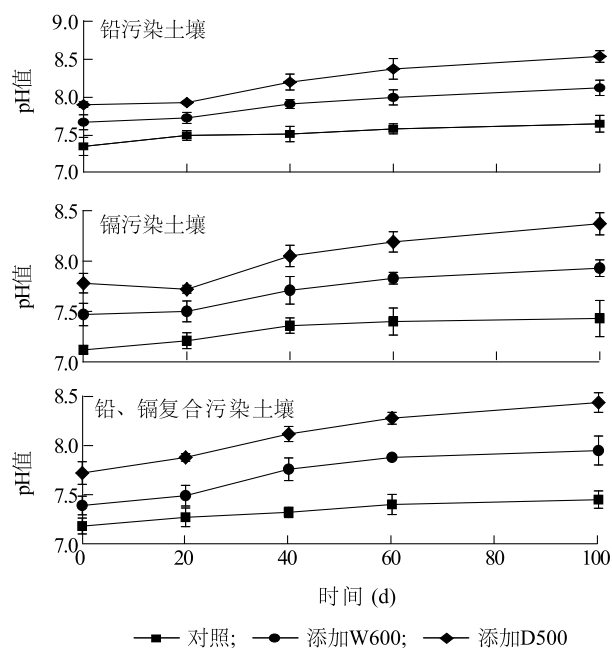
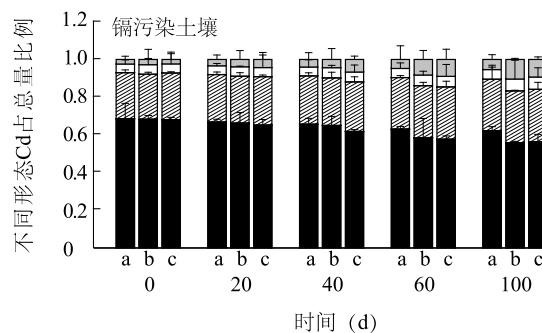
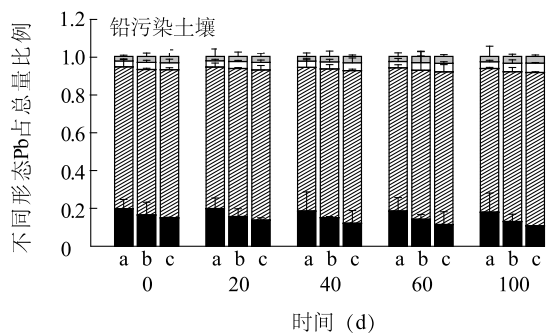


图3 污泥生物炭 (W600) 和垫料生物炭 (D500) 对重金属污染土壤 pH 值的影响

Fig.3 Effect of sludge biochar (W600) and bedding materials derived-biochar (D500) application on pH value of heavy metal contaminated soils

重金属镉污染土壤中 Cd 以弱酸态为主,其次是可还原态,两种形态约占 90%(图 4)。添加生物



不同形态 Pb 占总量比例
a: 对照; b: 添加生物炭 W600; c: 添加生物炭 D500。

图4 两种生物炭对 Pb、Cd 单一污染土壤中重金属 Pb、Cd 形态的影响

Fig.4 Effect of two biochars application on morphology of Pb and Cd in single contaminated soils

2.5 生物炭对小白菜生物量的影响

小白菜盆栽试验结果(图 6)显示,添加生物炭后,各处理小白菜地上部生物量较对照均有所上升。与对照相比,在铅污染土壤和铅、镉复合污染土壤中,D500 添加处理的小白菜生物量分别提高了 43.82%、33.57%,达显著水平($P<0.05$)。

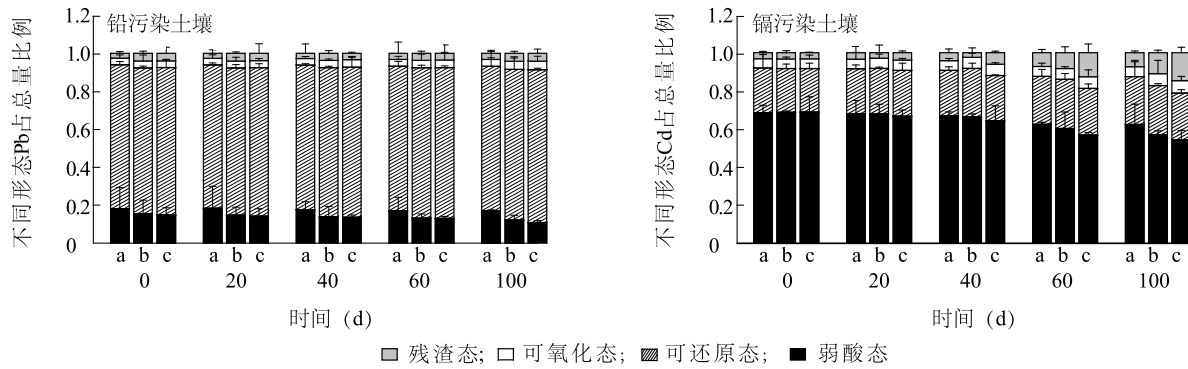
炭对 Cd 形态的影响与对 Pb 的影响类似。100 d 时与对照相比,W600 添加处理和 D500 添加处理的 Cd 弱酸态含量分别降低了 9.43%、8.39%,氧化态含量分别升高了 25.71%、27.70%,残渣态含量分别升高了 96.32%、72.54%。与对照相比,D500 添加处理在 40 d 时弱酸态含量降低,氧化态、残渣态含量升高明显,W600 添加处理在 60 d 时才比较明显,可见 D500 对 Cd 的钝化更快,而到 100 d 时两种生物炭的钝化修复效果基本一致。

2.4 生物炭对铅和镉复合污染土壤的修复

添加生物炭对复合污染土壤中 Pb 化学形态的影响与对单一铅污染土壤中 Pb 化学形态的影响基本一致,到 100 d 时 W600 和 D500 添加处理的 Pb 弱酸态含量较对照分别下降了 28.94%和 37.32%,可氧化态含量分别增加了 15.48%、20.85%,残渣态含量分别增加了 30.42%、27.00%,可还原态含量变化不大(图 5)。生物炭对复合污染土壤中 Cd 化学形态的影响与对镉单一污染土壤中 Cd 化学形态的影响相似,弱酸态含量较对照下降,而可还原态、可氧化态、残渣态含量则有所上升。在 100 d 时复合污染土壤中各处理的残渣态 Pb 含量比 Pb 单一污染土壤高出 13.18%~20.32%,垫料生物炭对 Cd 的钝化速度快且到 100 d 时效果更佳。

2.6 生物炭对小白菜地上部 Pb、Cd 含量的影响

在铅污染土壤中加入生物炭 W600 和 D500 后,小白菜地上部 Pb 含量分别降低了 15.33% 和 18.95%,与对照相比均达到显著水平($P<0.05$);在镉污染土壤中加入 W600 和 D500 后,小白菜地上部 Cd 含量分别降低了 31.52%和 27.76%,与对照相比

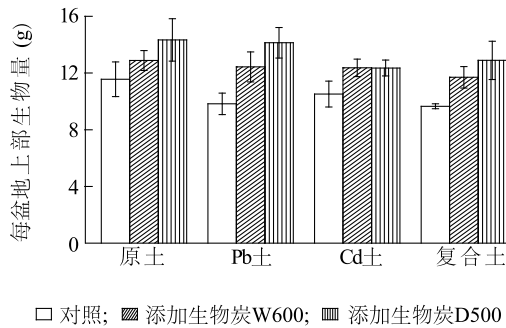


a:对照;b:添加生物炭 W600;c:添加生物炭 D500。

图 5 两种生物炭对 Pb、Cd 复合污染土壤中重金属 Pb、Cd 形态的影响

Fig.5 Effect of two biochars application on morphology of Pb and Cd in Pb and Cd compound contaminated soils

均达到显著水平($P<0.05$) (表 2)。在铅、镉复合污染土壤中,D500 添加处理对小白菜 Pb 含量降低显著($P<0.05$),对 Cd 含量的降低不显著。



□ 对照; ▨ 添加生物炭 W600; ▩ 添加生物炭 D500

图 6 施用生物炭对小白菜生物量的影响

Fig.6 The effects of biochar application on the biomass of greens

3 讨论

经热解,生物炭原料结构逐步被破坏,表面性状发生显著变化,这有利于对重金属离子的吸附。污泥生物炭和垫料生物炭的元素组成与含氧官能团均较丰富,当金属离子与-OH、CH₂基团结合时,一些元素可作为配位原子与金属离子发生配合或与电负性较大的原子连接,有助于对正电荷金属离子的吸附。添加这 2 种生物炭后土壤 pH 均显著提高,这是由于生物炭灰分中含有较多的盐基离子(K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等),通过吸附作用降低了土壤交换性氢离子和交换性铝离子的水平^[22];同时,生物炭自身又含一定量的碱性物质^[23],这些碱性物质释放到土壤中,使土壤 pH 值升高。pH 值升高会影响土壤中重金属的水解平衡,使重金属通过沉淀等作用被固

定^[24-25]。丁文川等^[26]研究发现,在 Cd 和 Pb 污染土壤中加入松木条制成的生物炭 60 d 后,土壤 pH 值较对照上升了 0.35~0.86,与本试验的结果一致。

表 2 施用生物炭对小白菜地上部重金属含量的影响

Table 2 The effects of biochar application on heavy metal content in greens above ground

处理	重金属	小白菜地上部 重金属含量 (mg/kg)	不同处理 较 CK 降幅 (%)
Pb 污染土	Pb	10.86±0.15a	
Pb 污染土+W600		9.19±0.34b	15.38
Pb 污染土+D500		8.80±0.12b	18.97
Cd 污染土	Cd	2.73±0.17a	
Cd 污染土+W600		1.87±0.16b	31.50
Cd 污染土+D500		1.97±0.20b	27.84
复合污染土壤	Pb	13.74±0.79a	
复合污染土壤+W600		11.44±0.27ab	16.74
复合污染土壤+D500		9.96±0.57b	27.51
复合污染土壤	Cd	3.14±0.31a	
复合污染土壤+W600		2.67±0.11a	14.97
复合污染土壤+D500		2.61±0.25a	16.88

W600:600 ℃ 污泥生物炭;D500:500 ℃ 垫料生物炭。同一列中相同重金属污染土壤不同处理间不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。表中地上部重金属 Pb、Cd 含量均以干质量计。

土壤 pH 与重金属形态分布密切相关,pH 通过改变土壤中重金属的吸附位、吸附表面的稳定性、存在形态和配位性能等影响土壤中重金属的化学形态。陈丹艳等^[27]的分析结果表明,土壤 pH 值和有机质含量的提高是稻米中 Pb、Cd 含量较低的原因之一。污染土壤中重金属的环境行为和生物有效性及毒性不仅与重金属的总量有关,而且与重金属的化学形态密切相关,重金属的形态是判断土壤中重

金属毒性以及生态风险的重要指标^[28]。本试验中,污染土壤中90%左右的Pb与Cd处于弱酸态和可还原态,均具有较强的生物可利用性和生态毒性。加入生物炭后,无论是单一污染土壤还是复合污染土壤中Pb、Cd弱酸态含量均降低,可氧化态、残渣态含量升高。随着时间的延长生物有效性高的形态含量逐步降低,说明生物炭的添加能够有效降低污染土壤中Pb、Cd的迁移性及生物有效性,这与Jin等^[29]、Jiang^[30]等的研究结果相似。郭平^[31]研究发现与单元素相比,在多元素条件下土壤对重金属的离子交换吸附作用较大。因此推测本试验中重金属的离子交换吸附作用是影响生物炭处理复合污染土壤效果的重要因素。由于铅和镉同为带正电荷的离子,存在对生物炭吸附点位的竞争^[32-33]。且在不同介质(土壤或溶液)中,Pb、Cd会表现出不同的相互作用^[34]。在本试验中,复合污染土壤中Pb的残渣态含量显著高于单一铅污染土壤,而复合污染土壤中Cd的弱酸态含量比单一镉污染土壤略高,说明镉的存在对铅的吸附有促进作用,铅的存在对镉的吸附略有抑制作用,这与孙文田等^[35]的研究结果一致。这可能是由于生物炭对Pb的吸附速率和吸附亲和力均大于Cd,当两者在土壤中共存时,Pb被更快更多地吸附,优先占据活性点位,影响了生物炭对Cd的反应^[26]。刘晶晶等^[36]也发现在Pb(II)-Cd(II)系统中,Pb(II)表现出明显的竞争优势。当一定浓度的镉存在时,吸附铅的主要作用力可能从范德华力转变为化学键和氢键^[37],从而在铅镉共存体系下促进了生物炭对Pb的钝化修复,相关机理值得进一步研究。

盆栽试验结果表明,添加生物炭可提高小白菜地上部生物量,且能钝化污染土壤中的重金属,抑制重金属向小白菜体内迁移。由于生物炭添加到土壤后会提高土壤温度、pH值和阳离子交换量(CEC),并且可以吸附和保持水分,可能会对土壤钾素有效性产生积极影响^[38]。才吉卓玛^[39]研究发现,生物炭灰分是提高土壤有效磷含量的重要成分。本试验制备的2种生物炭灰分含量较高,因此可能是由于添加生物炭对土壤磷、钾元素有积极作用而增加了土壤养分,从而提高了小白菜地上部的生物量。侯艳伟等^[40]发现施用生物炭后2种污染土中油菜可食部分中Cd含量均呈下降趋势,Pb含量显著降低。而本试验中2种生物炭对小白菜地上部重金属Pb、

Cd含量的降低作用仅在单一污染土壤中达到显著水平,铅、镉复合污染土壤中只有垫料生物炭添加处理对Pb含量的降低效果达到显著性水平,这可能与生物炭的原料及理化性质有关。垫料生物炭自身碱性较强、灰分含量较高、微孔直径较大、基团与化学键更丰富,将其添加到污染土壤中,可引起土壤pH和有机质含量变化。土壤有机质对重金属污染的修复具有重要作用,可作为重金属离子的络合剂参与反应^[41]。这些特性共同作用使垫料生物炭对重金属污染土壤的钝化修复效果和对小青菜生物量的提高作用均优于污泥生物炭。

参考文献:

- [1] NICHOLSON F A, SMITH S R, ALLOWAY B J, et al. An inventory of heavy metal input to agricultural soil in England and Wales. *Sci Total Environ* [J]. *Science of the Total Environment*, 2003, 311(1-3):205-219.
- [2] BIN H E, YUN Z J, SHI J B, et al. Research progress of heavy metal pollution in China: Sources, analytical methods, status, and toxicity [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58(2):134-140.
- [3] 曹心德,魏晓欣,代革联,等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展[J]. *环境工程学报*, 2011, 5(7):1441-1453.
- [4] 王立群,罗磊,马义兵,等. 重金属污染土壤原位钝化修复研究进展[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(5):1214-1222.
- [5] GAUNT J L, LEHMANN J. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(11):4152-4158.
- [6] 兰天,张辉,刘源,等. 玉米秸秆生物炭对Pb²⁺、Cu²⁺的吸附特征与机制[J]. *江苏农业学报*, 2016, 32(2):368-375.
- [7] 戴静,刘阳生. 生物炭的性质及其在土壤环境中应用的研究进展[J]. *土壤通报*, 2013(6):1520-1525.
- [8] 王桂君,许振文,路倩倩. 生物炭对沙化土壤理化性质及作物幼苗的影响[J]. *江苏农业科学*, 2017, 45(11):246-248.
- [9] 袁金华,徐仁扣. 生物质炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(4):779-785.
- [10] 陈红霞,杜章留,郭伟,等. 施用生物炭对华北平原农田土壤容重、阳离子交换量和颗粒有机质含量的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(11):2930-2934.
- [11] 金睿,刘可星,艾绍英,等. 生物炭复配调理剂对镉污染土壤性状和小白菜镉吸收及其生理特性的影响[J]. *南方农业学报*, 2016, 47(9):1480-1487.
- [12] 郭文娟,梁学峰,林大松,等. 土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(9):3716-3721.
- [13] BEESLEY L, MORENO-JIMÉNEZ E, GOMEZ-EYLES J L, et al. Review of biochars' potential role in the remediation, revegetation

- and restoration of contaminated soils[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(12):3269-3282.
- [14] 李江遐,吴林春,张 军,等. 生物炭修复土壤重金属污染的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(12):2075-2081.
- [15] 高敬尧,王宏燕,许毛毛,等. 生物炭施入对农田土壤及作物生长影响的研究进展[J]. *江苏农业科学*, 2016, 44(10):10-15.
- [16] MÉNDEZ A, GÓMEZ A, PAZ-FERREIRO J, et al. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11):1354-1359.
- [17] 赵忠明,陈卫平,焦文涛,等. 再生水灌溉对土壤性质及重金属垂直分布的影响[J]. *环境科学*, 2012, 33(12):4094-4099.
- [18] QIU Y P, LING F. Role of surface functionality in the adsorption of anionic dyes on modified polymeric sorbents[J]. *Chemosphere*, 2006, 64(6):963-971.
- [19] OZCHIMEN D, MERICBOYU A E. Characterization of biochar and bio-oil samples obtained from carbonization of various biomass materials[J]. *Renewable Energy*, 2010, 35(6):1319-1324.
- [20] LEHMANN J, JOSEPH S. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* [M]. London: Earthscan, 2009: 33-52.
- [21] 陈再明,方 远,徐义亮,等. 水稻秸秆生物炭对重金属 Pb^{2+} 的吸附作用及影响因素[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(4):769-776.
- [22] ZWIETEN L V, KIMBER S, MORRIS S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. *Plant & Soil*, 2010, 327(327):235-246.
- [23] 袁金华,徐仁扣. 生物质炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(4):779-785.
- [24] 郭利敏,艾绍英,唐明灯,等. 不同改良剂对镉污染土壤中小白菜吸收镉的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2010, 18(3):654-658.
- [25] TSAKOU A, ROULIA M, CHRISTODOULAKIS N S. Growth parameters and heavy metal accumulation in poplar tree cultures (*Populus euramericana*) utilizing water and sludge from a sewage treatment plant[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 71(2):330-337.
- [26] 丁文川,朱庆祥,曾晓岚,等. 不同热解温度生物炭改良铅和镉污染土壤的研究[J]. *科技导报*, 2011, 29(14):22-25.
- [27] 陈丹艳,许仙菊,栾德琴,等. 几种改良剂对砷镉复合污染水稻土的修复[J]. *江苏农业学报*, 2011, 27(6):1284-1288.
- [28] 关天霞,何红波,张旭东,等. 土壤中重金属元素形态分析及形态分布的影响因素[J]. *土壤通报*, 2011(2):503-512.
- [29] JIN H P, CHOPPALA G K, BOLAN N S, et al. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals[J]. *Plant & Soil*, 2011, 348(1):439-451.
- [30] JIANG J, XU R K, JIANG T Y, et al. Immobilization of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 229/230(5):145-150.
- [31] 郭 平. 长春市土壤重金属污染机理与防治对策研究[D]. 长春:吉林大学, 2005.
- [32] 周东美,王玉军,苍 龙,等. 土壤及土壤-植物系统中符合污染的研究进展[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2004, 5(10):1-8.
- [33] 吴雁华. 京南地区土壤重金属污染特征与杨树修复效应[D]. 北京:中国地质大学, 2005.
- [34] 王 林,徐应明,梁学峰,等. 新型杂化材料钝化修复镉铅复合污染土壤的效应与机制研究[J]. *环境科学*, 2011, 32(2):581-588.
- [35] 孙文田,董德明,张 荣,等. 玉米加工污水剩余污泥吸附铅和镉的影响因素[J]. *吉林大学学报(理学版)*, 2008, 46(6):1225-1230.
- [36] 刘晶晶,唐晓武,王 艳. Pb(II)、Cu(II)、Cd(II)在黄土上二元竞争吸附特性研究[J]. *岩土工程学报*, 2014, 36(2):327-333.
- [37] 王金贵,吕家珑,曹莹菲. 镉和铅在2种典型土壤中的吸附及其与温度的关系[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(6):254-259.
- [38] 丛日环,李小坤,鲁剑巍. 土壤钾素转化的影响因素及其研究进展[J]. *华中农业大学学报*, 2007, 26(6):907-913.
- [39] 才吉卓玛. 生物炭对不同类型土壤中磷有效性的影响研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2013.
- [40] 侯艳伟,池海峰,毕丽君. 生物炭施用对矿区污染农田土壤上油菜生长和重金属富集的影响[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(6):1057-1063.
- [41] 孟凡乔,吴文良,辛德惠. 高产农田土壤有机质、养分的变化规律与作物产量的关系[J]. *植物营养与肥料学报*, 2000, 6(4):370-374.

(责任编辑:张震林)