DOI**：** 10.13745/j.esf.sf.2019.&5

实验室与田间条件下骨炭粉与海藻肥对镉污染土壤 修复效果评价

王 萌1， 陈世宝1，＊， 李杉杉1，2， 李晓越1，2， 郑 涵1， 孟 楠1

1. 农业农村部植物营养与肥料重点实验室；中国农业科学院农业资源与农业区划研究所，北京100081
2. 中国地质大学(北京)土地科学技术学院，北京100083

昭NG Meng1, CHEN Shibao1[[1]](#footnote-2) [[2]](#footnote-3) , LI Shanshan12, LI Xiaoyue1，, ZHENG Han1, MENG Nan1

1. *Key Laboralory of Plant NuLriUon and Ferbilizer, MinisLry of Agriculture and Rural Affairs* ； *InsLiLuLe of Agriculbural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agriculbural Sciences , Beijing* 100081 *China*
2. *School of Land Science and Technology, China UniversiLy of Geosciences (Beijing)* , *Beijing* 100083, *China*

**WANG Meng**, **CHEN Shibao**, **LI Shanshan, et al. Assessing the efficiencies of remediation of Cd contaminated soil by bone charcoal and seaweed fertilizer in pot and field experiments. *Earth Science Frontiers ,* 2019**, **26(6**) : **082**-**088**

**Abstract**: In this study, we evaluated the efficiencies of remediation of Cd contaminated soil by bone charcoal (BC) and seaweed fertilizer (SF) simultaneously in pot and field experiments by determining the Cd reduction rates (%) for wheat, maize, sorghum grain and tobacco leaves, the DTPA-extracted fraction of Cd in soil and remediation marginal efficiency (ME). The results indicated that Cd uptake by and translocation in different crops were significantly reduced (***P***V0.05) by the application of soil amendments. In field experiment, compared with control (CK) , the Cd reduction rates for crop grain or tobacco leaves were 16.2%-39.8%. Amendment application led to increase of crop productivity by 12.3%-38.6%. The amount of increase depended on crop species； in this study wheat yield had the largest increase after BC application. Adding biofertilizer promoted the formation of large aggregates with higher Cd load by mass, and increased soil pH by 0.430.77 units compared with control. We believe the re-distribution of Cd in soil aggregates and increased soil pH due to amendments were responsible for immobilizing soil Cd and aleviating its phytotoxicity. Theremediation marginalefficiencyforthetestsoilrangedfrom3.99%to14.74%，withthehighest ME observed for BC folowed by SF treatments.In pot experiment，different amendments had bigger remediationeffectsthaninfieldvalidationexperiment，whichmightbeduetolargerrootsysteminfieldsoil limitingtheremediationefficiencyofamendments.

**Key words**: Cd； bone charcoal； seaweed fertilizer； Cd reduction rate； remediation marginal efficiency

摘 要：本研究基于小麦、玉米、高粱籽粒及烟草烟叶镉(Cd)消减率、修复边际效率及土壤中Cd有效态含量的 变化等对比了实验室与田间条件下骨炭粉与海藻肥对Cd污染农田土壤的修复效果。研究结果表明：骨炭粉与 海藻肥使玉米、小麦、高粱和烟草对Cd的吸收、转运均有显著(***P***C0.05)降低作用；在田间条件下，骨炭粉与海藻 肥对不同作物籽粒或烟叶的Cd消减率为16.2% —39.8%，可增加作物产量12.3% —38.6%。钝化剂对不同作物 增产效果有一定差异，对小麦籽粒增产作用最为有效。研究发现添加钝化剂改变了 Cd在土壤团聚体中的分 布，使得Cd在大粒径团聚体中负载量增加，并且与对照相比，显著提高土壤pH(提高0.43 — 0.77),降低土壤Cd 的有效性，有利于控制Cd在土壤-植物系统中的迁移。总体而言，不同钝化剂的Cd污染土壤修复边际效率为3. 99%—14.74%，同海藻肥相比，骨炭粉的修复边际效率较高。 不同钝化剂在盆栽实验的修复效果优于田间实验 的效果，可能是因为相比于田间实验，盆栽实验条件下根系的作用范围有限，钝化剂的作用效果较高。

关键词：Cd；骨炭粉；海藻肥；Cd削减率；修复边际效率

中图分类号：X53；X592 文献标志码*:* 文章编号：1005-2321（2019）06-0082-07

0引言

我国土壤Cd污染的点位超标率达到7.0%，其 中中度和重度污染点位超标率为1．0％，农田重金*属* （Cd）污染面积近3.6亿亩（1亩~666.7 m2）**［**1-2**］**。国 家已把建**设两型**农业**确**定为现代农业发**展**的一*个*基 **本战**略方向。 近年来， 我 国 在土壤 Cd 污染防治方 面**开展**了大量研究*工*作， **包括**污染 土壤中 Cd 的 **迁 移**、**转化**过程及污染土壤**修**复等***领*域**取得了长**足**进 **展**。 目前， 我国在针对中、*轻*度重金*属*污染农田的**修** 复**实*践***中， 以减**少**作物对重金*属*的吸收， 降低土壤重 金*属*活性、**转**运从而达到农产品**安***全*生产为目的的 风险管**控*措*施**是主要原**则［**3**-**6**］**， *围*绕此原**则**的解决***粮*** 食中 Cd 超标**问题**的 途径主要是从土壤 角度出发， 通过物*理*、**化**学与生物方法， 对土壤中 Cd 的**形***态*进 行优**化***或*降低土壤 中作物***耕***层土壤 Cd 含量， 从而 降低土壤中 Cd 向作物*系***统**的**迁移转化［**7**-**9**］**。

原位***钝*化修**复由于成**本**低廉、**操**作方便、**修**复时 间短、能显**著缓**解土壤**镉**的植物毒性等特点， 能够*满* **足**我国大面积中、*轻*度重金*属*污染农田的治*理***需求**， 因此， 原位***钝*化修**复技术在我 国 Cd 污染 农田土壤 **修**复中得到广泛**推**崇**［**10**-**12**］**。 近20 多年来， 我国利用 原位***钝*化**技术进行 Cd 污染的农田土壤**修**复**开展**了 较多的研究， *该*研究***领*域**目前处于世界***领***跑地位， *但 纵***观**现有的研究成果与现有的 **专**利技术， 仍面**临**一 定技术**局**限性， 如：污染土壤**修**复单项技术性能差， 集成技术的组合模**式少**、协同性差；现有的农田**修**复 ***阻*控**剂与***钝*化**剂产品（ 材料） 效 果 不 *稳*定， **实** 验**室** 与 田间**实**验效果差异较大；***钝*化**剂材料中含有其他有 害**元**素， **存**在**废** 物增**容 问题**；**修**复技术成**本**高等。 此 外， 在重金*属*污染**修**复效果**评价**中， 通**常**的**评价指**标 **包括**土壤中重金*属*有效*态或*总量的**变化**、作物对重 金属吸收的**变化**等［9'13**-**14**］**,而在大面积重金属污染 农田**修**复**评价**中， 应 以 **修** 复 效果 与 经 济 成 **本** 相结 合 的量**化评价指**标进行**修**复效果**评价**。 前期研究结果 已表明向土壤中添**加**海藻肥、骨***炭***粉可以**促**进作物 生长， **促**进**营养元**素吸收， 降低土壤可**提**取态 Cd 的 比例， 影响土壤对重金属的吸持能力**［**15**-**16**］**。 然而， 针 对**这些*钝*化**材料在**盆栽**与田间**试**验条件**下**原位***钝*化 修**复重金属污染土壤的**修**复效果差异性**评价**研究仍 **鲜见报道**。 鉴于此， **本**文以 Cd 污染 的河**南**潮土为 对**象**， 通过种植***粮*** 食作 物 小 麦、玉 **米**、高 粱 及经 济 作 物**烟草**， 在**实**验**室盆栽**与田间**修**复**实**验条件**下**， 以作 物籽**粒**或**烟**叶 Cd 消减率与**修**复边际效率为**指**标， **评价**骨***炭***粉和海藻肥对 Cd 污染农田土壤的**修**复效 果进行， 以期突**破**农田污染土壤**安**全利用技术**瓶**颈， 为农田 Cd 污染治理**提**供保**障**。

1 材料与方法

1.1供试土壤、钝化剂与作物

**本实**验采用骨***炭***粉与海藻肥同时在**盆栽**与田间 **试**验条件**下**研究其对农田 Cd 污 染 土 壤 的 **修**复效 果。 供**试** Cd 污染 土壤取自河**南**某污***灌***区 Cd 污染 的0〜20 cm表层农田土壤*。***实**验中的骨炭粉（bone charcoal, BC）采自浙江集美生物技术有限**公司；**海 藻肥（seaweed fertilizer, SF）由**实**验**室制备**，是将海 藻粉（*观*（褐藻粉）：*观*（红藻粉）：*观*（绿藻粉）=2.5 : 1.5 : 1）,通过**蒸**汽**加**热的方**式**进行**调制**处理，然**后** 进行挤压***膨*化**，最 **后**依 **次** 进 行 **烘** 干、**造 粒** 处 理，得 到 海藻肥。将采集的土壤过2 mm**尼龙筛后备**用。土 壤及***钝*化**剂的 基**本**理**化** 性质测定参**照［**15**，**17**］**。 土壤 及***钝*化**剂中的 Cd 含量采用微**波**消解（**硝酸**-**氢**氟**酸**） **后**ICP-MS测定。钝**化**剂于65 °C**烘**干**后**过300目 **筛**，钝**化**剂 的 平均**粒**径与比表 面积的 测 定参**照［**12**］**。 田 间**修**复验**证试**验点为土壤取样地点。

供**试**作物为玉**米**（**郑**单958）、小麦（**辽**春18）、高 粱（晋农207）和**烟草**（云**烟**-87）。

1.2试验过程

（1） **盆栽试**验。 供**试**土壤风干**后**研**磨**，过2 mm **尼龙筛**。每种作物**设**3个处理，分别为CK处理（不 **施**钝**化**剂）、BC处理（混入0.3%的BC）、SF处理（混 入1.5%的SF）；每个处理3**次**重复。每桶**装**土 10 kg 与相应处理应添**加**的 **修**复剂 混**匀后**, 维持所有 处理 的水分为 70% 田 间最大持水量, 在**室**温25 C 的条 件**下**平衡**两**周。 随**后**, 将**预**发**芽**的作 物种子及**烟苗 移栽**到桶中，生长7d**后**定植，进行全生**育**期**试**验, 于2018 年5—10 月进行。 **培育**期 间所有 花**盆**均随 机摆**放**， 每3 天浇水一**次**， 维持土壤60%〜70%最大

表**1** 所 采集土壤的 基本理化性 质

Table 1 Physicochemical properties of tested soils

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 采集地点 | 土壤类型 | pH值 | 阳离子交**换**量  /（cmol • kg**-1**） | 有机碳含量  /% | 土壤容重  /(g • cm**-3**) | 非晶形铁氧化物含量  /（g • kg**-1**） | ＜ 2mm  黏粒 含量／% | Cd背景值  /(mg • kg**-1**) |
| 河南 | 潮土 | 7.21 | 16.65 | 1.92 | 1.31 | 4.35 | 26.9 | 1.842 |

表**2** 供 试钝化剂的 基本理化性 质

Table 2 Basic physical and chemical properties of the soil amendments

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 钝化剂编号 | pH 值 | 比表面积  /(m**2** • g**-1**) | 阳离子交**换**量  /（cmol • kg**-1**） | 平均粒径/#m | *w* (Cd)/(mg • k | g-1 ) |
| BC | 8.89 | 47.98 | 78.9 | 35.6 (CV=98.9%) | ND |  |
| SF | 8.36 | 68.70 | 92.3 | 30.8(CV=92.5%) | ND |  |

注:CV为变差系数，ND代表未检岀。

RP（Cd削减率）=

X100%

持水量。为**确**保**实**验的**准确**性，定期**手**工去除杂**草**， 并将杂**草**埋入**盆**中。**试**验结束**后**，将每桶 中 收获的 植**株**用去**离**子水**冲洗**干净**后**，分为根**部**、**茎**叶和籽**粒** 3 个**部**分，并采用五点取样法，收集每桶 中的土壤样 品，土样风干**后**过2 mm**筛**用于**后续**测**试**分析*。*

（2）田 间**试**验。同时于2018 年5—10 月在 Cd 污染的河**南**褐土进行钝**化**剂**修**复效果田 间**试**验。**试** 验点供测**试**作物品种与**盆栽试**验一**致**。每个**试**验点 的每种作物**共**设CK、BC和SF 3个处理；每个裂区 （4 mX 5 m = 20 m2）,除 CK 外，按**照** 0.3% （钝**化** 剂/土壤）比例**施**入不同钝**化**剂13.5 kg；每个处理**设 置**3 **次**重复。作物种植、 管理措**施**同 当地条件。作 物成**熟后**，分别采集作物籽**粒**、根、**茎**叶，**冲洗后烘**干 待测，同时采集土壤样品。

1.3测试项目与分析方法

土壤团聚体组成**颗粒**组分**离**。采用国际**制**将土 **壤**团聚体分**成**0.2〜2 mm**、**0.02〜＜0.2 mm**、**0.002〜 ＜0.02 mm以及＜0.002 mm**共**4个**粒级***。*分**离**方 法依**据** Semmer 等**［**18**］**并**加**以 改进，具体过程如**下**： **取**50 g风干土（已过2 mm**筛）置**于套**筛**上，套**筛**的 顶**部**是**筛**孔为0.2 mm**筛、**中**部**为0.02 mm**筛、底部** 为0.002 mm**筛,**将套**筛**和土完全浸入去**离**子水中， 并以 每分钟15 **次**的速度上**下移**动套**筛**， 以 **确**保水土 混合液的**充**分透过**筛**网。收集顶层和中层**筛**上的土 壤**即**为**粒**径0.2〜2 mm 和0.02〜＜0.2 mm 的团 聚 体， 较小的**颗粒则**通过**二次**过**筛**， 收集 水土混合液， 3 000 r/min**离心**10 min**后**，进行分**离**。将所有收集的 土壤**颗粒置**于**烘箱**中40 C**烘**干**，称**重**，即**得到每个**粒 级**土壤的质量， 并可计**算**岀该**粒级**的土壤质量分数。

土壤样品及不同 **粒**径团聚体 Cd 含量测定过程 如**下：称**取0.2 g风干样品于**消**解罐中，加入4.5 mL

HC1、1.5 mL HN03 和 1 mL H2O2 消解**后**，利用 ICP-MS 测定**［**17**］**。

土壤有效态Cd含量测定过程如**下**:采用DTPA- CaCl浸**提**法**［**19**-**20**］配置**DTPA浸**提**液，其成分为 0.005 mol/L DTPA（**二乙**三**胺**五**乙酸）.**0.01 mol/

L CaCl、0.1 mol/L TEA（三**乙醇胺）；称**取过 2 mm **筛**的样品 5g **左**右于 50 mL **离心** 管中， **加**入25 mL **浸提**液，盖紧**离心**管盖子**，室**温振荡2 h**后**，取**下**于**离 心**机上4 000 r/min**离心**20 min,上**清**液经过滤**后，收** 集滤液采用ICP-MS测定Cd**浓**度*。*

1.4统计分析数据处理与统计分析

**本试**验中， 作物（粮食作物小麦、玉**米**、高粱以 籽 **粒**表**示**，经济作物**烟草**以**烟**叶表**示**）Cd消减率RP

（Cd削减率）定乂为

对 照 土壤中 作 物 处理土壤中作物

（Cd的富集系数 Cd富集系数丿

对照土壤中作用Cd的富集

其中， 籽**粒**/**烟**叶中 Cd 的**富**集系数= 籽**粒**或**烟**叶中

Cd **浓**度（mg • kg-1）/土壤中 Cd **浓**度（mg • kg-1）， **修**复边际效率 RE= 作物籽**粒**或**烟**叶 Cd 消 减率/钝 **化**剂成**本**。

2 结果 与 讨论

2.1骨炭粉与海藻肥对土壤pH与土壤DTPA提 取Cd含量的影响

**本实**验所选用的钝**化**剂 pH 分布为8.89和8.36 （表2）， 具有 碱性特征， 在 **施** 入**后** 对河**南**污 染 土 壤 pH 的影响**见**图1。从图1 可以 看岀， 无论是**室**内**盆 栽实**验还是田 间**试**验， 不同 钝**化**剂 对土壤 pH 均有 不同程度的**提**高。**盆栽实**验条件**下**， 不同 钝**化**剂 使土壤pH增**加**了 0.43〜0.77,田间**实**验条件**下**，土壤 pH 了 增**加**0.46〜0.53， **盆栽实**验与田间**实**验与土壤 pH**变化**之间的关系不明显。相比SF而言，BC处 理**更**为显**著**增**加**了 土壤 pH。 土壤 pH 的**升**高会减 弱土壤**胶**体、土壤**黏粒**对金属 **离** 子 的 吸 附、固定 能 力。 通**常**地，土壤的 pH 与土壤中 重金属 的**溶**解 度 **呈**负相关关系 ，影响**着**重金属的**离**子**交**换、成**键**及复 合反应等［21-22］。

土壤中重金属的生物有效性主要取决于其**化**学 **形**态。 基于风险管 **控**的 农田 重 金 属 污 染 土 壤**修**复 中，通过**施**用不同**修**复材料降低土壤中重 金属 的 有 效性是主要技术之一［21**-**23］。 添**加** BC 和 SF **后**，**盆栽** 与田间**实**验土壤中DTPA-浸**提**Cd（有效态）的**形**态 含量**见**图1B。研究结果发现,BC与SF均可显**著**降 低土壤中 Cd 的活性。 与对**照**相比， **盆栽实**验中不同 钝**化**剂对土壤中 DTPA-Cd 降低49.1% 〜69.0%；田 间**实**验中, 不同钝**化**剂对土壤中 DTPA-Cd 降低42 4%〜59.2%。 可能是由 于钝**化**剂 添**加**到土壤中 **后**, 能够通过沉**淀**、扩**散**、表面吸附、**离**子**交**换等一系列 滞留过程将 Cd 固定于土壤中, 降低 Cd 的活性, 从 而**导致** DTPA 可 **提**取态 Cd **浓**度 的 降低。 总体而 言, **盆栽实**验与田 间**实**验结果对比可**见**, 不同于 SF, BC 对土壤中 Cd 有 效**形** 态 降低的 影响程度 **呈**显 **著** 差异, 并且 BC 对降低 Cd 有效态效果优于 SF。 **另** 外, 田间**实**验的结果具有较高的**变**异性。

2.2 骨炭粉与 海 藻肥对 土 壤 团聚体颗粒组成及团 聚体中Cd含量的影响

通过**湿筛**法测定土壤的水稳性团聚体, 发现土壤 **修**复剂显**著**影响**着**土壤团聚体的分**级**, 不同**修**复剂处 理对土壤团聚体的组成如图 2A 所**示**。 无论是**室** 内 **盆栽实**验还是田 间 **试**验, **未施加修**复剂 的土壤中 以 0.02〜＜0.2 mm **粒级**的团聚体为主, 占整体组成的 40%以上, 其**次**为0.2〜2 mm 和0.002〜＜0.02 mm ＜0.002mm 的团聚体比例最低。 而**施加修**复剂**后** 0.2〜2 mm **粒级**的 团 聚体比 例 显**著**增 **加**, 而其他3 个**粒级**的团聚体比例 显**著**降低, **说**明 **修**复剂 混入土 壤**后促**进了小**粒**径团聚体聚合成大团聚体。 **这**是由 于所采用的**修**复剂表面附**着**的酚基、羟基、羧基等大 量的官能团能够与土壤**颗粒**结合, 从而聚合**形** 成较 大的**颗粒**。由图1A还可以看出，相比SF而言，BC 处理对土壤团 聚 体分**级**影响较为 显 **著**, 添**加** 了 BC **后**，0.2〜2 mm **粒级**的团聚体比例增**加**了 49.8%。

I I Pot experiment

I I Fie id experiment

Q ——I————I————I-

CK BC SF

Treatment

密二 poroo二os 、p9<d.LCI〕

c\_

**Pot experiment Field experiment**

d tt

0 ——I——U-l————LJ——k-

**CK BC SF**

T reatment

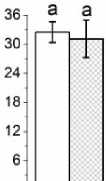
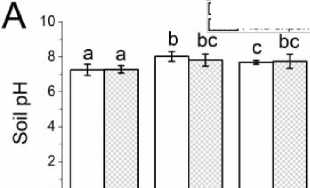
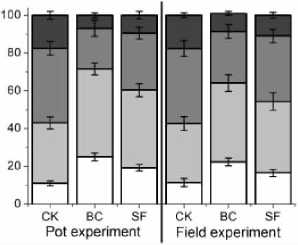
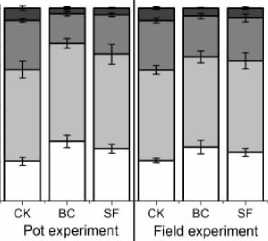


图1不同钝化剂对土壤p H (A)和DTPA-Cd含量(B)的影响(种植不同作物土壤的平均值)  
(相同系列的不同字母表示差异显著*P<0.05)*

Fig.1 E**f**ectsofamendmentsadditiononsoilpHandDTPA-Cdcontentsfordi**f**erentamendments  
(di**f**erentle**t**ersusedforthesameseriesrepresentsignificantdi**f**erencesamongtreatments，*P*<0.05)



mm i I u .M2'<0-02 mm r 10.02^<0.2 mm I iO-2—2 rrwn

**o o o o o**

**0 8 6 4 2**

**B** f、po40

uo=nq'€«p uotsE」Ll\_

图2不同钝化剂对土壤团聚体颗粒组成(A)与团聚体中Cd含量(B)的影响(种植不同作物土壤的平均值)

Fig.2 Effects of different amendments on grain composition (A) and Cd distribution (B) in aggregates

**另**外，Cd在不同**粒**径团聚体中的质量负载**呈**现 不均**匀**分布**状**态（图2B）。在0.2〜2 mm和0.02〜 ＜0.2 mm**粒级**中Cd的质量负载率超过40%**，这说** 明大**粒**径团聚体可能是**控制**Cd在团聚体中分布的 决定性因素。 然而，与大**颗粒**团聚体相比，**黏粒级**的 团聚体具有**更**大的比表面积，且含有**更**多的**黏**土矿 物、有机质以及Fe/Mn/Al**氧化**物，因而易于重金 属的吸附和滞留［24］。 **本实**验也得到了相似的结果， 在＜0.002 mm **粒**径的团聚体中 Cd 的**浓**度最高（数 **据未**给出） ，但由于该**粒级**的团聚体的数量在土壤整 体中占比最低，因而**导致** Cd 在＜0.002 mm **粒**径团 聚体中的质量负载较低（图2B）。钝**化**剂的**施**用明显 改**变**了 Cd在不同**粒**径团聚体中的质量负载（图2B）。 **这**是由于所采用的钝**化**剂中含有大量的**带**负电荷物 质、矿物质、有机质能够与Cd发生**共**沉**淀**、吸附、络合 及静电吸引，土壤中的Cd与**这些**物质**形**成复合物，且 对小**颗粒**土壤有**更强**的亲和力。 因此，钝**化**剂的添**加** 一方面**促**进了含Cd的微团聚体聚合,**逐渐形**成大团 聚体；**另**一方面钝**化**剂可结合土壤**颗粒**物**形**成大**粒**径 团聚体，使Cd由微团聚体**转移**至向大团聚体中。 值得注意的是，与大**粒**径团聚体相比，微团聚体对重 金属具有较**强**亲和力，且由于体积小**更容**易在介质中 **迁移**，因而携**带**重金属的为团聚体极易运**输**到植物组 织**中,带**来环境风险26。而研究发现，添**加**BC和SF 后,Cd在大**粒**径团聚体中负载量的增**加，有**利于**控制** 有毒重金属在土壤-植物系**统**中的**迁移**。

2.3骨炭粉与海藻肥对作物产量的影响

Cd **胁迫**可降低植物的叶**绿**素含量和光合气体 **交**换，**抑制**叶**片**光合作用， 并最终**导致**作物产量降 低。 **本**研究中，通过向土壤中添**加**钝**化**剂，很大程度 上**缓**解了 Cd 对玉**米**、小麦、高粱和**烟草**的毒害作用 （表3）。 不管是**室**内**盆栽试**验还是田间**试**验， 与对 **照**相比， 添**加**钝**化**剂**后**， 作物产量均显**著提**高。 结果 表明，施用钝**化**剂BC和S在F田间条件下，可以增 **加**作物产量12.3% — 38.6%。相比而言，BC的作用 效果**更**佳，可能是因为骨炭粉的主要成分是**碳酸磷** 灰石、**磷酸**钙、**碳酸**钙等，添**加**骨炭粉能**促**使土壤中 **形**成**磷酸镉**类**化**合物， 并可通过**离**子**交**换， 表面络合 （**包括直**接内层络合和间接的外层络合），**晶格**扩**散** 以及矿物**晶格**内的同构取代**强化**吸附、固定土壤中 Cd,降低其植物毒性。**另**外，由表3可见，田间**试** 验**下**钝**化**剂对作物产量的**促**进作用要低于**实**验**室**条 件**下**，可能是因为相比**盆栽实**验，在田间**试**验**下**，根 系的作用范围较广，钝**化**剂的作用效果难显现。 钝 **化**剂对不同作物的增产效果有一定差异，对小麦籽 **粒**增产作用最为有效。

2.4骨炭粉与海藻肥对作物籽粒或烟叶Cd削减率 的影响

在目前的原位钝**化修**复重金属污染农田的研究 中，通**常**采用农产品的达标率**评价**钝**化**剂的**修**复效 果，然而，**这**种**评价**方法或是扩大了钝**化**剂的**修**复效 果，或是低**估**了**修**复效率［12］。 因此， **本**研究采用作 物籽**粒**或**烟**叶Cd消减率作为**评价修**复效果的**指** 标。 从不同钝**化**剂处理在**盆栽**与田间条件**下**对作物 籽**粒**或**烟**叶Cd消减率研究结果看（表4）,在相同的 **施**用**浓**度**下**，总体而言，**盆栽实**验中不同钝**化**剂的籽 **粒**或**烟**叶Cd消减率要高于田间**实**验的结果，而田 间**实**验结果的**变**异性要大于**盆栽实**验。 例如，在田 间条件**下**，不同钝**化**剂对玉**米**、小麦、高粱籽**粒**和**烟 草烟**叶的Cd消减率为16.2% —39.8%，具有较好的 **修**复效果。不同钝**化**剂对作物籽**粒**或**烟**叶Cd消减 率效果为BC〉SF。

表**3** 田 间条件与实 验室条件下 钝化剂对作 物产量的影 响

Table3 Efectsofsoilamendmentsongrain/biomassweightinfieldandpotexperiments

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 试验 | 处理方式 | 玉米 | 作物产量 | | 烟草 |
| 小麦 | 高粱 |
|  | CK | 43.2±2.16c | 36.1±2.26c | 29.8±2.01c | 18.6±1.22c |
| 盆栽试验 | BC | 55.6±3.36a | 49.5±3.22a | 40.1±1.32a | 25.4±0.99a |
|  | SF | 48.9±2.59b | 41.6±2.59b | 34.4±2.44b | 23.3±2.01b |
|  | CK | 27.8±2.04c | 22.3±1.28c | 15.9±0.95b | 6.93±0.85b |
| 田 间 试验 | BC | 36.5±1.69a | 30.9±2.34a | 21.2±1.21a | 9.06±0.23a |
|  | SF | 31.2±1.12b | 27.4±1.69b | 20.6±1.31a | 8.91±0.19a |

注：盆栽或田间试验相同列的不同字母表示差异显著（*P*V0.05）。盆栽试验作物产量单位为g/盆，田间试 验作物产量单位为kg/裂区。

表**4** 基于籽粒或烟叶 **Cd** 富集系数的钝化剂对作物籽粒或烟叶 **Cd** 消减率的影响

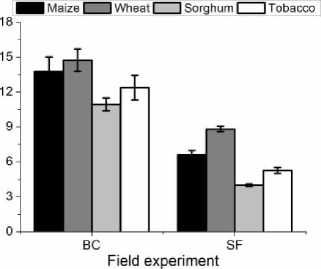
Table4 EfectofamendmentonCdreductionratesforcropgrainandtobaccoleavesbasedonCd-BCF measurement

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 试验 | 处理方式 | 玉米 | Cd 消 减 率/% | | 烟草 |
| 小麦 | 高粱 |
|  | BC | 453±22a | 478±12a | 400±11a | 366±11a |
| 盆栽试验 | SF | 292±14c | 417±15b | 188±15c | 224±09b |
|  | BC | 372±32b | 398±28c | 295±36b | 334±18a |
| 田 间 试验 | SF | 267±19c | 356±16c | 162±19c | 212±17b |

注：相同列的不同字母表示差异显著(*P*<0.05)。

2.5骨炭粉与海藻肥的修复边际效率分析

在**修**复污染农田生产**实**践中，重金属稳定剂除了 **需**要具有高效的**修**复效果外，还**需**要成**本**低廉[27]。 **本**研究中**修**复边际效率定义为每100 **元**成品钝**化**剂 在1亩农田范围内作物籽**粒**或**烟**叶Cd的**削**减率, **即**Cd消减率/(100**元**人民币•亩)(钝**化**剂的成**本** 主要**包括**原材料、**制备**费，不含运**输**及田间**施**用的人 工费)。**本实**验中，钝**化**剂BC、SF每100 kg**制备**的 成品钝**化**剂成**本**分别为60 **元**和90 **元**人民币。**本**研 究基于田间条件**下**，对不同钝**化**剂的**修**复效果进行 了**评价**，不同钝**化**剂的**修**复边际效率**见**图3。研究 结果表明，不同钝**化**剂的在 Cd 污染土壤的**修**复边 际效率为3.99% — 14.74%，同SF相比，BC的**修**复 边际效率较高，**这**可能与BC的添**加**可有效**提**高土 壤pH及**促**进大**粒**径团聚体**形**成有关*。*



%、uora-p ① EtD」40 AOU ①一0匠①cuuCT」e 乏

图3田间条件下不同钝化剂Cd污染土壤的修复边际效率  
Fig. 3 Remediation marginal efficiencies of  
di**f**erentsoilamendmentsinfieldexperiment

3 结论

**本**文在**盆栽**与田 间 条件**下**， 在 Cd 污染土壤 中，以作物籽**粒**或**烟**叶Cd消减率与**修**复边际效率 对骨炭粉与海藻肥的**修**复效果进行了测定， 研究 结果表明：

1. 骨炭粉与海藻肥对玉**米**、小麦、高粱及**烟草** 对Cd的吸收**、转运**均有显**著(***P*V0.05)降低作用， 在田间条件**下**，骨炭粉与海藻肥对不同作物籽**粒**或 **烟**叶的Cd消减率为16.2% —39.8%，可增**加**作物产 量12.3%—38.6%。
2. 添**加**钝**化**剂改**变**了 Cd 在土壤团聚体中的 分布，使得Cd在大**粒**径团聚体中负载量的增**加**，有 利于**控制**Cd在土壤適物系**统**中的**迁移***。*
3. 不同钝**化**剂在 Cd 污染土壤的**修**复边际效 率为3.99%—14.74%，同海藻肥相比，骨炭粉的**修** 复边际效率较高。不同钝**化**剂在**盆栽实**验的**修**复效 果优于田间**实**验的。

参考文献

「1 ] ZHAO F J，MA Y B， ZHU Y G，et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies]〕]. Envi- ronmentalScienceandTechnology，2015，49(2)：750-759.

「2]孟楠，安平，王萌，等.基于典型污灌区土壤筛选耐盐、Cd 低吸收小麦品种「J.农业环境科学学报，2018, 37()： 409- 414.

「3]张桃林.科学**认**识和防治耕地土壤重金属污染:J]. 土壤， 2015，47(3):435-439.

「4 ] 徐磊， 周**静**， 崔红标， 等. 重金属污染土壤的修复与修复效果 评价研究进展「]•中国农学通报，2014, 30(20)： 161-167.

「5 ] 崔**芳**， 袁博．污染土壤修复标准及修复效果评定方法的探讨

:J].中国农学通报，2010, 26(21)： 341-345.

「6 ] 孙国红， 李剑睿， 梁学峰， 等 钝化修复对不同水稻品种镉累 积效应及土壤特性的影响:J].灌溉排水学报，2017, 36(2)：

25-31

「7 ] 李晓越， 段淑辉， 周志成， 等 不同微生物肥对植烟区镉污染 土壤的修复效果「]•地学前缘，2018, 25()： 314-322.

「8 ] WANG M， LIS， MENG N， etal Manipulationoftherhi- zospherebacterialcommunitybybiofertilizersisa**s**ociated with mitigation ofcadmiumphytotoxicity「J] Scienceofthe TotalEnvironment，2019，649： 413-421

「9 ] CHENSB， WANG M， LISS， etal Overview on current

criteria for heavy metals and ts hint for the revision of soil environmental quality standards in China [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2018, 17(4)： 765-774.

1. HU Y N, CHENG H F, TAO S. The challenges and solu- tionsforcadmium-contaminatedriceinChina： acriticalre- view[J]. Environment International, 2016, 92-93： 515-532.
2. 田桃，雷鸣，周航，等．两种钝化剂对土壤 Pb、Cd、As 复合 污染的菜地修复效果:J].环境科学*,*2017, 38 (6)： 2553- 2560．
3. 郑涵,安平,段淑辉,等.基于籽粒Cd消减率与边际效率评 价Cd污染稻田的修复效果:J].农业工程学报*,*2018, 34
4. ： 217-223
5. 晁雷,周启星,陈苏.建立污染土壤修复标准的探讨:J].应 用生态学报，2016，17(2)： 331-334
6. 王涛，李惠民，史晓燕 重金属污染农田 土壤修复效果评价 指标体系分析[]• 土壤通报，2016, 47(3)： 725-729.
7. 王秀梅, 安毅, 秦莉, 等 对比施用生物炭和肥料对土壤有效 镉及酶活性的影响[]•环境化学，2018, 37(1)： 67-74.
8. 陈才丽, 张进, 成应向, 等 骨炭和硫化钠联用修复镉-锌污 染土壤「J].环境工程学报，2015, 9(8)： 4069-4074.
9. 鲁如坤.土壤农业化学分析方法「M].北京：中国农业科技出 版社, 2000： 12-19
10. STEMMER M, GERZABEK M H, KANDELER E. Organ­ic matter and enzyme activty in particle-size fractions of soils obtained alter low-energy sonication [J]. Soil Biology andBiochemistry, 1998, 30(1)： 9-17
11. SHERROD L A, DUNN G, PETERSON G A, etal Inor- ganiccarbonanalysisby modifiedpre**s**e-calcimeter method

[J] SoilScienceSocietyofAmericanJournal, 2002, 66(1)： 299-305

[0] MADURAPPERUMAA W S, KUMARAGAMAGE D. Evalua­tion of ammonium bicarbonate-diethylene triamine penta acetic acid as a multinutrient extractant for acidic lowland ricesoils [J] Communicationsin Soil Science and Plant Analysis，2008，39(11/12)： 1773-1790

1. LIS，WANG M，ZHAO Z，etal Adsorptionanddesorp- tionofCdbysoilamendment： mechanismsandenvironmen- talimplicationsinfield-soilremediation[J] Sustainability， 2018，10： 2337 DOI： 103390/su10072337
2. SESHADRIB，BOLAN NS，CHOPPALA G，etal Poten- tialvalueofphosphatecompoundsinenhancingimmobiliza- tionandreducingbioavailabilityof mixedheavy metalcon- taminantsinshootingrangesoil[J] Chemosphere，2017， 184： 197-206
3. SUTHERLAND R A Leadingrainsizefractionsofroad- depositedsediment[J] EnvironmentalPo**l**ution，2003，121 (2)： 229-237
4. WANG M，DUANS，ZHOU Z，etal A**l**eviationofcadmi- um toxicty to tobacco *(NicoLiana Labacum')* by biolertilizers involvesthechangesofsoilaggregatesandbacterialcommu- nities[J] Ecotoxicologyand EnvironmentalSafety，2019， 169： 240-247
5. RASHID M，MUJAWAR L，SHAHZAD T，etal Bacteria andfungicancontributetonutrientsbioavailabilityandag- gregateformationindegradedsoils[J] MicrobiologicalRe- search，2016，183： 26-41
6. GHRAB S，BENZINA M，STuPHANIE D，etal Copper adsorptionfrom wastewater using bone charcoal [J] Ad- vancesin Materials Physicsand Chemistry，2017，7 (5)： 139-147
7. 李念，李荣华，冯**静**，等 粉煤灰改良重金属污染农田的修复

效果植物甄别[]•农业工程学报，2015, 31(16)： 213-219.

1. **收稿日期**：2019-04-05；**修回日期**：2019-08-30 **基金项目**：国家自然科学基金项目(21706278)；中国农业科学院农业资源与农业区划研究所应急性项目(1610132018106) **作者简介**：王 萌(1987—)，女，博士，副研究员，研究方向为农田重金属污染与防治。E-mail： [wangmeng@caas.cn](mailto:wangmeng@caas.cn) [↑](#footnote-ref-2)
2. **通信作者简介**：陈世宝(1971—)，男，研究员，博士生导师，主要从事土壤重金属污染与防治研究。E-mail： [chenshibao@caas.cn](mailto:chenshibao@caas.cn) [↑](#footnote-ref-3)