

邱子豪,张煜,闫宇鹏,等.不同施用量生物炭对绿豆镉吸收的阻控效应[J].湖南科技大学学报(自然科学版),2024,39(1):95-103. doi:10.13582/j.cnki.1672-9102.2024.01.012

QIU Z H, ZHANG Y, YAN Y P, et al. Inhibited Effects of Different Application Levels of Biochar on the Cadmium Absorption in Mung Bean Plants [J]. Journal of Hunan University of Science and Technology (Natural Science Edition), 2024, 39(1):95-103. doi:10.13582/j.cnki.1672-9102.2024.01.012

# 不同施用量生物炭对绿豆镉吸收的阻控效应

邱子豪<sup>1,2</sup>,张煜<sup>3</sup>,闫宇鹏<sup>2</sup>,陈生福<sup>3</sup>,张旭<sup>3</sup>,陈远其<sup>2\*</sup>

(1.湖南科技大学 资源环境与安全工程学院,湖南湘潭 411201;2.湖南科技大学 地球科学与空间信息工程学院,湖南湘潭 411201;  
3.湖南科技大学 生命科学与健康学院,湖南湘潭 411201)

**摘要:**探究不同施用量生物炭对不同生长期绿豆(*Vigna radiata* (L.) R. Wilczek)镉(Cd)吸收的阻控效果.通过盆栽试验,以Cd污染旱地土壤为基质,对其进行2.5%和5.0%(质量分数)的鸡粪生物炭添加处理,同时以无生物炭添加(0%)作为对照处理,所有处理均种植绿豆(生长周期为70 d),探讨不同施用量的生物炭对结荚期和收获期的土壤pH、土壤Cd化学形态以及绿豆Cd吸收的影响.结果表明:生物炭添加降低了结荚期和收获期绿豆植株中Cd的富集,且植株地上、地下部分Cd吸收对不同剂量生物炭添加的响应存在差异.结荚期,不同施用量生物炭添加均显著降低绿豆植株根部Cd含量,添加2.5%生物炭对绿豆植株茎部Cd富集的阻控效应最强,而添加5.0%生物炭对绿豆植株叶片Cd富集的阻控效应最强;收获期,绿豆植株地上部分(叶、茎)的Cd含量表现为添加2.5%生物炭处理显著低于添加5.0%生物炭处理,植株地下部分(根)的Cd含量则表现为添加5.0%生物炭处理显著低于添加2.5%生物炭处理.生物炭添加改变了土壤中Cd化学形态的分布,显著降低了酸可提取态Cd的相对含量.在结荚期与收获期,添加5.0%生物炭的土壤其酸可提取态Cd的相对含量均最低,对同一处理不同生长期而言,添加2.5%生物炭的土壤中酸可提取态Cd占比减少的效果最显著,收获期降低幅度达26.68%.由此可见:在使用生物炭修复Cd污染土壤时,生物炭施用量、植物生长期和植物组织利用都应予以考虑.本研究结果可为农用地土壤污染治理与安全利用提供参考.

**关键词:**生物炭;镉;绿豆;施用量;生长期

中图分类号:X53

文献标志码:A

文章编号:1672-9102(2024)01-0095-09

## Inhibited Effects of Different Application Levels of Biochar on the Cadmium Absorption in Mung Bean Plants

QIU Zihao<sup>1,2</sup>, ZHANG Yu<sup>3</sup>, YAN Yupen<sup>2</sup>, CHEN Shengfu<sup>3</sup>, ZHANG Xu<sup>3</sup>, CHEN Yuanqi<sup>2</sup>

(1. School of Resource & Environment and Safety Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China;

2. School of Earth Sciences and Spatial Information Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China;

3. School of Life Science, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China)

**Abstract:** To investigate the effects of biochar with different application levels on cadmium (Cd) accumulation in mung bean at different growth stages, the pot experiment is undertaken in the Cd-contaminated dryland soil in this study. The chicken manure biochar with three application levels (0, 2.5% and 5%, w/w) is added into the soils as the remediation materials. Six mung bean seedlings are planted in each pot. The growth cycles of mung bean are 70 d. The effects of biochar application levels on soil pH, soil Cd chemical speciation and Cd absorption

收稿日期:2022-10-10

基金项目:国家自然科学基金资助项目(31901194);湖南省教育厅科学研究一般项目资助(21C0359)

\*通信作者, E-mail: chenyl2016@163.com

of mung bean at the pod bearing and harvesting stages are studied. Results show that biochar addition significantly reduces the Cd accumulation in mung bean plants. And the response of Cd uptake by above and below-ground parts of plants to biochar application levels are different. During the pod bearing stage, biochar with different application levels significantly decreases the Cd concentration in the mung bean roots. The 2.5% biochar addition exhibits the most significant effect on the inhibition of Cd accumulation in the mung bean stems, while the 5.0% biochar addition produces the most significant effect on the inhibition of Cd accumulation in the mung bean leaves. During the harvesting stage, the Cd concentrations in the aboveground parts (leaves and stems) of mung bean plants are significantly lower in the treatment with 2.5% biochar addition than that with 5.0% biochar addition. The Cd concentration of mung bean roots is significantly lower in the treatment with 5.0% biochar than that with 2.5% biochar addition. In addition, biochar alters the chemical speciation of soil Cd and reduces the relative proportion of the acid-soluble Cd. That is, at the pod bearing and harvesting stages, the lowest relative proportion of acid-soluble Cd is observed in the soil with 5.0% biochar addition. However, the 2.5% biochar addition significantly reduces the relative proportion of acid-soluble Cd between different growth stages in the same treatment, and the reduction percentage is over 26.68%. Therefore, the application levels of biochar, plant growth stage, and plant tissue utilization should be taken into account when evaluating the remediation of heavy metal contaminated soils. The study will provide a reference for the remediation of heavy metal polluted soil and safe utilization in agricultural dryland.

**Keywords:** biochar; cadmium; mung bean; application level; growth stage

近年来,随着矿产资源的不断开采,产生的大量尾矿给周边生态环境造成日益严重的破坏.据统计,我国有超过 $2 \times 10^7$  hm<sup>2</sup>的农田被重金属尾矿污染,其中Cd污染最为突出,这导致农作物产量和品质急剧下降<sup>[1-4]</sup>.重金属Cd作为一种毒性较高的微量元素,在土壤中易被生物转化与利用,通过食物链进入生物体内影响生命安全<sup>[5]</sup>.Cd在人体内累积到一定量时,会造成人体内脏器官的损坏,引起肺气肿、肾衰竭、高血压、贫血等疾病<sup>[6]</sup>.当Cd在植物体内累积超过其耐受值时,则植物新陈代谢受影响,甚至细胞被破坏,生长被抑制<sup>[7]</sup>.绿豆(*Vigna radiata* (L.) R. Wilczek)作为一种抗逆性强的杂粮作物,因其生育期短、播种期弹性大、适应性广,在我国南方旱地中得以广泛种植.在重金属Cd污染土壤中种植绿豆等农作物,可能会使得绿豆等植物中的Cd大量累积,给绿豆等作物的食用带来巨大安全风险<sup>[8-9]</sup>,因此如何保障污染土壤中作物安全生产越来越受到人们关注.

生物炭是在厌氧条件下高温热解形成的一种优良固体产物,具有吸附能力强,多孔隙,比表面积大等特点<sup>[10-11]</sup>,亦具有改善土壤肥力、固化污染物和管理废弃物等潜力.生物炭可通过提高土壤pH值等过程改变重金属的有效性,降低植物对重金属的吸收及重金属在植物体内的富集<sup>[12-13]</sup>.近年来,不少学者对生物炭修复Cd污染土壤进行了大量研究,结果表明:生物炭通过调节和改善土壤pH值、阳离子交换量(CEC)和土壤有机碳(SOC)等土壤理化性质,提高硝酸盐等有效性,影响土壤重金属离子的形态,如显著降低土壤中Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Al等金属的可提取态含量<sup>[14-17]</sup>.李明遥等<sup>[18]</sup>发现生物炭添加可促使交换态Cd向其他形态Cd的转变;房献宝等<sup>[19]</sup>在添加污泥生物炭后,土壤Cd和Cr的化学形态转变为以残渣态和可氧化态为主,并降低重金属Cd和Cr在植物各器官中的富集.生物炭的施用量亦是影响污染土壤修复效果的一个重要因素,不同施用量的生物炭与石灰联合对水稻及其土壤Cd影响的研究表明:联合施用3.0 t/hm<sup>2</sup>生物炭和1.5 t/hm<sup>2</sup>石灰的修复效果最佳<sup>[20]</sup>.王鲁兴等<sup>[21]</sup>发现施用5.0%生物炭能降低土壤中弱酸提取态Cd的含量;AZEEM等<sup>[22]</sup>证实土壤Cd和Zn的酸可提取态向残渣态的转化速率随生物炭施用量的增加而提高.不同原材料制备的生物炭添加对土壤理化性质的影响存在差异,甚至会影响植物的生长.相对于植物来源的生物炭,畜禽生物炭的养分与矿质元素含量更高,其矿质成分能够吸附土壤中部分重金属,研究表明:施用畜禽生物炭后,土壤pH值、电导率、有机质、氮、磷、钾养分等指标显著提高,土壤重金属的生物有效性显著降低<sup>[23-24]</sup>.棉花秸秆、鸡粪和玉米穗轴来源的生物炭对棉花产量影响的研究发现:鸡

粪生物炭处理下,棉花产量显著高于另外 2 种生物炭处理<sup>[25]</sup>。

综上所述,本研究通过盆栽试验,以绿豆为研究对象,添加不同施用量的鸡粪生物炭,研究不同施用量的生物炭对植物不同生长期吸收累积 Cd 的影响,以期 Cd 污染土壤的修复提供实践方案,为 Cd 污染土壤安全利用提供参考依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 供试材料

供试土壤采集于湖南省湘潭市雨湖区某重金属污染的农用早地表层(0~20 cm)土壤,类型为棕红壤。土壤采集后过 2 mm 筛,风干备用。试验所需生物炭由河南众信蓝天环保装备有限公司提供,以鸡粪为原材料,以氮气作为保护气体在抽屉式炭化炉中 500 °C 烧制而成,生物炭同样过 2 mm 筛后备用。土壤和生物炭的初始理化性质如表 1 所示,其中试验土壤 Cd 含量超出了《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管理标准》(GB 15618—2018)规定的污染风险筛选上限值 0.3 mg·kg<sup>-1</sup><sup>[26]</sup>。试验植物材料为绿豆,属极早绿珍珠二号品种,种子由河北石家庄先风种业有限公司提供,生长周期 70 d。

表 1 供试土壤和生物炭的基本理化性质

|     | pH    | 全碳/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 全氮/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 全磷/(g·kg <sup>-1</sup> ) | Cd 含量/(μg·kg <sup>-1</sup> ) |
|-----|-------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------------|
| 原土  | 6.89  | 18.04                    | 0.99                     | 0.80                     | 400.78                       |
| 生物炭 | 10.24 | 314.73                   | 37.05                    | 31.51                    | 68.93                        |

### 1.2 实验设计

采用盆栽实验。土壤中生物炭(质量分数)添加水平:无添加(CK)、2.5%生物炭(B<sub>1</sub>)、5.0%生物炭(B<sub>2</sub>),即对应 3 个处理,每个处理 5 个重复,共 15 盆。具体操作步骤如下:在 3.785×10<sup>3</sup> cm<sup>3</sup> 的花盆(高 17 cm,上部口径 16 cm)中添加 1 800 g 土壤(干重),加入相应水平的生物炭后混匀待播种植物;选择饱满的绿豆种子,用 1%次氯酸钠消毒,并于 20 °C 培养箱中用去离子水浸泡 24 h,播种前用去离子水洗净;在每个花盆种植 6 颗绿豆种子,埋土深度为 1 cm;在绿豆生长期定期浇水,保持植物正常生长所需的土壤水分。

### 1.3 样品采集与测定

土壤样品:在绿豆结荚期用直径为 1.6 cm 的土壤取样器在盆中采集整个剖面的土壤,每盆 3 种混合样带回实验室备用;绿豆收获期则在植物收获完后将盆中土壤全部混匀后取 300 g 左右的鲜土备用;采集的土壤样品过 2 mm 筛后自然风干研磨备用,用于测定土壤 pH、土壤 Cd 的总量及 Cd 的化学形态。植物样品:在结荚期和收获期分别在每盆中随机选择 3 株植物,进行破坏性取样,样品用去离子水润洗去除根部泥土,分为根、茎、叶等 3 个部分,烘干至恒重,称重后磨碎备用,用于测定植物 Cd 含量。

土壤 pH 值采用电极法测定<sup>[27]</sup>;植株 Cd 和土壤总 Cd 含量通过硝酸-过氧化氢-氢氟酸消煮法消解,运用石墨炉原子吸收分光光度法测定<sup>[28]</sup>;土壤中不同化学形态 Cd 含量采用 BCR 连续提取法提取,再用石墨炉原子吸收分光光度法测定<sup>[29]</sup>。

### 1.4 数据处理与分析

运用单因素方差分析(One-way ANOVA)方法和相关性分析方法对数据进行统计分析,采用 SPSS 18.0 软件;图表绘制采用 Origin 2018 软件。

## 2 结果与分析

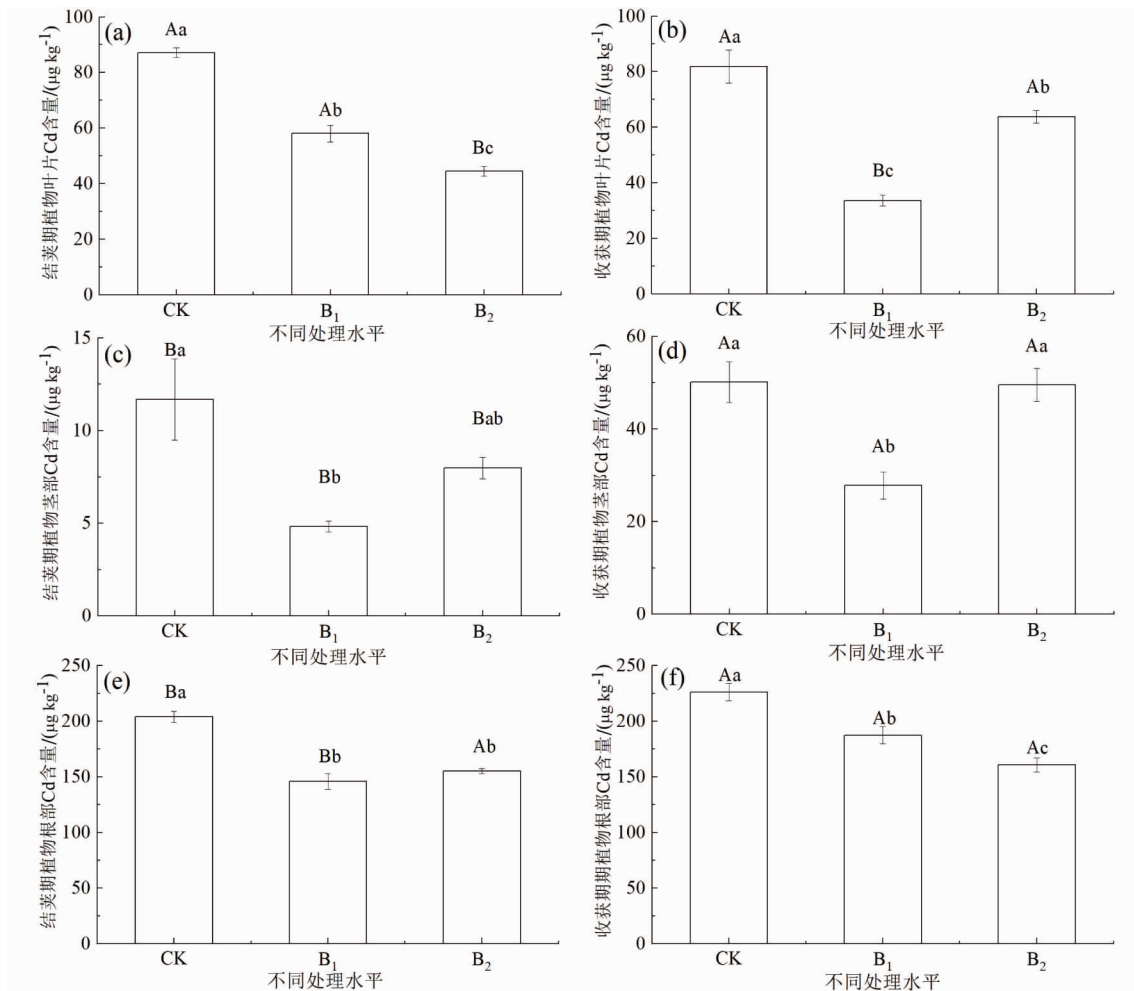
### 2.1 生物炭添加对绿豆 Cd 吸收的影响

图 1 为不同处理对结荚期与收获期植物各器官 Cd 含量的影响。由图 1a 和图 1b 可知:生物炭添加显著降低了结荚期和收获期绿豆叶片 Cd 含量( $p < 0.05$ )。在结荚期,CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组绿豆植株叶片 Cd 含量分别为 87.10, 58.02, 44.51 μg·kg<sup>-1</sup>, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组相对于 CK 分别显著降低 33.39%和 48.90%;在收获期,

CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组绿豆植株叶片 Cd 含量则分别为 81.86, 33.60, 63.80  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组相对 CK 均显著降低 58.95% 和 22.06%。相同处理中不同时期叶片 Cd 含量比较发现: B<sub>1</sub> 组叶片 Cd 含量在收获期显著低于结荚期, 而 B<sub>2</sub> 组处理则为收获期显著高于结荚期。

图 1c 和图 1d 为不同处理对结荚期与收获期植株茎部 Cd 含量的影响, 生物炭添加显著降低了结荚期和收获期绿豆茎部 Cd 含量 ( $p < 0.05$ )。CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组绿豆植株茎部 Cd 含量在结荚期分别为 11.68, 4.83, 8.00  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 收获期分别为 50.10, 27.80, 49.52  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。与对照组相比较发现: 结荚期和收获期中 B<sub>1</sub> 组植株茎部 Cd 含量显著降低, 分别减少 58.65% 和 44.51%, B<sub>2</sub> 组与对照组则无显著差异。对相同处理不同生长期植株茎部 Cd 含量比较发现: 收获期 CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组植株茎部 Cd 含量均显著高于结荚期。

单因素方差分析结果表明: 生物炭添加显著影响了结荚期和收获期绿豆植株根部 Cd 含量 (图 1e 和图 1f) ( $p < 0.05$ )。CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组绿豆植株根部 Cd 含量在结荚期分别为 203.88, 145.82, 155.07  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 收获期为 226.10, 187.28, 160.87  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。相对于 CK, 结荚期和收获期 B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组植株根部的 Cd 含量均显著降低, 结荚期分别减少 28.48% 和 23.94%, 收获期分别降低 17.17% 和 28.85%。对相同处理不同生长期植株茎部 Cd 含量比较发现: CK 和 B<sub>1</sub> 组处理中植株根部 Cd 含量在收获期显著高于结荚期, B<sub>2</sub> 组植株根部 Cd 含量在 2 个生长时期无显著差异。



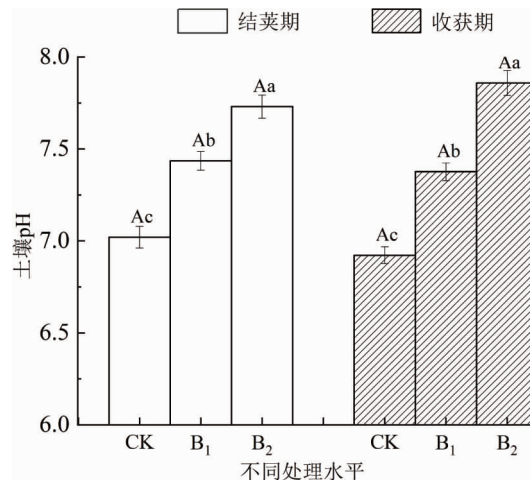
CK 为无生物炭添加; B<sub>1</sub> 为 2.5% 生物炭添加; B<sub>2</sub> 为 5.0% 生物炭添加; 大写字母表示相同处理的同一器官在不同生长期 (结荚期与收获期) 的差异显著性; 小写字母表示同一生长期不同处理间的差异显著性 ( $p < 0.05$ )

图 1 不同处理土壤中结荚期与收获期植物各器官 Cd 含量

## 2.2 生物炭添加对土壤 pH 的影响

不同施用量生物炭添加对绿豆结荚期和收获期的土壤 pH 影响如图 2 所示。在结荚期和收获期, 土壤

pH 值均表现为  $B_2 > B_1 > CK$ , 即与 CK 相比, 施用 2.5% 和 5.0% 生物炭组均显著提高了土壤 pH ( $p < 0.05$ ), 且土壤 pH 值在 5.0% 生物炭添加处理时显著高于 2.5% 生物炭添加处理 ( $p < 0.05$ ). CK,  $B_1$  组,  $B_2$  组处理中土壤 pH 在结荚期分别为 7.02, 7.44 和 7.73, 收获期为 6.92, 7.38 和 7.86. 同种处理下土壤 pH 在结荚期和收获期均无显著差异.



大写字母表示相同处理在不同生长期的差异显著性; 小写字母表示同一生长期不同处理间的差异显著性 ( $p < 0.05$ )

图 2 不同处理对土壤 pH 值的影响

### 2.3 生物炭添加对土壤 Cd 化学形态的影响

不同施用量生物炭添加下绿豆结荚期和收获期土壤 Cd 化学形态分布情况变化如图 3 所示. 结荚期,  $B_2$  组土壤 Cd 酸可提取态占比相对于 CK 显著降低 ( $p < 0.05$ ), 从 73.19% 降至 44.10%.  $B_1$  组,  $B_2$  组的 Cd 可还原态占比相对于 CK 显著增加 ( $p < 0.05$ ), 由 15.52% 分别提升至 21.28%, 35.78%. 生物炭添加改变了土壤 Cd 可氧化态占比,  $B_1$  组和  $B_2$  组由 6.69% 分别提升到 8.57%, 13.57%, 其中  $B_2$  组的 Cd 可氧化态占比显著高于  $B_1$  组和 CK ( $p < 0.05$ ). 生物炭添加使土壤 Cd 残渣态占比也有一定的增加, 从 4.60% 分别提升到 5.50%, 6.56%, 但未达到统计学上的显著水平.

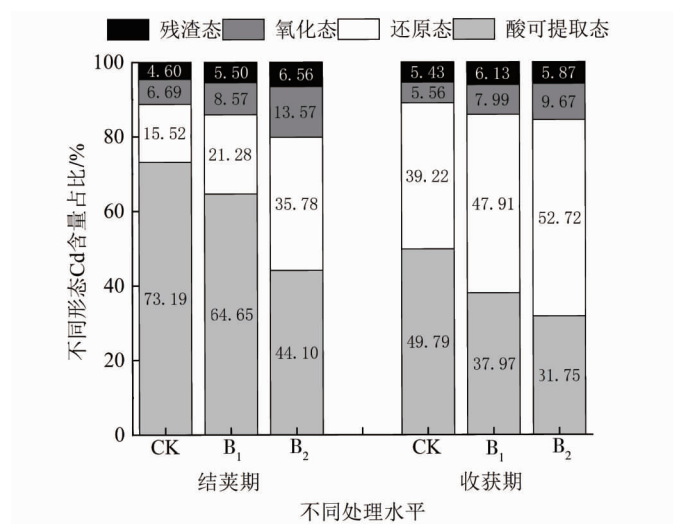


图 3 结荚期与收获期不同处理土壤中 Cd 化学形态的分布

收获期, 土壤中主要以酸可提取态和可还原态为主,  $B_1$  组,  $B_2$  组的土壤 Cd 酸可提取态占比与 CK 比较则从 49.79% 显著降低至 37.97%, 31.75% ( $p < 0.05$ ). 相对于 CK,  $B_1$  组,  $B_2$  组的 Cd 可还原态占比和 Cd 可氧化态占比均得到显著提高 ( $p < 0.05$ ), Cd 可还原态占比由 39.22% 分别提升到 47.91%, 52.72%, Cd 可氧化态占比由 5.56% 提升至 7.99%, 9.67%. CK,  $B_1$  和  $B_2$  处理间 Cd 残渣态占比无显著差异, 分别为 5.43%,

6.13%和5.87%.

对同一处理在结荚期与收获期土壤中 Cd 化学形态比较发现, Cd 酸可提取态的占比收获期低于结荚期, CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组分别降低了 23.40%, 26.68%, 12.35%. Cd 可还原态占比收获期高于结荚期, CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组分别提升了 23.70%, 26.23%, 16.94%. 相比结荚期, 在收获期 CK, B<sub>1</sub> 组和 B<sub>2</sub> 组的 Cd 可氧化态占比分别降低了 1.13%, 0.58%, 3.90%. 相对于结荚期, 收获期 CK 和 B<sub>1</sub> 组 Cd 残渣态占比增加, 分别提升 0.83%和 0.63%, 但 B<sub>2</sub> 组则降低了 0.69%.

在结荚期和收获期, 添加生物炭处理均显著降低了 Cd 酸可提取态含量, 同时提高了 Cd 可还原态和 Cd 可氧化态. 从结荚期到收获期, 随着生长周期增加, Cd 酸可提取态的占比减少, Cd 可还原态的占比增加. 在结荚期与收获期, 添加 5.0% 生物炭的土壤 Cd 酸可提取态占比均最低. 从结荚期到收获期, 添加 2.5% 生物炭的土壤中 Cd 酸可提取态占比降低值最大, 达到 26.6%.

#### 2.4 土壤 pH 与不同化学形态 Cd 及植株各器官 Cd 含量的相关性分析

由表 2 可知: 在结荚期, 植株叶片 Cd 含量与根 Cd 含量、土壤酸可提取态 Cd 存在显著的正相关关系 ( $p < 0.05$ ), 与土壤 pH 值、可还原态 Cd 呈显著的负相关关系 ( $p < 0.05$ ). 植株茎部 Cd 含量与土壤 pH 值及土壤中不同形态 Cd 均无显著相关性. 植株根部 Cd 含量与土壤 pH 值、土壤可还原态 Cd 存在显著的负相关关系. 土壤 pH 值与酸可提取态显著的负相关. 酸可提取态 Cd 与残渣态 Cd 显著正相关.

在收获期, 植株叶片 Cd 含量与茎部 Cd 含量存在显著的正相关关系 ( $p < 0.05$ ). 植株茎部 Cd 含量与土壤 pH 值及土壤中不同形态 Cd 均无显著相关性. 植株根部 Cd 含量与土壤 pH 值、土壤可氧化态 Cd 存在显著负相关关系 ( $p < 0.05$ ), 与土壤酸可提取态 Cd 显著正相关. 土壤 pH 值与土壤酸可提取态 Cd 显著负相关, 与可氧化态 Cd 显著正相关. 酸可提取态 Cd 与可氧化态 Cd 显著负相关. 残渣态与土壤 pH 和植物 Cd 无显著相关性(见表 3).

表 2 结荚期土壤 pH 和不同化学形态 Cd 含量及绿豆各器官中 Cd 含量的相关性分析

| 指标       | pH       | 叶 Cd 含量 | 茎 Cd 含量 | 根 Cd 含量  | 酸可提取态 Cd | 可还原态 Cd | 可氧化态 Cd |
|----------|----------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|
| 叶 Cd 含量  | -0.884** |         |         |          |          |         |         |
| 茎 Cd 含量  | -0.539   | 0.564   |         |          |          |         |         |
| 根 Cd 含量  | -0.635*  | 0.865** | 0.526   |          |          |         |         |
| 酸可提取态 Cd | -0.862** | 0.838** | 0.191   | 0.574    |          |         |         |
| 可还原态 Cd  | 0.405    | -0.637* | -0.249  | -0.797** | -0.321   |         |         |
| 可氧化态 Cd  | -0.018   | 0.240   | -0.051  | 0.126    | 0.102    | 0.359   |         |
| 残渣态 Cd   | -0.559   | 0.576   | -0.050  | 0.248    | 0.661*   | 0.069   | 0.400   |

表 3 收获期土壤 pH 和不同化学形态 Cd 及绿豆各器官中 Cd 含量的相关性分析

| 指标       | pH       | 叶 Cd 含量 | 茎 Cd 含量 | 根 Cd 含量 | 酸可提取态 Cd | 可还原态 Cd | 可氧化态 Cd |
|----------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|
| 叶 Cd 含量  | -0.145   |         |         |         |          |         |         |
| 茎 Cd 含量  | 0.185    | 0.787** |         |         |          |         |         |
| 根 Cd 含量  | -0.760** | 0.419   | 0.334   |         |          |         |         |
| 酸可提取态 Cd | -0.861** | 0.431   | 0.131   | 0.837** |          |         |         |
| 可还原态 Cd  | 0.309    | 0.190   | 0.240   | -0.313  | -0.275   |         |         |
| 可氧化态 Cd  | 0.770**  | -0.221  | 0.135   | -0.642* | -0.753** | 0.419   |         |
| 残渣态 Cd   | -0.503   | -0.124  | 0.074   | 0.352   | 0.375    | -0.145  | -0.173  |

注: \* 表示显著相关 ( $p < 0.05$ ), \*\* 表示极显著相关 ( $p < 0.01$ )

### 3 讨论

生物炭具有丰富的孔隙结构和大量的含氧官能团, 可以通过吸附作用固定土壤内重金属离子, 从而影响土壤中化学元素的赋存状态<sup>[30]</sup>. 在本研究中, 添加生物炭对土壤 pH 值、土壤 Cd 化学形态以及绿豆植株

中的 Cd 含量均产生了显著影响.已有研究表明,生物炭表面富含—COOH、—OH 等碱性官能团,这些物质都会消耗土壤中的  $H^+$ ,加之生物炭本身具有较高的 pH 值,二者均可提升土壤 pH,使重金属离子在络合、沉淀和吸附作用下,降低其酸可提取态<sup>[31-33]</sup>.土壤中 Cd 的化学形态包括酸可提取态、可还原态、可氧化态和残渣态,其中酸可提取态可以直接被植物吸收,可还原态和可氧化态在特定的环境条件下可转化成酸可提取态,残渣态则固定性强不易被植物吸收利用<sup>[34]</sup>.生物炭通过吸附或者络合作用影响土壤重金属化学形态的转化,通过其自身的特性吸附固定土壤重金属,减少重金属的酸可提取态从而降低重金属的有害性<sup>[35]</sup>,这与本试验结果一致,生物炭的添加在结荚期和收获期均减少了酸可提取态的占比,从而降低土壤中 Cd 的生物有效性.

本研究得出生物炭添加显著降低植物 Cd 吸收,且植物对 Cd 的吸收受植物生长期和生物炭施用量的影响.结荚期绿豆植株茎部 Cd 含量在施用 2.5%生物炭的处理中最低,植株叶片的 Cd 含量则在施用 5.0%生物炭的处理下最低;收获期绿豆植株地上部分(茎、叶)的 Cd 含量在施用 2.5%生物炭的处理下最低,而植物根部 Cd 含量则在施用 5.0%生物炭的处理下最低.相关研究证实,赵莎莎等<sup>[20]</sup>在对稻田镉污染修复研究中发现联合施用  $1.5\text{ t/hm}^2$  石灰和  $3.0\text{ t/hm}^2$  生物炭降低水稻根系与土壤 Cd 富集系数的效果最优;李洪达等<sup>[36]</sup>通过添加不同施用量稻壳生物炭降低土壤中 Cd、Zn 的酸可提取态含量,酸可提取态相对含量随生物炭施用量的增加而减少.这归因于生物炭表面存在大量的  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$  和  $Mg^{2+}$  等碱金属离子,能够与重金属离子发生离子交换,进而吸附重金属离子,同时生物炭表面富含羧基、羟基和氨基等官能团,它们与重金属离子发生络合作用,降低土壤中 Cd 的迁移性<sup>[37-40]</sup>.同时根据相关性分析可知本实验中生物炭的添加提高土壤 pH, Cd 的可还原态和可氧化态含量,降低 Cd 酸可提取态从而减少植株内 Cd 含量.

Cd 主要是通过共质体途径和质外体途径抵达维管束向枝叶转运,而植物对 Cd 的富集能力不同,通常为根>茎>叶>花>果实<sup>[41-42]</sup>,且随着生长周期的持续,植物各器官的 Cd 累积随之增加.本试验中 2 个不同时期绿豆植株体内 Cd 含量产生变化,可能是因为土壤中生物炭淋溶流失,以及植物自身的转运蛋白和生长激素影响<sup>[43]</sup>.但研究中发现 CK 和 B<sub>1</sub> 组植株叶片在收获期的 Cd 含量低于结荚期,这可能是 Cd 随植物代谢转移到植物的花和果实中,从而减少植物叶片 Cd 含量.本研究中还发现植物体内各器官中重金属富集具有差异,徐应明等<sup>[44]</sup>研究发现在土壤中施加无机分子筛材料降低了 Cd、Pb、Cu 的可交换态含量,对抑制小白菜地上部分吸收 Cd、Pb 和 Cu 均起到了较好的作用.刘阿梅等<sup>[45]</sup>也证明了添加生物炭降低了萝卜和青菜地上部分的 Cd 含量.

## 4 结论

1) 2.5%和 5.0%的生物炭均能够有效阻控植物地上和地下部分的 Cd 吸收,但对植物不同器官 Cd 吸收的阻控效应不同,且对不同剂量生物炭添加的响应存在差异,也受植物生长期的影响.

2) 适量生物炭施用主要通过提高土壤 pH 等改善土壤环境,降低生物有效性 Cd,阻控植物对 Cd 的吸收.

3) 在使用生物炭修复 Cd 污染土壤时,生物炭施用量、植物生长阶段和植物组织的可利用性都应予以考虑.

## 参考文献:

- [1] 王翔,付川,潘杰,等. 镉尾矿、矿渣浸出毒性及 Cd、Pb 溶出特性研究[J]. 环境科学与管理, 2010, 35(7): 37-39.
- [2] 李志明,吉庆勋,杨曼利,等. 我国农田土壤污染现状及防治对策[J]. 河南农业, 2019(23): 46-49.
- [3] 陈伟杰. 中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策研究[J]. 环境与发展, 2020, 32(4): 67-68.
- [4] 陈世宝,王萌,李杉杉,等. 中国农田土壤重金属污染防治现状与问题思考[J]. 地学前缘, 2019, 26(6): 35-41.
- [5] 董霞,李虹呈,陈齐,等. 石灰、硅钙镁改良剂对不同土壤-水稻系统 Cd 吸收累积的影响[J]. 环境化学, 2019, 38(6):

- 1298-1306.
- [6] 黄秋婵, 韦友欢, 黎晓峰. 镉对人体健康的危害效应及其机理研究进展[J]. 安徽农业科学, 2007, 35(9): 2528-2531.
- [7] 罗洋, 高晋, 罗绪强, 等. 木炭施用对镉污染土壤小白菜生长及镉吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(8): 1676-1682.
- [8] 任晓雨, 梁梦婷, 曹冬梅, 等. 黑龙江省绿豆主产区土壤重金属污染特征及生态风险评估[J]. 现代食品科技, 2021, 37(10): 308-316.
- [9] 张媛华. Cd胁迫对绿豆幼苗生长、光合作用及微量元素代谢的影响[J]. 东北农业科学, 2016(1): 35-37.
- [10] 李琪瑞, 许晨阳, 耿增超, 等. 纳米生物炭的制备方法比较及其特性研究[J]. 中国环境科学, 2020, 40(7): 3124-3134.
- [11] LIU Z X, XU Z Y, XU L F, et al. Modified biochar: synthesis and mechanism for removal of environmental heavy metals[J]. Carbon Research, 2022, 1(1): 8.
- [12] MANSOOR S, KOUR N, MANHAS S, et al. Biochar as a tool for effective management of drought and heavy metal toxicity[J]. Chemosphere, 2021, 271: 129458.
- [13] NORINI M P, THOUIN H, MIARD F, et al. Mobility of Pb, Zn, Ba, As and Cd toward soil pore water and plants (willow and ryegrass) from a mine soil amended with biochar[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 232: 117-130.
- [14] HARINDINTWALI J D, ZHOU J L, YANG W H, et al. Biochar-bacteria-plant partnerships: Eco-solutions for tackling heavy metal pollution[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 204: 111020.
- [15] IRFAN M, MUDASSIR M, KHAN M J, et al. Heavy metals immobilization and improvement in maize (*Zea mays* L.) growth amended with biochar and compost[J]. Scientific Reports, 2021, 11(1): 18416.
- [16] SONG B Q, CHEN M, ZHAO L, et al. Physicochemical property and colloidal stability of micron- and nano-particle biochar derived from a variety of feedstock sources[J]. The Science of the Total Environment, 2019, 661: 685-695.
- [17] 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.
- [18] 李明遥, 张妍, 杜立宇, 等. 生物炭与沸石混施对土壤 Cd 形态转化的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 248-252.
- [19] 房献宝, 张智钧, 赖阳晴, 等. 新型污泥生物炭对土壤重金属 Cr 和 Cd 的修复研究[J]. 生态环境学报, 2022, 31(8): 1647-1656.
- [20] 赵莎莎, 肖广全, 陈玉成, 等. 不同施用量石灰和生物炭对稻田镉污染钝化的延续效应[J]. 水土保持学报, 2021, 35(1): 334-340.
- [21] 王鲁兴, 纪晓阳, 邓晓燕, 等. 松枝生物炭对 Cd 污染土壤钝化修复的研究[J]. 青岛科技大学学报(自然科学版), 2022, 43(2): 32-38.
- [22] AZEEM M, ALI A, AROCKIAM JEYASUNDAR P G S, et al. Bone-derived biochar improved soil quality and reduced Cd and Zn phytoavailability in a multi-metal contaminated mining soil[J]. Environmental Pollution, 2021, 277: 116800.
- [23] 李彪. 不同畜/禽粪炭对红壤肥力和污染特征的影响[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019.
- [24] HAIDER F U, WANG X K, FAROOQ M, et al. Biochar application for the remediation of trace metals in contaminated soils: implications for stress tolerance and crop production[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 230: 113165.
- [25] 黄婷, 倪杰强, 许文霞, 等. 三种生物炭对北疆棉田土壤氮素平衡及棉花产量的影响[J]. 棉花学报, 2015, 27(6): 595-600.
- [26] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准: GB 15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [27] 李冬冬. 水环境监测过程中 pH 值测定新旧标准方法对比分析[J]. 山东化工, 2021, 50(15): 89-90.
- [28] 罗安秀, 柳春莉, 何明杰, 等. 快速消解: 石墨炉原子吸收分光光度法测定土壤中铅、镉[J]. 中国检验检测, 2022(2): 43-45.
- [29] 郑丹丹, 吕尚, 刘海龙, 等. BCR 连续提取法联合 ICP-MS 分析藏药白脉软膏及其矿物原料药中铅、镉、砷、汞、铜元素提取形态[J]. 药物分析杂志, 2019, 39(4): 702-708.
- [30] IGALAVITHANA A D, LEE S E, LEE Y H, et al. Heavy metal immobilization and microbial community abundance by



vegetable waste and pine cone biochar of agricultural soils[J]. *Chemosphere*, 2017, 174: 593–603.

- [31] 梅闯, 王衡, 蔡昆争, 等. 生物炭对土壤重金属化学形态影响的作用机制研究进展[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(4): 421–429.
- [32] HANSEN V, MÜLLER-STÖVER D, MUNKHOLM L J, et al. The effect of straw and wood gasification biochar on carbon sequestration, selected soil fertility indicators and functional groups in soil: an incubation study[J]. *Geoderma*, 2016, 269: 99–107.
- [33] 张英, 郑海亮, 贺利飞, 等. 生物炭对农田土壤中重金属离子的吸附固定作用研究[J]. *环境科学与管理*, 2020, 45(10): 118–122.
- [34] 钟晓兰, 周生路, 黄明丽, 等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(4): 1266–1273.
- [35] 黄怡. 小麦秸秆生物炭对土壤改良效应的研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2022.
- [36] 李洪达, 李艳, 周薇, 等. 稻壳生物炭对矿区重金属复合污染土壤中 Cd、Zn 形态转化的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(9): 1856–1865.
- [37] 任心豪, 杨淑媛, 陈乔, 等. 小麦根系溶液活化生物炭吸附态 Cd 的机制研究[J]. *陕西科技大学学报*, 2021, 39(5): 26–30.
- [38] QU J S, ZHANG L J, ZHANG X, et al. Biochar combined with gypsum reduces both nitrogen and carbon losses during agricultural waste composting and enhances overall compost quality by regulating microbial activities and functions [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 314: 123781.
- [39] HUANG F, ZHANG L, WU R R, et al. Adsorption behavior and relative distribution of Cd<sup>2+</sup> adsorption mechanisms by the magnetic and nonmagnetic biochars derived from chicken manure [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(5): 1602.
- [40] 王鑫宇, 孟海波, 沈玉君, 等. 改性生物炭特性表征及对冶炼厂周边农田土壤铜镉形态的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(9): 4441–4451.
- [41] 宋瑜, 马艳华, 唐希望, 等. 重金属镉(Cd)在植物体内转运途径研究进展[J]. *中国环境管理干部学院学报*, 2019, 29(3): 56–59.
- [42] 王晓娟, 王文斌, 杨龙, 等. 重金属镉(Cd)在植物体内的转运途径及其调控机制[J]. *生态学报*, 2015, 35(23): 7921–7929.
- [43] 廖雨梦, 李祖然, 祖艳群, 等. 植物对重金属迁移途径及其影响因素的研究进展[J]. *中国农学通报*, 2022, 38(24): 63–69.
- [44] 徐应明, 林大松, 吕建波, 等. 化学调控作用对 Cd Pb Cu 复合污染菜地土壤中重金属形态和植物有效性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 2: 326–330.
- [45] 刘阿梅, 向言词, 田代科, 等. 生物炭对植物生长发育及重金属镉污染吸收的影响[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(5): 193–198, 204.