

## 生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响

黄连喜, 魏岚, 刘晓文, 吴颖欣, 李翔, 黄玉芬, 黄庆, 刘忠珍

### 引用本文:

黄连喜, 魏岚, 刘晓文, 等. 生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10): 2205-2216.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0740>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 不同种类生物炭对土壤重金属镉铅形态分布的影响

安梅, 董丽, 张磊, 孙崇海, 夏培玉

*农业环境科学学报*. 2018, 37(5): 892-898 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1388>

### 羊栖菜生物炭对镉污染土壤性质及镉形态的影响

汪玉瑛, 计海洋, 吕豪豪, 刘玉学, 杨瑞芹, 杨生茂

*农业环境科学学报*. 2018, 37(6): 1132-1140 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1501>

### 施用生物炭对重金属污染农田土壤改良及玉米生长的影响

李衍亮, 黄玉芬, 魏岚, 黄连喜, 黄庆, 许桂芝, 刘忠珍

*农业环境科学学报*. 2017, 36(11): 2233-2239 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0522>

### 模拟酸雨条件下铁硅材料和生物炭对土壤镉砷形态及生物有效性的影响

郭娟, 罗小丽, 姚爱军, 袁鸣, 刘冲, 汤叶涛, 仇荣亮

*农业环境科学学报*. 2018, 37(7): 1495-1502 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0363>

### 生物炭施用对小麦和玉米幼苗根际和非根际土壤中Pb、As和Cd生物有效性的影响研究

黄黎粤, 丁竹红, 胡忻, 陈逸珺

*农业环境科学学报*. 2019, 38(2): 348-355 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0463>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

黄连喜, 魏岚, 刘晓文, 等. 生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10): 2205–2216.  
HUANG Lian-xi, WEI Lan, LIU Xiao-wen, et al. Effects of biochar on the migration and accumulation of lead and cadmium in soil-plant systems[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10): 2205–2216.



开放科学 OSID

# 生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响

黄连喜<sup>1</sup>, 魏岚<sup>1</sup>, 刘晓文<sup>2</sup>, 吴颖欣<sup>2</sup>, 李翔<sup>1</sup>, 黄玉芬<sup>1</sup>, 黄庆<sup>1</sup>, 刘忠珍<sup>1\*</sup>

(1. 广东省农业科学院农业资源与环境研究所, 农业部南方植物营养与肥料重点实验室, 广东省养分循环利用与耕地保育重点实验室, 广州 510640; 2. 生态环境部华南环境科学研究所, 广州 510655)

**摘要:**为探讨不同特性生物炭对土壤-植物体系中典型重金属铅(Pb)和镉(Cd)迁移累积的影响,分别选择花生壳、水稻壳、小麦秸秆、椰壳及生物燃气副产物5种材料制备的生物炭及不同粒径椰壳生物炭作为土壤调理剂,进行多茬蔬菜盆栽试验,研究各茬蔬菜可食用部位生物量及Pb和Cd累积量,土壤理化性质及土壤有效态Pb和Cd含量变化规律。结果显示,生物炭的施加均可不同程度提升土壤pH、土壤有机碳含量及阳离子交换量(CEC)。除小麦秸秆生物炭外,其余4种生物炭均可显著降低土壤有效态Pb和Cd及蔬菜可食用部位Pb和Cd累积量,并对蔬菜有明显促生长效果。生物炭粒径越小对土壤有效态Pb和Cd含量的降低、蔬菜生长的促进及蔬菜Pb和Cd累积量的降低作用越显著。蔬菜生长与土壤pH、有机碳含量及CEC水平均呈显著正相关关系,而蔬菜Pb和Cd累积量及土壤有效态Pb和Cd含量则与土壤pH、有机碳及CEC含量呈显著负相关关系。连续3茬蔬菜轮作后,80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭仍对Pb和Cd复合污染酸性土壤具有明显的修复效果。结果表明,生物炭可通过改变土壤pH、CEC、有机碳等基本理化性质,对土壤重金属产生钝化作用,显著促进蔬菜的生长并可消减蔬菜对土壤重金属元素的累积效应。

**关键词:**生物炭;土壤;重金属;铅;镉

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)10-2205-12 doi:10.11654/jaes.2020-0740

## Effects of biochar on the migration and accumulation of lead and cadmium in soil-plant systems

HUANG Lian-xi<sup>1</sup>, WEI Lan<sup>1</sup>, LIU Xiao-wen<sup>2</sup>, WU Ying-xin<sup>2</sup>, LI Xiang<sup>1</sup>, HUANG Yu-fen<sup>1</sup>, HUANG Qing<sup>1</sup>, LIU Zhong-zhen<sup>1\*</sup>

(1. Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer in South Region, Ministry of Agriculture; Guangdong Key Laboratory of Nutrient Cycling and Farmland Conservation, Institute of Agricultural Resources and Environment, Guangdong Academy of Agricultural Sciences, Guangzhou 510640, China; 2. South China Institute of Environmental Science, Guangzhou 510655, China)

**Abstract:** The aim of the present study was to examine the effects of different biochar treatments on the migration and accumulation of heavy metals (lead and cadmium) in soil-plant systems. Pot experiments were conducted based on biochar treatments comprising peanut shells, rice husks, wheat straw, coconut husks, or biogas waste products of varying particle sizes. Then, the biomass and accumulation of lead and cadmium in edible plant parts, the variation in soil physical and chemical properties, and the available lead and cadmium contents in the soil were determined. The results showed that biochar application could improve soil pH, soil organic carbon content, and cation

收稿日期:2020-06-30 录用日期:2020-08-27

作者简介:黄连喜(1982—),女,广东高要人,硕士,助理研究员,主要从事生物炭-土壤交互作用的环境行为研究。E-mail:hlx4@163.com

\*通信作者:刘忠珍 E-mail:lzzgz2001@163.com

**基金项目:**国家重点研发计划项目(2017YFD0801300);广东省海外名师项目(2020A1414010312);广东省农业科学院创建市县农科所联系专家制及人才培养项目(2019联系01-13);广东省现代农业产业技术体系创新团队建设专项资金(2019KJ109);广东省院长基金项目(BZ202001, BZ201903)

**Project supported:** National Key R&D Program of China (2017YFD0801300); Overseas Famous Teacher Project of Guangdong Province (2020A1414010312); Guangdong Academy of Agricultural Sciences Establish the Project of Contact Expert System and Talent Training with Municipal and County Agricultural Science Institute (2019 Contact 01-13); Guangdong Provincial Special Fund for Modern Agriculture Industry Technology Innovation Teams(2019KJ109); Guangdong Academy of Agricultural Sciences Dean Fund(BZ202001, BZ201903)

exchange capacity (CEC) to varying degrees. With the exception of wheat straw biochar, the other four biochar treatments significantly reduced the accumulation of available lead and cadmium in the soil and edible plant parts and had obvious growth-promoting effects on vegetables. The smaller the biochar particle size, the more significant the decrease in soil available lead and cadmium contents, the more obvious the promotion of vegetable growth, and the greater the decrease in vegetable lead and cadmium accumulation. Vegetable growth was significantly positively correlated with soil pH, organic carbon content, and CEC, whereas vegetable lead and cadmium accumulation and soil available lead and cadmium contents were significantly negatively correlated with soil pH, organic carbon content, and CEC. After three successive crops of vegetables, coconut husk biochar of 80~120 meshes, peanut shell biochar, rice husk biochar, and biogas waste biochar still showed obvious beneficial effects on acid soils polluted with lead and cadmium. The above results show that most biochar treatments significantly promoted vegetable growth, reduced soil heavy metals contents, and mitigated the cumulative effects of soil heavy metals on vegetables by improving soil physicochemical properties such as soil pH value, CEC, and organic carbon content.

**Keywords:** biochar; soil; heavy metal; lead; cadmium

土壤是人类生态环境的重要组成部分,也是人类赖以生存与发展的重要自然资源之一。随着经济的迅速发展,人类活动对土壤环境质量的影响日益加剧,土壤重金属污染问题日渐凸显<sup>[1]</sup>。土壤重金属极易被植物吸收累积,从而对食品安全和人体健康产生威胁<sup>[2-4]</sup>。治理重金属污染是当今世界的一大难题,尤其是大面积重金属污染农田土壤的修复<sup>[5]</sup>。我国土壤状况调查公报<sup>[6]</sup>和农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究<sup>[7]</sup>结果显示,我国农田土壤重金属超标现象普遍存在,其中Cd超标最为严重,其次是Pb。Pb和Cd是农田土壤污染中最常见的重金属元素,具有难迁移、难降解、易被植物富集等特点<sup>[8-9]</sup>。因此,Pb、Cd尤其是两者复合污染土壤对我国生态环境、食品安全及人体健康构成了严重威胁,其治理研究亟待加强。

生物炭(Biochar)是近年来新兴的一种新型高效土壤改良材料,由废弃生物质高温缺氧热解而成,含碳丰富,不仅可增加农田土壤碳汇,提高土壤肥力,同时由于其具有疏松多孔结构、独特的表面特性及化学性质,还对重金属污染物有着良好的吸附能力,可显著影响重金属污染物的迁移性及其生物可利用度<sup>[10]</sup>。林爱军等<sup>[11]</sup>采用分级提取的方法研究了骨炭对污染土壤重金属的固定效果,结果表明,加入骨炭后土壤中水溶态和交换态Cd的浓度都显著下降,残渣态Cd的浓度明显上升。菌渣生物炭修复Cd污染土壤的研究<sup>[12]</sup>表明,施用菌渣生物炭后,小白菜可食部位Cd含量显著降低,下降率高达57.5%。生物质原料及热解温度显著影响生物炭化产物的产率和灰分、碳、氮、磷、钾、钙含量,酸性、碱性官能团数量,芳香化结构,孔隙度及比表面积等理化性质<sup>[13-15]</sup>,进而影响其对土壤重金属的修复效果<sup>[16-18]</sup>。戴静等<sup>[19]</sup>利用木屑、米糠、稻秆和玉米秸秆为原料,分别在不同温度下热解制得

生物炭,结果表明700℃制备的稻秆生物炭对Pb<sup>2+</sup>和Cd<sup>2+</sup>的吸附容量最高。另外,生物炭对土壤污染物的吸附行为及钝化效果不仅与目标污染物自身的性质及类型有关<sup>[20]</sup>,而且与目标土壤中生长的不同植物根系生长模式及其对目标污染物的吸收、累积能力也有一定的关系<sup>[21]</sup>。Lu等<sup>[22]</sup>与Hu等<sup>[23]</sup>的研究表明,生物炭对苋菜的Cd吸收累积具有明显的降低效果,而对古板菜的Cd吸收影响不大。由此可见,不同类型生物炭对土壤重金属污染物的响应不同,其调节土壤重金属污染物对不同作物的生物有效性也可能不一致。

因此,本研究选取典型酸性重金属污染红壤作为研究对象,分别施入不同原料来源及不同粒径的生物炭,通过盆栽试验连续多茬种植不同品种蔬菜,探讨不同特性生物炭对酸性重金属污染土壤中Pb和Cd的钝化作用及不同蔬菜重金属的消减效应,研究生物炭调控下,土壤-植物体系中重金属Pb和Cd的迁移累积机制。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤、生物炭及蔬菜品种

供试土壤采自广东省某矿区周边重金属污染农田,土壤类型为红壤,土壤的基本理化性质为pH 4.73、有机质含量2.63%、CEC 4.53 cmol·kg<sup>-1</sup>、Cd总量5.26 mg·kg<sup>-1</sup>、有效态Cd 2.45 mg·kg<sup>-1</sup>、Pb总量1.11×10<sup>3</sup> mg·kg<sup>-1</sup>、有效态Pb 321.70 mg·kg<sup>-1</sup>、碱解氮112.83 mg·kg<sup>-1</sup>、有效磷48.90 mg·kg<sup>-1</sup>、速效钾54.67 mg·kg<sup>-1</sup>。土壤经风干、磨碎,过2 mm筛后用作盆栽试验。

试验所用生物炭为30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭、80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭7种。30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭、80~120目椰壳生物炭购买于广州市增城区

某公司;生物燃气副产物生物炭来自某生物燃气公司,以植物源材料为原材料厌氧热解制备生物燃气为主要目的,生物炭为其副产物;其他4种生物炭分别为椰壳、花生壳、小麦秸秆、水稻壳在500℃高温缺氧热解2h制备而得。除椰壳生物炭,其余生物炭均过60目筛后用作盆栽试验。供试生物炭基本理化性质见表1。

试验用蔬菜品种分别为菜心(49)、生菜(意大利)和油麦菜(四季香妃),蔬菜种子均购于广东省农业科学院蔬菜种子市场,种植方式为菜心、生菜和油麦菜轮作。

### 1.2 盆栽试验

盆栽试验分为对照、30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭、80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭共8个处理,每个处理4盆(重复)。所选用塑料盆规格为18cm(高)×17cm(外径),每盆装土1.6kg,生物炭的加入量为每盆土质量的3%,同时加入氯化钾0.61g、磷酸氢二铵0.68g、尿素0.38g。土壤、生物炭及氮磷钾肥经充分混匀后加入去离子水500mL,放置平衡10d后,于2017年3月17日开展第一茬蔬菜盆栽试验,蔬菜品种为菜心,种子播入后盖上黑色透气纱膜等待发芽,每盆留苗4株,于2017年5月9日进行采收。第二茬蔬菜盆栽试验开始于2017年11月16日,蔬菜品种为生菜,种植方式为移栽,每盆1株,生菜生长期间施加氯化钾0.61g、磷酸氢二铵0.68g、尿素0.38g,2017年12月23日进行采收。第三茬蔬菜盆栽试验开始于2018年1月23日,蔬菜品

种为油麦菜,种植方式为移栽,每盆1株,油麦菜生长期间施入氯化钾0.61g、磷酸氢二铵0.68g、尿素0.38g,2018年4月11日采收。

### 1.3 样品采集及前处理

每茬蔬菜收获时割取地上部分,各重复单独称质量,同时采集各盆中土壤。蔬菜样品先后用自来水和纯水清洗,置于烘箱中105℃杀青2h后,温度调至75℃烘至干燥,记录烘后样品的质量,利用粉碎机研磨成粉末,用于营养元素(氮、磷、钾)及重金属元素(Cd、Pb)含量测定。土壤样品室内风干,压碎后过2mm孔径筛进行pH、CEC、土壤速效钾、碱解氮及有效磷含量测定,将过2mm孔径筛的土样用四分法取出一部分继续碾磨,过0.25mm孔径筛后进行土壤有机碳、有效态Cd及有效态Pb含量测定。

### 1.4 分析测试方法

蔬菜植株样品用H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>消煮,消煮液分别利用凯氏定氮仪蒸馏、钼锑抗比色法及火焰光度法测定氮、磷、钾含量。蔬菜植株样品中的Cd与Pb分别根据GB 5009.15—2014及GB 5009.12—2017方法测定。土壤及生物炭的pH采用酸度计(梅特勒S210-K)测定,土水比分别为1:2.5和1:10,有机碳含量用重铬酸钾-硫酸氧化法测定,CEC含量用乙酸铵交换法(LY/T 1243—1999)测定,碱解氮、有效磷及速效钾分别采用碱解扩散法、碳酸氢钠法及乙酸铵提取法测定<sup>[24]</sup>,有效态Cd、Pb及全量Cd、Pb分别依据GB/T 23739—2009土壤有效态铅和镉的测定方法(PE AA600)及GB/T 17141—1997石墨炉原子吸收分光光度法(PE AA600)进行。试验中均采用20%平行样,

表1 生物炭的基本理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of biochars

生物炭 Biochars	pH	有机碳 Organic carbon/%	CEC/ (cmol·kg <sup>-1</sup> )	比表面积 Specific surface area/ (m <sup>2</sup> ·g <sup>-1</sup> )	全量Cd/ Total Cd/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	全量Pb Total Pb (mg·kg <sup>-1</sup> )	碱解氮 Alkaline hydrolysis N/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	有效磷 Available P/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	速效钾 Available K/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total N/ (g·kg <sup>-1</sup> )	全磷 Total P/ (g·kg <sup>-1</sup> )	全钾 Total K/ (g·kg <sup>-1</sup> )
B1	8.25	31.9	0.7	6.03	0.01	2.15	37.6	650.4	3 170	10.98	2.94	6.17
B2	8.44	38.5	2.6	6.53	0.01	2.58	43.9	1 158.1	5 385	13.65	5.16	7.87
B3	8.74	68.0	20.2	18.33	0.01	3.56	18.8	892.7	6 006	8.62	4.27	8.65
B4	9.72	42.3	17.5	10.86	0.16	5.46	211.0	317.9	33 924	12.83	2.58	47.54
B5	10.20	33.7	6.3	12.47	0.08	4.00	31.3	288.5	41 872	11.49	2.28	54.20
B6	8.39	54.9	22.5	32.13	0.38	28.60	35.5	209.8	15 923	6.47	1.48	17.85
B7	9.98	48.3	24.1	54.80	0.02	7.01	35.5	550.5	15 695	6.98	2.98	16.69

注: B1、B2、B3、B4、B5、B6、B7分别为30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭、80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭。

Note: B1, B2, B3, B4, B5, B6 and B7 are respectively coconut shell biochar of 30~60 mesh, coconut shell biochar of 60~80 mesh, coconut shell biochar of 80~120 mesh, peanut shell biochar, wheat straw biochar, rice shell biochar and biogas waste biochar.

测定过程中采用土壤成分分析标准物质 GBW 07417a (土壤有效态 Cd 及 Pb)、GBW 07453 (土壤全量 Cd 及 Pb)、GBW 04712 (有机碳、CEC、全 N、全 P、全 K、碱解氮、有效磷及速效钾等) 和标准植物样品 GBW 07603 (植株全量 Cd 及 Pb) 进行质量控制。试验所用试剂均为优级纯, 试验器皿在使用前均用 10% 硝酸浸泡 24 h 以上。

### 1.5 数据统计及分析

试验数据应用 Excel 软件进行处理, 用 SAS 9.0 软件进行显著性分析及相关性分析, Origin 8.6 软件作图。图表中同一个试验的不同处理间相同小写字母表示差异不显著, 不同小写字母表示差异显著 ( $P < 0.05$ )。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同特性生物炭对土壤有效态 Pb、Cd 含量的影响

从图 1A 菜心、生菜和油麦菜收获后土壤中有有效态 Pb 含量可得, 没有施加生物炭的处理土壤有效态 Pb 含量分别为  $(320.97 \pm 3.07)$ 、 $(334.92 \pm 2.40)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  及  $(319.90 \pm 4.04)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 添加椰壳生物炭 (80~120

目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理的土壤有效态 Pb 含量分别降至  $(247.85 \pm 7.15) \sim (316.75 \pm 7.97)$ 、 $(237.32 \pm 7.24) \sim (333.22 \pm 13.07)$ 、 $(213.25 \pm 6.78) \sim (317.42 \pm 21.56)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 降幅分别为 1.3%~22.8%、0.5%~29.1% 及 0.8%~33.3%。其中椰壳生物炭 (80~120 目)、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭均能显著降低土壤有效态 Pb 含量 ( $P < 0.05$ ), 降低效果为生物燃气副产物生物炭 > 80~120 目椰壳生物炭 > 花生壳生物炭、水稻壳生物炭, 而小麦秸秆生物炭对土壤有效态 Pb 含量的降低效果并不显著。

从图 1B 菜心、生菜和油麦菜收获后土壤中有有效态 Cd 含量结果可得, 没有施加生物炭处理的土壤有效态 Cd 含量分别为  $(2.36 \pm 0.08)$ 、 $(2.19 \pm 0.07)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  及  $(2.42 \pm 0.02)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 添加椰壳生物炭 (80~120 目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理土壤有效态 Cd 含量分别降至  $(1.53 \pm 0.01) \sim (2.33 \pm 0.09)$ 、 $(1.36 \pm 0.03) \sim (2.13 \pm 0.03)$ 、 $(1.23 \pm 0.03) \sim (2.23 \pm 0.11)$   $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 降幅分别为 1.4%~35.4%、2.5%~37.6% 及 8.0%~49.1%。其

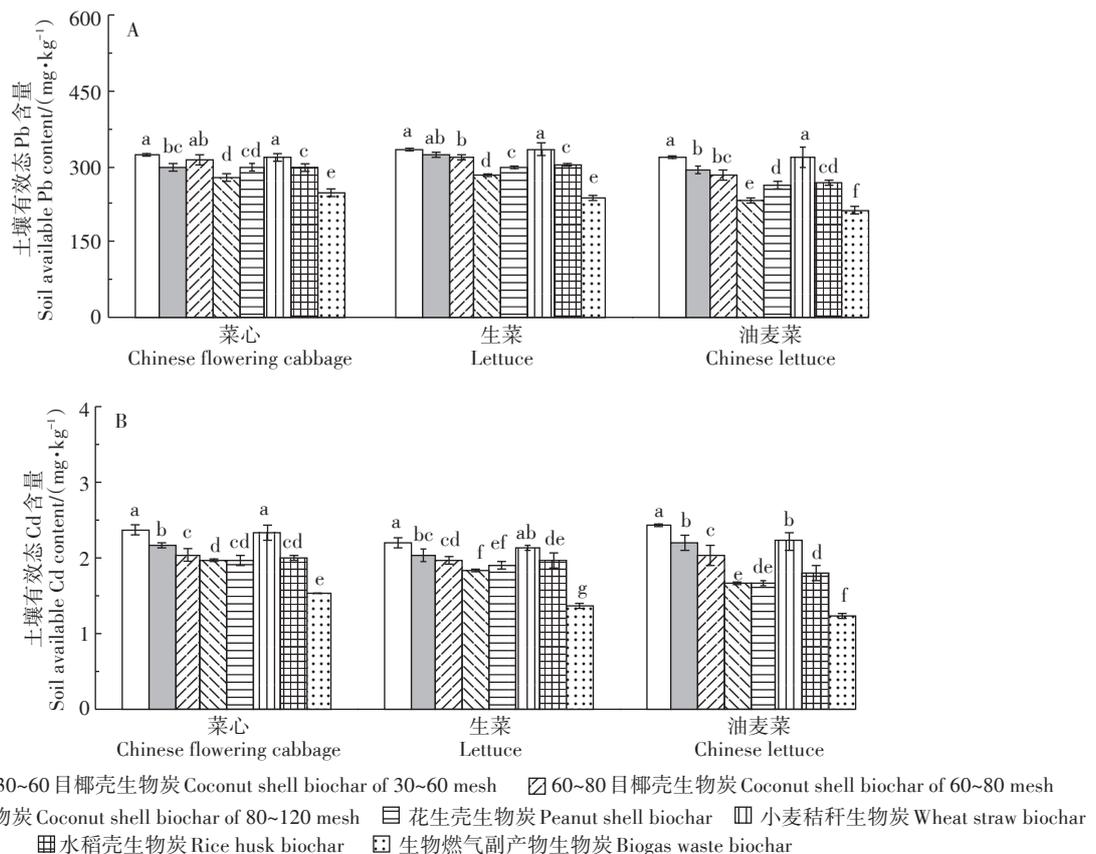


图 1 蔬菜收获后土壤有效态 Pb 和 Cd 的含量

Figure 1 Contents of available lead and cadmium in soils

中椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭均能显著降低土壤有效态Cd含量( $P<0.05$ ),降低效果为生物燃气副产物生物炭>80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、水稻壳生物炭,而小麦秸秆生物炭仅对第三茬蔬菜收获后的土壤有效态Cd含量具有显著降低作用,对前两茬土壤有效态Cd含量的降低效果则不显著。以上结果显示,椰壳生物炭、生物燃气副产物生物炭、花生壳生物炭和生物燃气副产物生物炭对酸性土壤的重金属元素均具有良好的钝化效果。值得注意的是,生物炭原料大多数为植物性来源的农林废弃物,植物生长过程中可从土壤中吸收一定量的重金属元素,重金属元素在农林废弃物高温裂解后仍然留在生物炭中,生物炭施用于农田后,重金属元素可转移到土壤中,从而增加农作物的重金属累积及食用安全风险。根据表1生物炭基本理化性质数据可得,本次试验所选用的花生壳生物炭和生物燃气副产物生物炭中Cd含量分别为 $0.16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 及 $0.38\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其作为土壤重金属钝化剂会一定程度增加土壤Cd累积风险。因此,试验所选用的5种生物炭中,生物燃气副产物生物炭与80~120目椰壳生物炭为重金属污染酸性土壤修复的最优生物炭。

为了进一步探讨生物炭粒径大小对土壤中重金属的钝化效果,图1同时对30~60、60~80目及80~120目3种不同粒径椰壳生物炭施用后土壤有效态Pb和Cd含量进行了比较。图1A结果显示,添加不同粒径椰壳生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜收获后土壤有效态Pb含量分别为 $(299.57\pm 7.77)\sim(321.59\pm 5.97)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (30~60目椰壳生物炭)、 $(282.82\pm 9.43)\sim(316.76\pm 4.74)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (60~80目椰壳生物炭)、 $(233.32\pm 4.28)\sim(281.88\pm 2.37)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (80~120目椰壳生物炭)。从图1B结果可知,添加不同粒径椰壳生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜收获后土壤有效态Cd含量分别为 $(2.05\pm 0.07)\sim(2.20\pm 0.09)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (30~60目椰壳生物炭)、 $(1.97\pm 0.05)\sim(2.04\pm 0.08)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (60~80目椰壳生物炭)、 $(1.65\pm 0.01)\sim(1.95\pm 0.01)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (80~120目椰壳生物炭)。因此,粒径小的生物炭对土壤重金属的钝化效果优于粒径大的生物炭。该结果表明,施加的生物炭粒径越小,对土壤Cd的钝化效果越显著。有研究<sup>[25]</sup>也表明,具有较小尺寸的生物炭颗粒在环境中比大粒径的生物炭具有更强的迁移能力、反应活性及对环境污染物的吸附亲和力。

## 2.2 不同特性生物炭对蔬菜Pb和Cd累积的影响

从图2A蔬菜地上部Pb含量结果可得,没有施加

生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜地上部Pb含量分别为 $(8.44\pm 0.03)$ 、 $(2.85\pm 0.08)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $(3.34\pm 0.01)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,超出《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)规定的叶菜蔬菜Pb限量标准( $0.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )的27.1、8.5倍和10.1倍。添加椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜地上部Pb含量分别降至 $(1.60\pm 0.03)\sim(2.78\pm 0.05)$ 、 $(0.50\pm 0.01)\sim(2.16\pm 0.08)$ 、 $(0.30\pm 0.02)\sim(1.59\pm 0.10)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。与对照处理相比,施加生物炭的菜心、生菜和油麦菜地上部Pb含量降幅分别为67.1%~81.0%、24.2%~82.5%和52.4%~91.0%,其中施加生物燃气副产物生物炭的油麦菜地上部Pb含量为 $(0.30\pm 0.02)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,已降至GB 2762—2017规定的叶菜蔬菜Pb限量标准。分析表明,施加椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭均可显著( $P<0.05$ )降低菜心、生菜和油麦菜地上部Pb含量,且降低效果为生物燃气副产物生物炭、80~120目椰壳生物炭>花生壳生物炭、水稻壳生物炭>小麦秸秆生物炭。

从图2B蔬菜地上部Cd含量结果可得,没有施加生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜地上部Cd含量为 $(1.38\pm 0.01)$ 、 $(3.50\pm 0.34)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 及 $(1.52\pm 0.01)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,分别超出中华人民共和国GB 2762—2017规定的叶菜蔬菜Cd限量标准( $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )的5.9、16.5倍及6.6倍。添加椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜地上部Cd含量分别为 $(0.29\pm 0.01)\sim(1.42\pm 0.02)$ 、 $(1.24\pm 0.08)\sim(3.19\pm 0.33)$ 、 $(0.09\pm 0.01)\sim(1.69\pm 0.10)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。施加椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜地上部Cd含量降低幅度分别为41.9%~79.0%、49.6%~64.6%和48.4%~94.1%,其中施加生物燃气副产物生物炭的油麦菜地上部Cd含量为 $(0.09\pm 0.01)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,已低于GB 2762—2017规定的叶菜蔬菜Cd限量标准。小麦秸秆生物炭添加的处理对菜心和油麦菜地上部Cd具有一定的提升作用,其原因可能与表1中小麦秸秆生物炭本身较高的Cd含量及其基本理化性质有关。统计分析结果表明,施加椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭均可显著降低( $P<0.05$ )菜心、生菜和油麦菜地上部Cd含量,且降低效果为生物燃气副产

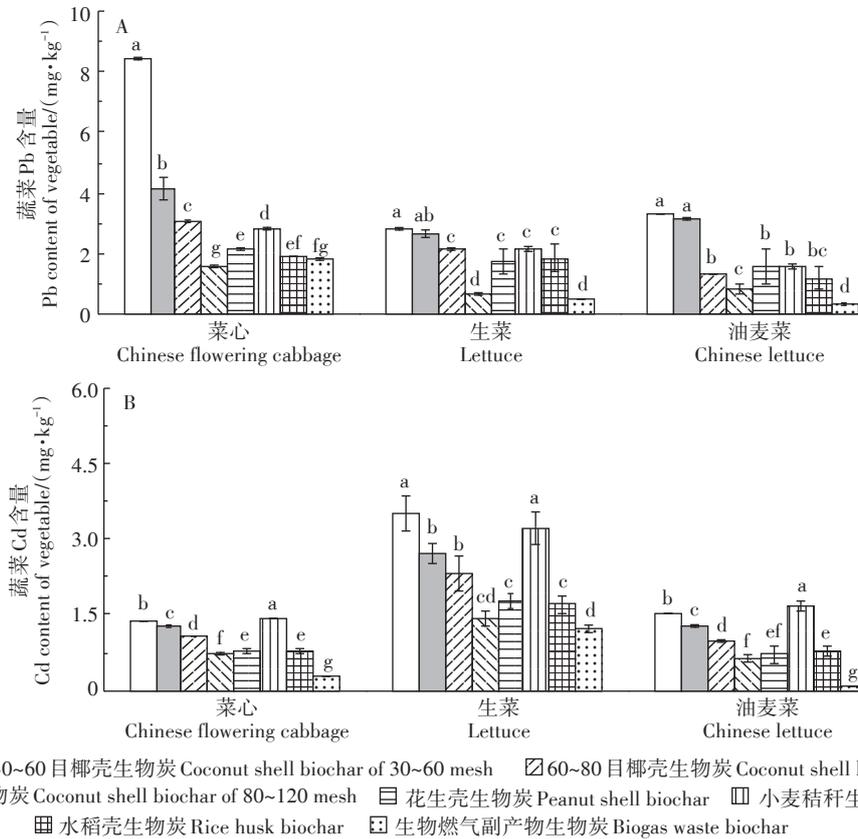


图2 蔬菜地上部Pb和Cd的含量

Figure 2 Contents of lead and cadmium in shoots of vegetables

物生物炭、80~120目椰壳生物炭>花生壳生物炭、水稻壳生物炭。因此,这4种生物炭均对酸性土壤中种植的菜心、生菜及油麦菜重金属含量有良好的降低效果,生物燃气副产物及80~120目椰壳生物炭为消减蔬菜重金属累积量的最优生物炭,而小麦秸秆生物炭并不适用于Cd污染土壤的修复。该结果与土壤有效态Pb和Cd含量的影响变化结果一致,说明作物对重金属的累积量与土壤中的有效态重金属含量相关。生物炭具有巨大比表面积及特殊物理化学性质,其所含的基团与重金属产生吸附、共沉淀、络合等作用,从而改变了重金属在土壤中的形态,这是其影响重金属生物有效性,降低重金属生物毒性的根本原因<sup>[26]</sup>。

此外,从图2A及图2B结果可知,添加不同粒径椰壳生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜地上部Pb含量分别为 $(2.61\pm 0.10)\sim(4.11\pm 0.38)$  mg·kg<sup>-1</sup>(30~60目椰壳生物炭)、 $(1.34\pm 0.01)\sim(3.06\pm 0.05)$  mg·kg<sup>-1</sup>(60~80目椰壳生物炭)、 $(0.70\pm 0.05)\sim(1.60\pm 0.03)$  mg·kg<sup>-1</sup>(80~120目椰壳生物炭),而地上部Cd含量分别为 $(1.26\pm 0.01)\sim(2.70\pm 0.19)$  mg·kg<sup>-1</sup>(30~60目椰壳生物炭)、 $(1.00\pm 0.01)\sim(2.31\pm 0.35)$  mg·kg<sup>-1</sup>(60~80目椰壳生物

炭)、 $(0.61\pm 0.07)\sim(1.43\pm 0.14)$  mg·kg<sup>-1</sup>(80~120目椰壳生物炭)。该结果表明,施加的生物炭粒径越小,对蔬菜Cd含量的降低效果越显著。粒径小的生物炭对蔬菜重金属消减效果优于粒径大的生物炭。

### 2.3 不同特性生物炭对蔬菜生长的影响

生物炭具有良好的物理化学性质和养分调控作用,施入土壤后可以显著提高作物的生产力,生物炭对蔬菜的增产效果与生物炭的品种和用量水平、作物类型、农田土壤类型等有关<sup>[27]</sup>。添加不同生物炭处理的3茬蔬菜生物量结果见表2,从表中不施生物炭的对照处理结果可得,该酸性重金属污染土壤对蔬菜均具有抑制生长的作用,因此3种蔬菜的产量均较低。由于不同作物的生长对土壤环境条件及营养元素需求存在差异性,不同作物对添加物的响应不同,因此本研究中不同生物炭对菜心、生菜及油麦菜3种蔬菜的促生长效果不完全一致。椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭的添加均对菜心、生菜和油麦菜的生长具有显著( $P<0.05$ )的促进作用,增产幅度分别为97.6%~183.9%、46.0%~104.6%及289.5%~

表2 蔬菜生物量(鲜样, g·pot<sup>-1</sup>)Table 2 Biomass of vegetables(Fresh weigh, g·pot<sup>-1</sup>)

处理 Treatments	菜心 Chinese flowering cabbage	生菜 Lettuce	油麦菜 Chinese lettuce
CK	19.31±5.68d	34.93±6.85c	12.91±1.36e
T1	31.46±5.79c	35.67±7.90c	13.28±1.02de
T2	34.36±4.34c	41.06±2.73c	21.52±2.32d
T3	45.88±6.27ab	63.40±5.81ab	56.32±7.96b
T4	54.83±10.40a	71.48±0.59a	62.95±2.54a
T5	49.54±6.21a	51.00±12.23bc	50.28±2.79c
T6	51.64±6.66a	58.27±8.73ab	60.76±6.29a
T7	37.98±6.33bc	70.40±6.14a	56.52±1.22b

注:CK、T1、T2、T3、T4、T5、T6、T7分别为无生物炭、30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭、80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭。表4同。

Note: CK、T1、T2、T3、T4、T5、T6 and T7 respectively are treatments of not added biochar, coconut shell biochar of 30~60 mesh, coconut shell biochar of 60~80 mesh, coconut shell biochar of 80~120 mesh, peanut shell biochar, wheat straw biochar, rice shell biochar and biogas waste biochar. The same as table 4.

387.6%。菜心的增产效果为椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭>生物燃气副产物生物炭,生菜的增产效果为花生壳生物炭、生物燃气副产物生物炭>椰壳生物炭(80~120目)、水稻壳生物炭>小麦秸秆生物炭,油麦菜的增产效果为花生壳生物炭、水稻壳生物炭>生物燃气副产物生物炭、椰壳生物炭(80~120目)>小麦秸秆生物炭。生物炭对3茬蔬菜增产效应由4种作用机制引起:(1)通过改善土壤化学性质,增加土壤化学活性表面积,促进土壤中营养物质的转化及催化土壤中的各种生物化学反应;(2)改善土壤物理特性,以更利于保持土壤中的养分与水分,促进作物根系生长;(3)改善土壤理化性质的同时,会引起土壤微生物群落、酶活性的变化,改善生物体生存环境;(4)提供作物所需要的某些营养物质,如C、N、P、K、Ca及Mg等。因此,椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭对于酸性重金属污染土壤中蔬菜生长均有较好的促进作用,花生壳生物炭与水稻壳生物炭是蔬菜促生长效果最优的两种生物炭。此外,粒径小的生物炭对蔬菜的促生长作用优于粒径大的生物炭。

## 2.4 不同特性生物炭对土壤基本理化性质的影响

### 2.4.1 土壤pH、有机碳含量及CEC水平

各茬蔬菜收获时土壤pH见图3A,从图中数据可得,不加生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜收获后土壤pH分别为5.94、5.04和4.54,而添加椰壳生物炭

(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理的菜心收获后土壤pH分别提升0.18、0.42、0.24、0.19、1.46个单位,其中花生壳生物炭与生物燃气副产物生物炭处理对土壤pH具有显著提升效果;生菜收获后土壤pH分别上升0.49、0.76、0.35、0.18、2.34个单位,除了水稻壳生物炭外,其余4种生物炭对土壤pH均具有显著提升效果;油麦菜收获后土壤pH分别上升1.02、1.02、0.40、0.49、2.22个单位,5种生物炭对土壤pH均具有显著提升效果。粒径30~60目及60~80目的椰壳生物炭对土壤pH提升作用不显著。试验用地基础土壤pH为4.73,呈酸性,而试验所选择的生物炭均为碱性,因此,增施生物炭对土壤pH产生直接影响。生物炭本身所含有的Ca<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>等盐基离子,随生物炭进入土壤,在水土交融作用下释放,与土壤中的H<sup>+</sup>和Al<sup>3+</sup>交换,从而降低H<sup>+</sup>和Al<sup>3+</sup>在土壤中的浓度,这是生物炭对土壤pH提升及缓冲土壤酸化的最主要影响机制<sup>[28]</sup>。图3A结果也揭示,生物燃气副产物生物炭与花生壳生物炭缓冲土壤酸化作用较其他生物炭更强。

土壤有机碳是土壤有机质的一种化学量度,占土壤有机质的60%~80%,其储量反映了土壤截留碳的能力,是土壤养分转化的核心,因此,常把土壤有机碳作为评价土壤肥力水平的一项重要指标<sup>[29]</sup>。图3B各茬蔬菜收获时土壤有机碳含量结果显示,不加生物炭处理的菜心、生菜和油麦菜收获后土壤有机碳含量分别为1.68%、1.57%和1.53%,椰壳生物炭(30~60目)、椰壳生物炭(60~80目)、椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭的施加均可显著提升土壤有机碳含量,增幅分别为10.8%~98.3%、23.4%~115.0%和14.9%~103.8%,而且土壤有机碳含量随着生物炭粒径大小的降低而升高。生物炭富含稳定且难以被微生物分解的有机碳,可以在土壤中长期稳定存在,这是生物炭施用提高土壤有机碳含量的直接原因。

图3C结果显示,由于生物炭本身CEC水平的不一致,不同来源及粒径生物炭对土壤CEC含量具有不同的影响。80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭对菜心、生菜和油麦菜收获后土壤的CEC含量均具有显著提升效果,30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭及小麦秸秆生物炭对土壤CEC含量有提升效果,但没有达到显著水平。

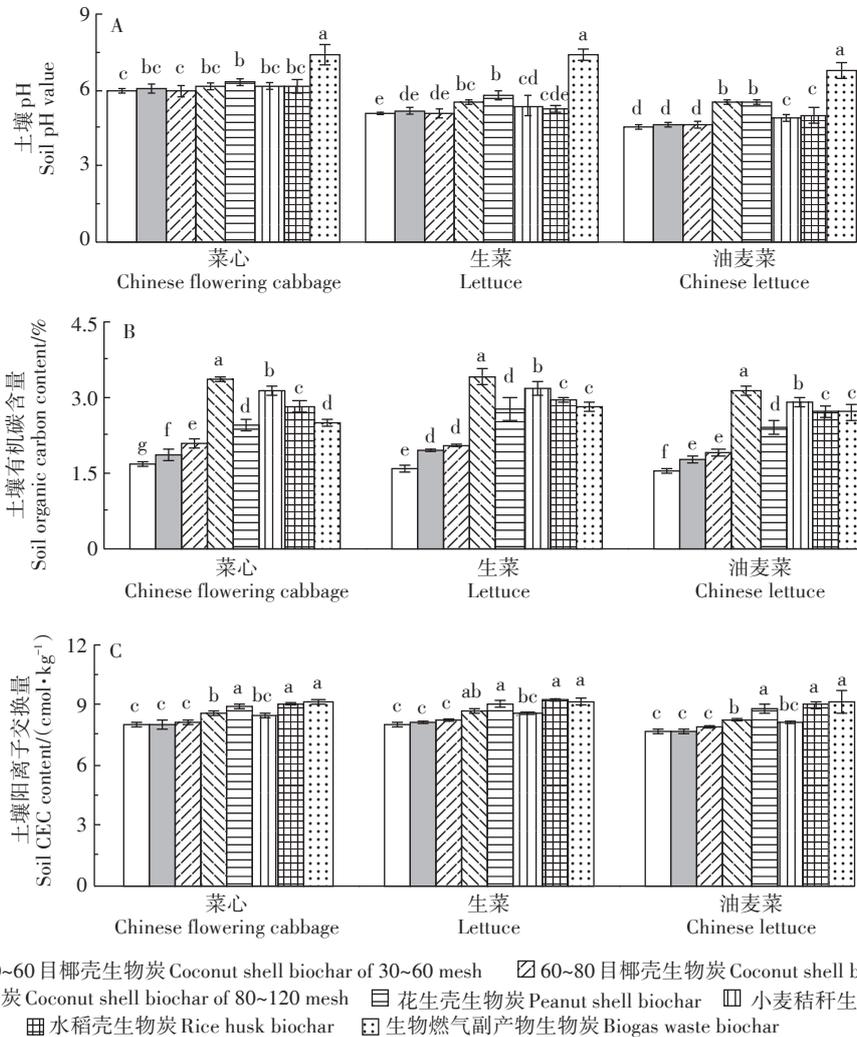


图3 土壤pH、有机碳含量及CEC水平

Figure 3 Soil pH, soil organic carbon content and cation exchange capacity

土壤中有效态重金属含量、蔬菜对重金属的累积量及蔬菜生长状态的改变极可能是由于土壤的某些理化性质的变化所引起。由表3相关性分析结果可知,菜心、生菜及油麦菜Pb、Cd含量及其种植期间的土壤有效态Pb、Cd含量与土壤pH呈极显著负相关关系,与土壤CEC含量呈显著负相关关系。菜心Pb、Cd含量及其种植期间的土壤有效态Pb、Cd含量与土壤有机碳含量呈负相关关系,但相关性为弱相关,而生菜及油麦菜Pb、Cd含量及其种植期间的土壤有效态Pb、Cd含量与土壤有机碳含量呈显著或极显著负相关关系。因此,所施用的生物炭pH、有机碳含量及CEC水平越高,土壤中可利用态Pb和Cd含量越低,蔬菜对Pb和Cd的吸收累积量越少。以上结果说明生物炭的pH、有机碳含量及CEC水平均为其降低酸性重金属污染土壤Pb和Cd有效性的主要理化因子,

且生物炭pH的贡献率大于CEC及有机碳。土壤pH可能从以下几个方面影响重金属有效性:(1)使土壤胶体Zeta电位向负值方向位移,促进土壤表面胶体所带负电荷量增加,进而增加重金属离子的静电吸附量<sup>[30-31]</sup>;(2)导致金属阳离子羟基态的形成,相较于自由态金属离子,其与土壤吸附点位的亲和力更强<sup>[30]</sup>;(3)增加土壤溶液中OH<sup>-</sup>浓度,阳离子重金属可与OH<sup>-</sup>结合生成难溶的沉淀<sup>[32]</sup>。生物炭增加的土壤有机碳可以通过羟基和羧基等含氧官能团增加土壤表面的吸附位点,从而使交换态重金属通过表面络合被吸附<sup>[33]</sup>。同时,表3结果也显示,菜心、生菜及油麦菜的生长与土壤pH、有机碳含量及CEC水平表现出显著的正相关关系,说明生物炭通过对土壤pH、有机碳含量及CEC水平的提升,改变土壤的物理化学性质,提高土壤肥力,从而促进作物的生长。

表3 蔬菜生物量、Pb和Cd含量及土壤有效态Pb和Cd含量与土壤pH、有机碳含量及CEC的相关性分析

Table 3 Correlation of vegetable biomass, vegetable lead and cadmium content and soil available lead and cadmium content with soil pH, organic carbon content and cation exchange capacity

项目 Items	蔬菜 Vegetables	相关系数 Correlation coefficient (n=32)				
		土壤有效态Pb含量 Available Pb content in soil	土壤有效态Cd含量 Available Cd content in soil	蔬菜Pb含量 Pb content in vegetables	蔬菜Cd含量 Cd content in vegetables	蔬菜生物量 Biomass of vegetables
土壤pH Soil pH	菜心	-0.746 69**	-0.738 71**	-0.373 23*	-0.689 78**	0.155 37
	生菜	-0.863 60**	-0.886 30**	-0.698 11**	-0.552 23**	0.649 63**
	油麦菜	-0.829 47**	-0.897 71**	-0.695 28**	-0.807 71**	0.652 78**
土壤有机碳 Soil organic carbon	菜心	-0.256 01	-0.232 75	-0.711 80**	-0.338 87	0.658 07**
	生菜	-0.430 18*	-0.363 16*	-0.651 25**	-0.563 69**	0.660 20**
	油麦菜	-0.514 95**	-0.565 36**	-0.739 26**	-0.406 67*	0.866 34**
土壤CEC Soil CEC	菜心	-0.385 43*	-0.332 56*	-0.623 45**	-0.334 57*	0.611 02**
	生菜	-0.309 42*	-0.371 91*	-0.312 47*	-0.301 24*	0.438 81**
	油麦菜	-0.321 46*	-0.362 15*	-0.360 14*	-0.301 49*	0.503 77**

注:\*,\*\*分别表示在0.05、0.01水平上(双侧)显著相关。相关系数0.8~1.0、0.6~0.8、0.4~0.6、0.2~0.4、0~0.2分别表示极强相关、强相关、中等程度相关、弱相关、极弱相关或无相关;负值表示负相关。表5同。

Note: \* and \*\* mean significant correlation at 0.05 and 0.01 levels (bilateral). Correlation coefficients of 0.8~1.0, 0.6~0.8, 0.4~0.6, 0.2~0.4 and 0~0.2 respectively indicate strong correlation, strong correlation, moderate correlation, weak correlation, extremely weak correlation or no correlation. Negative values indicate negative correlation. The same as table 5.

#### 2.4.2 土壤有效磷、速效钾及碱解氮含量

土壤碱解氮、有效磷及速效钾含量见表4。土壤养分含量的变化主要与作物生长时期、肥料引入、作物吸收带走及土壤微生物消耗有关。从表中数据可得,菜心、生菜及油麦菜收获后土壤中碱解氮最高的均为不施加生物炭的对照处理组,其次为施加30~60目和60~80目椰壳生物炭处理组,由于对照和30~60、60~80目处理的蔬菜生物量均较其他处理低,其收获带走的氮元素少,因此土壤中的碱解氮含量显著高于其他处理组。椰壳生物炭(80~120目)、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭及水稻壳生物炭处理间土壤碱解氮含量差异不大,生物燃气副产物生物炭处理组的土壤碱解氮则显著低于其他处理组。菜心、生菜及油麦菜收获后土壤中有效磷含量最高的处理均为施加80~120目椰壳生物炭处理组,其次为施加60~80目椰壳生物炭处理组,其他处理组差异较小且没有明显的规律性。3种蔬菜收获后的土壤速效钾含量最高的均为施加小麦秸秆生物炭处理组,这与秸秆生物炭本身极高的钾含量有关(表1)。花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭的添加也提高了土壤速效钾含量,因此可显著促进菜心的生长,而不同粒径椰壳生物炭则对土壤速效钾含量影响较小。继续种植生菜后,由于土壤中钾元素被上一茬作物吸收带走,生物炭的输入对施加小麦秸秆生物炭以外的其他各处理土壤速效钾含量影响作用减小,各处理间

的差异性减小;继续种植油麦菜后,不施加生物炭和30~60、60~80目椰壳生物炭处理的土壤速效钾反而显著高于80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭处理组,原因可能是不施加生物炭和30~60、60~80目椰壳生物炭处理的油麦菜生物量明显低于其他组,被蔬菜收获带走的钾素也低于其他组,从而较多的钾元素留在土壤中。

由表5相关性分析结果可知,菜心、生菜及油麦菜Pb和Cd含量及其种植期间的土壤有效态Pb和Cd含量与土壤碱解氮含量呈极显著正相关关系,菜心、生菜及油麦菜生物量与土壤碱解氮含量呈极显著负相关关系。此外,3种蔬菜生物量、Pb和Cd含量及土壤有效态Pb和Cd含量与土壤有效磷及速效钾含量的相关性没有统一的规律,不同蔬菜间相关系数差异性较大。相关研究<sup>[34]</sup>表明,土壤中交换性H<sup>+</sup>含量与土壤中碱解氮含量呈显著负相关。因此,土壤碱解氮应该是通过影响土壤的酸度来间接改变土壤中重金属元素的有效性及其作物的生长情况。

#### 2.5 生物炭对酸性重金属污染土壤改良的持续效应

不同材料来源及不同粒径的生物炭对酸性重金属污染土壤的理化性质改良、重金属钝化消减及蔬菜的促生长作用大小不一,其作用效果维持的时间也有一定的差异性。图4以施加生物炭处理(T)扣除对照处理(CK)计算施加生物炭处理对持续一年以后轮作

蔬菜的产量提升、蔬菜 Pb 和 Cd 消减及土壤 Pb 和 Cd 钝化效果,通过 $(T \text{ 平均值} - CK \text{ 平均值}) / CK \text{ 平均值} \times 100\%$  计算。图 4A 结果显示,生物炭处理可降低油麦菜种植期间土壤中有效态 Cd、Pb 含量,对 Cd 降幅分别为 9.3%、16.4%、31.7%、30.8%、8.0%、25.5% 及 49.1%,对 Pb 降幅分别为 8.2%、11.6%、27.1%、17.5%、0.8%、15.7% 及 33.3%。生物炭对土壤中 Cd、Pb 的钝化将会直接影响蔬菜的 Cd、Pb 吸收量。图 4B 结果表明,除了小麦秸秆生物炭处理外,其他生物炭处理均可降低油麦菜对 Cd 的累积吸收量,降幅分别为 14.9%、34.3%、59.6%、53.1%、48.4% 及 93.8%。生物炭处理同时也可降低油麦菜对 Pb 的累积吸收量,降幅分别为 4.8%、60.0%、75.7%、53.6%、52.4%、64.6% 及 90.9%。从图 4C 可知,30~60 目椰壳生物炭、

60~80 目椰壳生物炭、80~120 目椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭对第三茬蔬菜的增产率分别为 2.9%、66.7%、336.3%、387.6%、289.5%、370.6% 及 337.8%。其中,80~120 目椰壳、花生壳、水稻壳及生物燃气副产物 4 种生物炭在油麦菜收获时,对土壤有效态 Cd 和 Pb 及蔬菜 Cd 和 Pb 含量仍然具有较明显的降低效应,分别降低土壤有效态 Cd 和 Pb 含量 25.5%~49.1% 及 15.7%~33.3%,降低蔬菜 Cd 和 Pb 含量 48.4%~93.8% 及 52.4%~90.9%,同时明显提升蔬菜生物量 289.5%~370.6%。综上所述,粒径最小的 80~120 目椰壳生物炭、花生壳生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭对酸性重金属污染土壤具有明显的修复效果及持续效应。

表 4 土壤碱解氮、有效磷及速效钾含量( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )Table 4 Soil alkaline hydrolysis nitrogen, available phosphorus, available potassium contents ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )

处理 Treatments	碱解氮 Alkaline hydrolysis N			有效磷 Available P			速效钾 Available K		
	菜心 Chinese flowering cabbage	生菜 Lettuce	油麦菜 Chinese lettuce	菜心 Chinese flowering cabbage	生菜 Lettuce	油麦菜 Chinese lettuce	菜心 Chinese flowering cabbage	生菜 Lettuce	油麦菜 Chinese lettuce
CK	398.3±29.2a	282.5±20.7a	194.0±23.2a	143.7±6.9c	123.5±3.9d	165.0±3.8b	266.3±26.9c	191.3±43.2bc	199.3±6.8bc
T1	302.2±17.0b	207.1±11.9b	182.2±16.3a	136.2±3.2c	128.0±3.0cd	169.5±5.8b	224.8±23.8cd	216.0±33.9bc	244.5±51.7b
T2	298.6±17.1bc	206.3±20.7b	175.7±23.4a	156.3±5.2b	133.2±0.8bc	168.2±1.4b	189.0±46.3d	220.3±76.2bc	245.1±82.8b
T3	213.9±22.5de	147.8±5.8de	127.8±11.2b	180.6±7.7a	171.8±3.6a	201.3±3.2a	270.5±45.5c	123.3±34.3c	81.5±20.4cd
T4	235.4±36.4cd	139.8±7.3de	121.0±2.8b	134.3±1.9c	126.3±5.7d	155.7±1.7c	383.3±57.3bc	274.3±74.5b	69.0±15.6d
T5	222.3±20.4de	151.8±1.7cd	134.7±14.8b	115.9±9.9d	113.1±1.8e	149.6±3.2d	1462.5±134.8a	1600±191.1a	1213.5±182.2a
T6	190.2±25.8ef	161.4±15.6c	130.5±27.9b	138.4±5.2c	122.9±2.4d	154.5±1.6cd	342.3±50.5bc	287.0±56.2b	112.4±39.1cd
T7	162.1±11.4f	129.2±5.6e	87.9±17.4c	113.0±3.8d	123.6±1.6d	156.7±1.2c	475.0±25.1b	240.0±29.2bc	81.7±14.1cd

表 5 蔬菜生物量、Pb 和 Cd 含量及土壤有效态 Pb 和 Cd 含量与土壤碱解氮、有效磷及速效钾含量相关性分析

Table 5 Correlation of vegetable biomass, vegetable lead and cadmium content and soil available lead and cadmium content with soil alkaline hydrolysis N, available P, available K contents

项目 Items	蔬菜 Vegetables	相关系数 Correlation coefficient ( $n=32$ )				
		土壤有效态 Pb 含量 Available Pb content in soil	土壤有效态 Cd 含量 Available Cd content in soil	蔬菜 Pb 含量 Pb content in vegetables	蔬菜 Cd 含量 Cd content in vegetables	蔬菜生物量 Biomass of vegetables
土壤碱解氮 Soil alkaline hydrolysis N	菜心	0.580 74**	0.684 20**	0.878 87**	0.688 52**	-0.700 94**
	生菜	0.619 76**	0.621 41**	0.711 78**	0.687 87**	-0.732 75**
	油麦菜	0.631 62**	0.725 54**	0.622 52**	0.568 17**	-0.621 28**
土壤有效磷 Soil available P	菜心	0.091 10	0.106 01	0.015 77	0.006 75	-0.078 44
	生菜	-0.453 44**	-0.348 53	-0.580 58**	-0.527 25**	0.209 49
	油麦菜	-0.326 41	-0.086 00	-0.050 31	-0.177 65	-0.118 43
土壤速效钾 Soil available K	菜心	0.189 26	0.216 94	-0.192 91	0.233 25	0.281 90
	生菜	0.386 30*	0.358 26*	0.165 85	0.405 19*	-0.051 71
	油麦菜	0.594 50**	0.480 57	0.094 06	0.656 75**	-0.028 41

### 3 结论

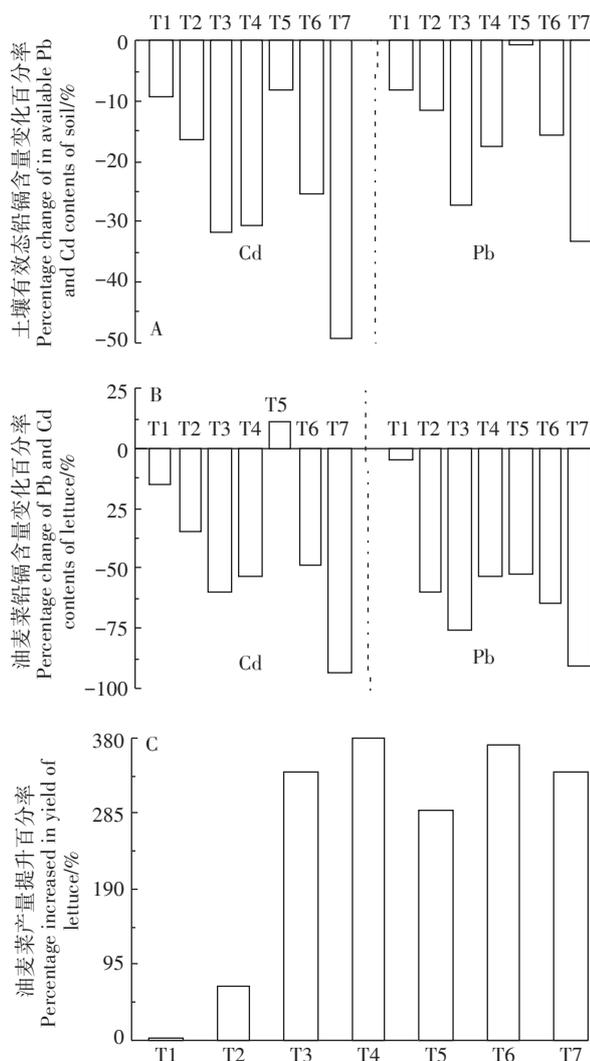
(1)花生壳、水稻壳、小麦秸秆、椰壳及生物燃气副产物生物炭均可提升或显著提升土壤pH、土壤有机碳含量及CEC水平。

(2)80~120目椰壳、花生壳、水稻壳及生物燃气副产物生物炭可显著降低土壤有效态Pb和Cd及蔬菜地上部Pb和Cd含量,并明显促进蔬菜生长,其对酸性重金属污染土壤具有明显的修复效果及持续效应。

(3)生物炭的粒径越小对土壤有效态Pb和Cd含量的降低、蔬菜生长的促进及蔬菜Pb和Cd含量的降低作用越显著。

(4)生物炭具有特殊的表面结构及物理化学性质,通过对土壤pH、有机碳及CEC水平等土壤理化性质的改善,起到对土壤重金属的钝化作用,可显著促进蔬菜的生长及消减蔬菜对土壤重金属元素的累积效应。

(5)在生物炭修复重金属污染土壤的实际应用中需要综合考虑生物质材料、生物炭粒径及生物炭本底重金属含量等因素。



T1、T2、T3、T4、T5、T6、T7分别为30~60目椰壳生物炭、60~80目椰壳生物炭、80~120目椰壳生物炭、花生壳生物炭、小麦秸秆生物炭、水稻壳生物炭及生物燃气副产物生物炭。

T1, T2, T3, T4, T5, T6 and T7 respectively are treatments of coconut shell biochar of 30~60 mesh, coconut shell biochar of 60~80 mesh, coconut shell biochar of 80~120 mesh, peanut shell biochar, wheat straw biochar, rice shell biochar and biogas waste biochar

图4 生物炭处理对蔬菜增产及土壤Pb和Cd的钝化效果

Figure 4 Effect of biochars on yield increase of vegetables and soil lead and cadmium passivation

### 参考文献:

- [1] Zhou R, Liu X, Luo L, et al. Remediation of Cu, Pb, Zn and Cd-contaminated agricultural soil using a combined red mud and compost amendment[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 118(3):73-81.
- [2] Aryal R, Nirola R, Beecham S, Sarkar, et al. Influence of heavy metals in root chemistry of *Cyperus vaginatus* R. Br: A study through optical spectroscopy[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 113(4):201-207.
- [3] Nirola R, Megharaj M, Saint C, et al. Metal bioavailability to *Eisenia fetida* through copper mine dwelling animal and plant litter, a new challenge on contaminated environment remediation[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 113(4):208-216.
- [4] Li Y, Tang H, Hu Y, et al. Enrofloxacin at environmentally relevant concentrations enhances uptake and toxicity of cadmium in the earthworm *Eisenia fetida* in farm soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 308(5):312-320.
- [5] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(3):409-417.
- [6] HUANG Yi-zong, HAO Xiao-wei, LEI Ming, et al. The remediation technology and remediation practice of heavy metals-contaminated soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):409-417.
- [7] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. (2014-04-17)[2020-08-24]. [http://www.gov.cn/foot/2014-04/17/content\\_2661768.htm](http://www.gov.cn/foot/2014-04/17/content_2661768.htm). Ministry of Environmental, Ministry of Land and Resources. National survey of soil pollution bulletin[EB/OL]. (2014-04-17)[2020-08-24]. [http://www.gov.cn/foot/2014-04/17/content\\_2661768.htm](http://www.gov.cn/foot/2014-04/17/content_2661768.htm).
- [8] 张小敏, 张秀英, 钟大洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(2):692-703.
- [9] ZHANG Xiao-min, ZHANG Xiu-ying, ZHONG Tai-yang, et al. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(2):692-703.
- [10] 潘维, 徐茜茹, 卢琪, 等. 不同氮形态对镉胁迫下小白菜生长及镉含量的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, 23(4):973-982.
- [11] PAN Wei, XU Qian-ru, LU Qi, et al. Effects of nitrogen forms on the growth and Cd concentration of pakchoi (*Brassica chinensis* L.) under Cd stress[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(4):973-982.

- [9] Zhan J, Zhang Q P, Li T X, et al. Effects of NTA on Pb phytostabilization efficiency of *Athyrium wardii*(Hook.) grown in a Pb-contaminated soil[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19(10):3576-3584.
- [10] Khana A Z, Khana S, Khan M A, et al. Biochar reduced the uptake of toxic heavy metals and their associated health risk via rice (*Oryza sativa* L.) grown in Cr-Mn mine contaminated soils[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 17(2):100590
- [11] 林爱军, 张旭红, 苏玉红, 等. 骨炭修复重金属污染土壤和降低基因毒性的研究[J]. *环境科学*, 2007, 28(2):232-237.  
LIN Ai-jun, ZHANG Xu-hong, SU Yu-hong, et al. Chemical fixation of metals in soil using bone char and assessment of the soil genotoxicity[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(2):232-237.
- [12] 何梓林, 鲜杨, 孟晓霞, 等. 菌渣生物炭对镉污染土壤性质及小白菜吸收镉的影响[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(1):340-344.  
HE Zi-lin, XIAN Yang, MENG Xiao-xia, et al. Effects of mushroom residues biochar on properties of cadmium-contaminated soil and Cd uptake by Chinese cabbage[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33(1):340-344.
- [13] Demirbas A. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues[J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2004, 72(2):243-248.
- [14] Suliman W, Harsh J B, Abu-Lail N I, et al. Influence of feedstock source and pyrolysis temperature on biochar bulk and surface properties[J]. *Biomass & Bioenergy*, 2016, 84(1):37-48.
- [15] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11(2):395-419.
- [16] Liu Z, Zhang F S. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 167(1/2/3):933-939.
- [17] Sun J, Lian Z, Liu F, et al. Biochars derived from various crop straws: Characterization and Cd(II) removal potential[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2014, 106(2):226-231.
- [18] Kalinke C, Mangrich A S, Marcolino-Junior L H, et al. Biochar prepared from castor oil cake at different temperatures: A voltammetric study applied for Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> ions preconcentration[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 318(15):526-532
- [19] 戴静, 刘阳生. 四种原料热解产生的生物炭对Pb<sup>2+</sup>和Cd<sup>2+</sup>的吸附特性研究[J]. *北京大学学报:自然科学版*, 2013, 49(6):1075-1083.  
DAI Jing, LIU Yang-sheng. Adsorption of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> onto biochars derived from pyrolysis of four kinds of biomasses[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2013, 49(6):1075-1083.
- [20] Beesley L, Moreno-Jiménez E, Gomez-Eyles J L, et al. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(12):3269-3282.
- [21] Rizwan M, Ali S, Qayyum M F, et al. Mechanisms of biochar-mediated alleviation of toxicity of trace elements in plants: A critical review [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(3):2230-2248.
- [22] Lu H, Li Z, Fu S, et al. Can biochar and phytoextractors be jointly used for cadmium remediation?[J]. *PLoS ONE*, 2014, 9(4):1-7.
- [23] Hu J, Wu F, Wu S, et al. Biochar and *Glomus caledonium* influence Cd accumulation of upland kangkong (*Ipomoea aquatica* Forsk.) intercropped with Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) [J]. *Scientific Reports*, 2014; 14(4):1-7.
- [24] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.  
BAO Shi-dan. Soil agrochemical analysis[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agricultural Press, 2000.
- [25] 韩咏, 多立安, 刘仲齐, 等. 生物炭颗粒的分级提取、表征及其对磺胺甲噁唑的吸附性能研究[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(6):2181-2189.  
HAN Yang, DUO Li-an, LIU Zhong-qi, et al. Fractionated extraction and characterization of biochar and its adsorption behavior for sulfamethoxazole[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(6):2181-2189.
- [26] Liu G F, Meng J, Huang Y L, et al. Effects of carbide slag, lodestone and biochar on the immobilization, plant uptake and translocation of As and Cd in a contaminated paddy soil[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266:115194.
- [27] Ahmad M, Rajapaksha A U, Lim J E, et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review[J]. *Chemosphere*, 2013, 99(3):19-33.
- [28] Xu R K, Zhao A Z, Yuan J H, et al. pH buffering capacity of acid soils from tropical and subtropical regions of China as influenced by incorporation of crop straw biochars[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2012, 12(4):494-502.
- [29] Matovic D. Biochar as a viable carbon sequestration option: Global and canadian perspective[J]. *Energy*, 2011, 36(4):2011-2016.
- [30] 蒋田雨, 姜军, 徐仁扣, 等. 不同温度下烧制的秸秆炭对可变电荷土壤吸附Pb(II)的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34(4):1598-1604.  
JIANG Tian-yu, JIANG Jun, XU Ren-kou, et al. Effects of different temperatures biochar on adsorption of Pb(II) on variable charge soils [J]. *Environmental Science*, 2013, 34(4):1598-1604.
- [31] 杨惟薇, 张超兰, 曹美珠, 等. 4种生物炭对镉污染潮土钝化修复效果研究[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(1):239-243.  
YANG Wei-wei, ZHANG Chao-lan, CAO Mei-zhu, et al. Immobilization and remediation of cadmium contaminated soil with four kinds of biochars[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29(1):239-243.
- [32] 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. *环境科学学报*, 1999, 19(1):81-86.  
LIAO Min, HUANG Chang-yong, XIE Zheng-miao. Effect of pH on transport and transformation of cadmium in soil-water system[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, 19(1):81-86.
- [33] 佟雪娇, 李九玉, 姜军, 等. 添加农作物秸秆炭对红壤吸附Cu(II)的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2011, 27(5):37-41.  
TONG Xue-jiao, LI Jiu-yu, JIANG Jun, et al. Effect of biochars derived from crop straws on Cu(II) adsorption by red soils[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2011, 27(5):37-41.
- [34] 李玲, 王继红, 兰丽丽, 等. 长期施肥条件下土壤养分变化及其与土壤酸度的关系[J]. *吉林农业大学学报*, 2017, 39(1):55-59.  
LI Ling, WANG Ji-hong, LAN Li-li, et al. Relationship between nutrient change and acidity of soil under long-term fertilization[J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2017, 39(1):55-59.