环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.12
第40卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第12期
2019年12月15日

目 次(卷终)

研究报告

粤港澳大湾区场地污染特征、治理修复与环境管理研究专辑

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第12期 2019年12月
Vol. 40, No. 12 Dec., 2019

不同配比复合材料对农田镉污染土壤的修复效果

陈树兰[1],许晨阳[1,2],耿增超[1,2*],王强[1],祝乐[1],龚园[1],拓卫卫[1]

(1. 西北农林科技大学资源环境学院,农业部西北植物营养与农业环境重点实验室,杨凌 712100; 2. 农业部农业环境重点实验室,北京 100081)

摘要: 通过盆栽试验研究了3种不同配比复合材料SC(石灰+有机复混肥以2∶3配施)、LS(硫酸亚铁+石灰以1∶1配施)和LB(硫酸亚铁+生物炭以1∶1、1∶2、1∶3、1∶4和1∶5配施)在不同添加量下对土壤Cd的生物有效性、小麦各部位Cd累积分布及产量的影响. 结果表明:①添加3种复合材料均显著降低了土壤有效态Cd含量,降幅分别为50.2%~81.8%(SC)、29.4%~48.1%(LS)和18.7%~42.2%(LB);添加3种复合材料显著提高了土壤pH值,增幅分别为1.37~2.28(SC)、0.41~0.86(LS)和0.14~0.17(LB)个单位. ②Cd在小麦各部位的累积分布规律为根>叶>茎>颖壳>籽粒,小麦各部位对Cd的转运能力表现为根>颖壳>茎叶. ③与对照相比,添加0.67%的SC显著增产56.4%,添加0.67%的LS显著增产51.2%;添加复合材料LB可显著提高小麦产量,增幅为39.6%~51.2%. ④相关分析表明,土壤pH值与土壤有效态Cd、小麦各部位Cd含量呈显著负相关关系;土壤有效态Cd含量与小麦各部位Cd含量呈显著正相关,相关系数分别为0.711(籽粒)、0.817(颖壳)、0.593(茎)、0.630(叶)和0.622(根);同时,小麦各部位Cd含量之间也存在显著或极显著正相关关系. ⑤综合比较,添加0.93%的SC使土壤pH增幅最大为2.28个单位;土壤有效态Cd含量降幅最大为81.8%. 因此,添加0.93%的SC最适用于农田Cd污染土壤的修复治理.

关键词:复合材料;Cd;有效性;小麦;累积分布

中图分类号: X53 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)12-5531-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201904231

Remediation Effects of Different Composite Materials on Cadmium-Contaminated Farmland Soil

CHEN Shu-lan[1], XU Chen-yang[1,2], GENG Zeng-chao[1,2*], WANG Qiang[1], ZHU Le[1], GONG Yuan[1], TUO Wei-wei[1]

(1. Key Laboratory of Plant Nutrition and Agri-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. Key Laboratory for Agricultural Environment, Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to study the application effects of three composite materials, namely SC (lime∶organic compound fertilizer = 2∶3), LS (ferrous sulfate∶lime = 1∶1) and LB (ferrous sulfate∶ biochar in combinations of 1∶1, 1∶2, 1∶3, 1∶4 and 1∶5), on soil Cd bioavailability, Cd cumulative distribution in different wheat organs, and wheat yield. The results indicated that: ① Addition of composite materials all significantly decreased the soil available Cd content by 50.2%-81.8% (SC), 29.4%-48.1% (LS), and 18.7%-42.2% (LB). Composite materials significantly increased soil pH by 1.37-2.28 (SC), 0.41-0.86 (LS), and 0.14-0.17 (LB) units. ② The Cd cumulative distribution in different wheat organs were in the order of root > leaf > stem > glume > grain. The translocation abilities of Cd in different organs were in the order of root > glume > stem and leaf. ③ Compared with the control, 0.67% SC addition and 0.67% LS addition significantly increased the wheat yields by 56.4% and 51.2%; LB addition significantly increased wheat yield by 39.6% to 51.2%. ④ The correlation analysis showed that soil pH was significantly negatively correlated with soil available Cd and Cd contents in different wheat organs. There were significant positive correlations between soil available Cd and Cd contents in different wheat organs, and the correlation coefficients were 0.711 (grain), 0.817 (glume), 0.593 (stem), 0.630 (leaf) and 0.622 (root). Meanwhile, there is also a significant positive correlation between Cd content in different wheat organs. ⑤ Comprehensively, the addition of 0.93% SC increased soil pH by a maximum of 2.28 units, and the soil available cadmium content was decreased by a maximum of 81.8%. Therefore, adding 0.93% SC was the most suitable treatment for repairing and controlling the Cd pollution in farmland soil.

Key words: composite material; cadmium; availability; wheat; cumulative distribution

随着我国工业化、城市化和集约化农业的快速发展,大量重金属污染物通过各种途径进入环境,导致农业土壤污染问题日渐严重[1~3]. 据2014年发布的《全国土壤污染调查公报》显示,全国土壤总超标率为16.1%,其中轻微、轻度、中度和重度污染点位分别占比11.2%、2.3%、1.5%和1.1%,而Cd的点位超标率最严重为7%[4],被列为我国农业

收稿日期: 2019-04-25; **修订日期**: 2019-07-09

基金项目: 农业部农业生态环境保护项目(K3120217004);西北农林科技大学"大学生创新训练计划"项目(201810712110)

作者简介: 陈树兰(1993~),女,硕士研究生,主要研究方向为污染土壤修复,E-mail:18404985108@163.com

* 通信作者,E-mail:gengzengchao@126.com

用地中的首要污染物. 据测算,当前我国每年受重金属污染的粮食高达 1 200 万 t[5],随之而来的食品安全问题成为了公众关注的主要问题之一. 因此,国务院于 2016 年颁布了“土壤污染防治行动计划”(土十条),对指导今后 30 多年的土壤污染防治工作[6]、提高农产品质量和保障人类健康方面具有重要意义.

汉中平原位于陕西省西南部,北依秦岭,南屏巴山,是汉江横穿汉中盆地中部形成的冲积、洪积平原,主要由河流所夹带的泥沙冲积而成,土壤类型有黄棕壤、黄褐土、水稻土等[7,8]. 该地区气候温润潮湿,水系网络发达,是汉中地区重要的粮食和农副产品的生产基地,但也是有色金属冶炼、设备制造和能源加工等企业分布较为集中的区域,其受污染的程度直接关系到农产品品质及人体健康. Xiao 等[8]通过对汉中市两个典型县区(勉县和城固县)调查发现,As、Cd、Zn 和 Hg 是该地区农田土壤中的主要污染物. 有研究表明,土壤 pH、CEC 和有机质含量等环境因子是影响重金属生物有效性的关键因素[9,10],不同地区的土壤类型、污染程度不同使得土壤环境因子有所差异,修复材料受这些因素影响从而导致其性质和作用效果发生改变[11]. 因此有必要因地制宜,确定出不同土壤环境下修复材料的合理施用量.

目前农田土壤重金属污染修复的主要方法为物理修复、化学修复、生物修复和农业生态修复[12~14]. 化学修复技术是通过施入修复材料而使土壤中 Cd 的生物有效性降低,减少其在土壤-植物系统中的迁移,从而达到修复的目的[15,16]. 该技术对土壤扰动小、修复成本低/时间短,因此更适宜于大面积、中轻度污染农田土壤的修复[17]. 目前农田 Cd 土壤污染化学修复的研究多集中在单一材料(石灰、海泡石、过磷酸钙、生物炭、粉煤灰等)及其相互配合的复合材料上[18~20],但针对动物骨粉/血粉、有机肥、复合肥、石灰、硫酸亚铁、生物炭多种材料配合修复农田 Cd 污染土壤的研究较少;关于陕西汉中平原的研究多集中在汉江上游和丹江水库水污染方面,农田土壤污染方面研究相对较少. 因此,本文以陕西汉中平原农田 Cd 污染土壤为研究对象,将石灰 + 有机复混肥、硫酸亚铁 + 石灰、硫酸亚铁 + 生物炭以不同比例配合进行盆栽试验,通过分析不同配比复合修复材料对土壤基本理化性质、Cd 生物有效性及小麦各部位 Cd 分布累积状况的影响,从而筛选出高效配比的农田 Cd 污染修复材料,以期为农田污染土壤修复材料的选择与应用提供依据.

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自陕西省汉中市勉县某农田(N33°10.628′,E106°41.311′,H548.1 m)耕层(0 ~ 20 cm)土壤. 土样采回后,将土块压碎,除去残根杂物,铺成薄层在阴凉、洁净、无污染处自然风干后,过 2 mm 尼龙筛进行盆栽冬小麦试验. 该土壤类型为冲积型潴育性水稻土[21],其基本理化性质如表 1 所示. 其中,总 Cd 含量超出 GB 15618-2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中酸性土(pH≤5.5)的风险管制值(1.5 mg·kg^{-1}).

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soils

项目	pH (土水比 2.5∶1)	有机质 /g·kg^{-1}	CEC /cmol·kg^{-1}	铵态氮 /mg·kg^{-1}	硝态氮 /mg·kg^{-1}	速效磷 /mg·kg^{-1}	速效钾 /mg·kg^{-1}	重金属总量/mg·kg^{-1}				
								Cu	Zn	Pb	Cd	Cr
参数值	4.95	39.32	9.18	3.81	1.84	42.69	168.52	38.95	184.68	53.94	2.27	83.46

1.2 供试材料

小麦品种:西农 509,陕西荣华农业科技有限公司提供.

复合材料 SC:石灰 + 有机复混肥(以 2∶3固定比例配施),pH 为 12.38(固液比 1∶2.5),其中有机复混肥成分:牛骨粉 + 动物血粉 + 蚯蚓粪 + 酵素菌有机肥 + 硅钙镁钾肥 + 硫基复合肥(2∶2∶3∶2∶1∶2).

复合材料 LS:硫酸亚铁 + 石灰(以 1∶1固定比例配施),石灰 pH 为 12.04(固液比 1∶5).

复合材料 LB:硫酸亚铁 + 生物炭(以 1∶1、1∶2、1∶3、1∶4和 1∶5比例配施),生物炭 pH 为 10.43(固液比 1∶10).

1.3 试验设计

本试验共设 14 个处理,每个处理重复 3 次,共 42 盆. 设置如下:将 3 种不同配比的复合材料以不同添加量施入污染土壤,其中复合材料 SC 添加量 0.53%、0.67%、0.80% 和 0.93%(质量分数),标记为 SC1、SC2、SC3 和 SC4;复合材料 LS 添加量 0.40%、0.53%、0.67% 和 0.80%(质量分数),标记为 LS1、LS2、LS3 和 LS4;复合材料 LB 总添加量为 1.00%(质量分数),其中硫酸亚铁与生物炭以 1∶1、1∶2、1∶3、1∶4和 1∶5这 5 种配比添加,标记为 LB1、LB2、LB3、LB4 和 LB5;不添加复合材料作为

对照，标记为 CK. 各盆土样按纯氮 0.08 $g \cdot kg^{-1}$，P_2O_5 0.04 $g \cdot kg^{-1}$，K_2O 0.04 $g \cdot kg^{-1}$，以尿素、磷酸氢二铵和氯化钾作基肥施入土壤. 将 4 kg 土壤与修复材料及基肥混匀装盆（上部内径 23 cm，底部内径 15 cm，高 18 cm，底部打孔、加托），加水平衡 20d 后，进行冬小麦播种. 每盆播种 10 ~ 15 粒，苗期观察发芽状况，三叶期定苗 8 株，生长期进行适当追肥（各盆追肥量相同且每次追肥量为基肥用量的 10%，氮 2 次、磷 1 次和钾 1 次）.

1.4　样品采集与测定方法

1.4.1　样品采集

植物样品采集：小麦成熟后，采集茎、叶、麦穗部分，并用去离子水洗净放入烘箱，105℃ 杀青 30 min 后，于 70℃ 下烘干至恒重；采集小麦根部样品时，为减小试验误差，将盆内土壤过 2 mm 尼龙筛，筛出细小根毛并与小麦主根收集装袋，用水反复冲洗根部至无泥土残留，于烘箱 70℃ 烘干至恒重. 小麦各部位样品分开称重，用粉碎机粉碎，保存待测.

盆栽土样采集：去除小麦地上部和地下部，以四分法取约 500 g 土壤，风干分别过 18、60 和 100 目尼龙筛，保存待测.

1.4.2　样品测定方法

土壤 pH 值采用 1∶2.5 土水比浸提，用 pH 计（Sartorius，PB-10）测定；土壤有机质采用重铬酸钾容量法测定；土壤 CEC 采用乙酸铵交换法测定；土壤硝态氮、铵态氮采用 1 $mol \cdot L^{-1}$ KCl 浸提-连续流动分析仪测定[22]；速效磷采用 Bray-1 法（0.03 $mol \cdot L^{-1}$ NH_4F-0.025 $mol \cdot L^{-1}$ HCl）测定[23]；速效钾采用醋酸铵-火焰光度法测定[22]. 土壤中有效态 Cd 含量采用 0.1 $mol \cdot L^{-1}$ $CaCl_2$[24] 浸提. 土壤样品用王水-$HClO_4$ 进行消解，小麦植物样品采用 HNO_3-$HClO_4$（体积比 4∶1）进行消解，浸提液和消解液中 Cd 含量采用原子吸收光谱法（PE-PinAAcle 900F）测定. 样品分析过程中加入国家标准物质土壤（GBW07457）和大米（GBW10045）进行质控，回收率分别为 86.5% ~ 101.4% 和 98.2% ~ 102.1%，全程做空白试验.

1.5　数据分析

生物富集系数（biological concentration factor，BCF）：

$$BCF = \frac{植物某部位重金属含量(mg \cdot kg^{-1})}{土壤中重金属含量(mg \cdot kg^{-1})} \times 100\%$$

转运系数（translocation factor，TF）[25,26]：

$$TF = \frac{植物前一部位重金属含量(mg \cdot kg^{-1})}{植物后一部位重金属含量(mg \cdot kg^{-1})} \times 100\%$$

采用 Microsoft Excel 2010 软件进行数据整理和作图，SPSS 22.0 软件对试验数据进行统计分析. 采用 Duncan 多重比较检验法分析不同处理之间各指标的显著性差异. 结果以平均值 ± 标准误表示.

2　结果与分析

2.1　添加不同配比复合材料后对土壤基本理化性质的影响

由表 2 可知，与对照（CK）相比，复合材料 SC 和 LS 各处理土壤 pH 值均显著增高，增幅分别为 1.37 ~ 2.28 和 0.41 ~ 0.86 个单位，且复合材料 SC 作用效果更优，而土壤有机质、CEC 均无显著变化. 复合材料 LB 中 LB4 和 LB5 处理土壤 pH 显著增高，增幅为 0.17 和 0.14 个单位；LB3、LB4 和 LB5 处理土壤有机质含量均增加，其中 LB4 和 LB5 处理达显著水平；LB5 处理 CEC 显著增加，其余处理均无显著变化.

表 2　不同配比复合材料对土壤基本理化性质的影响

Table 2　Effects of composite materials in different proportions on physical and chemical properties of soil

处理	pH	有机质 /$g \cdot kg^{-1}$	CEC /$cmol \cdot kg^{-1}$
CK	4.54 ± 0.05e	57.26 ± 2.39ab	9.59 ± 0.32a
SC1	5.91 ± 0.02d	57.73 ± 2.32ab	9.56 ± 0.22a
SC2	6.29 ± 0.07c	58.64 ± 1.53a	9.57 ± 0.21a
SC3	6.50 ± 0.02b	54.99 ± 1.21b	10.88 ± 2.40a
SC4	6.82 ± 0.05a	55.76 ± 1.36ab	9.75 ± 0.42a
CK	4.54 ± 0.05d	57.26 ± 2.39a	9.59 ± 0.32a
LS1	4.95 ± 0.15c	53.08 ± 1.90ab	10.42 ± 2.24a
LS2	5.09 ± 0.02b	55.98 ± 0.79ab	9.49 ± 0.18a
LS3	5.33 ± 0.03a	53.56 ± 4.19ab	9.35 ± 0.05a
LS4	5.40 ± 0.02a	52.67 ± 1.93ab	9.47 ± 0.11a
CK	4.54 ± 0.05b	57.26 ± 2.39b	9.59 ± 0.32b
LB1	4.54 ± 0.07b	56.01 ± 0.99b	9.57 ± 0.13b
LB2	4.51 ± 0.05b	57.26 ± 1.68b	9.19 ± 0.30b
LB3	4.55 ± 0.04b	59.88 ± 3.22ab	9.31 ± 0.12b
LB4	4.71 ± 0.07a	63.15 ± 2.01a	9.59 ± 0.07b
LB5	4.68 ± 0.06a	61.99 ± 1.30a	10.05 ± 0.24a

1）不同小写字母表示各处理间差异显著（$P < 0.05$），下同

2.2　不同配比复合材料对土壤有效态 Cd 含量的影响

由图 1 可知，与对照（CK）相比，3 种复合材料各处理均显著降低了土壤有效态 Cd 含量，其中复合材料 SC 各处理降幅依次为 81.8%（SC4）> 63.1%（SC3）> 61.0%（SC2）> 50.2%（SC1），复合材料 LS 各处理降幅依次为 48.1%（LS3）> 41.7%（LS4）> 35.8%（LS2）> 29.4%（LS1）；复合材料 LB 各处理降幅依次为 42.2%（LB1）> 29.4%（LB4）> 23.5%（LB2）> 21.9%（LB5）> 18.7%（LB3），说明添加复合材料 SC 固 Cd 效果优于复合材料 LS 和 LB，且 SC4 处理固 Cd 效果最佳.

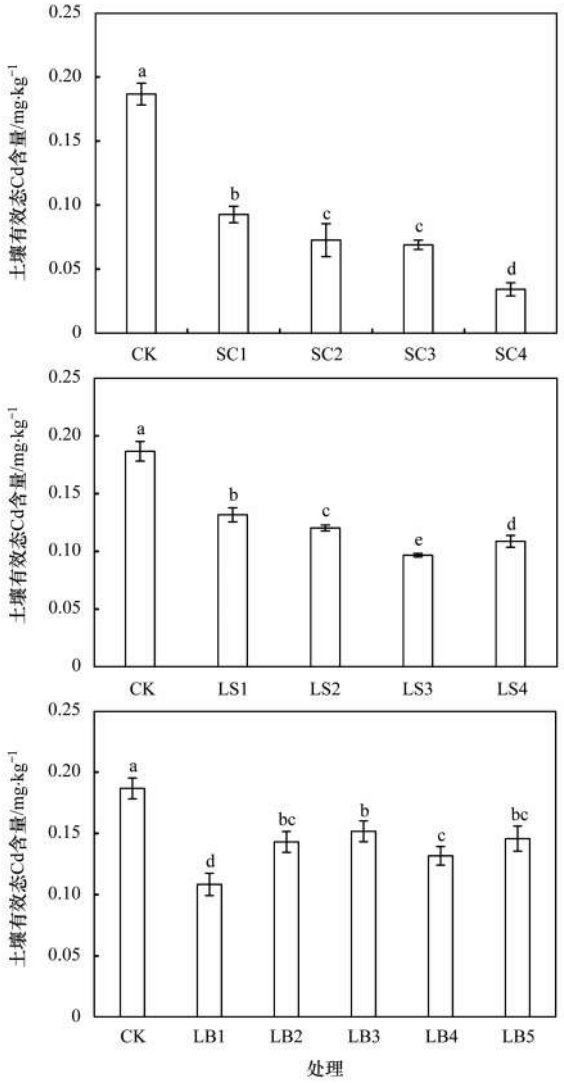

图 1 不同配比复合材料对土壤有效态 Cd 含量的影响

Fig. 1 Effects of composite materials in different proportions on available cadmium content in soil

2.3 不同配比复合材料对小麦各部位 Cd 累积分布及迁移转化的影响

2.3.1 不同配比复合材料对小麦各部位 Cd 含量的影响

由表 3 可知,与对照(CK)相比,SC1 处理小麦颖壳、茎、叶中 Cd 含量显著增加,SC2 ~ SC4 处理小麦籽粒、颖壳、叶和根部 Cd 含量均显著降低,降幅为 50.8% ~ 58.7%、46.7% ~ 54.2%、22.6% ~ 39.7% 和 21.7% ~ 23.8%,茎中 Cd 含量较对照有所降低,但未达显著水平. 复合材料 LS 各处理小麦籽粒、颖壳、茎中 Cd 含量与对照相比均无显著变化,叶片中 Cd 含量均有所增加,其中 LS1、LS2 和 LS4 处理达显著水平,LS3 和 LS4 处理小麦根中 Cd 含量显著高于对照,增幅为 20.4% 和 15.3%. 复合材料 LB 各处理小麦茎、叶中 Cd 含量与对照相比均显著增加,增幅为 26.4% ~ 33.1% 和 10.1% ~ 44.2%,LB4 和 LB5 处理小麦籽粒、根中 Cd 含量均显著增加,LB1 处理小麦籽粒 Cd 含量显著低于对照,各处理颖壳 Cd 含量较对照无显著变化. 小麦各部位 Cd 含量差异明显,基本表现为根 > 茎、叶 > 颖壳 > 籽粒.

2.3.2 不同配比复合材料对 Cd 在小麦各部位累积和转运的影响

由表 4 可知,与对照(CK)相比,复合材料 SC 各处理显著降低了小麦各部位的 BCF,降幅为 68.2% ~ 77.3(籽粒)、26.3% ~ 71.1%(颖壳)、31.7% ~ 49.2%(茎)、24.3% ~ 62.9%(叶)和 12.0% ~ 54.2%(根). 与对照(CK)相比,复合材料 LS 中 LS1 处理小麦籽粒和根的BCF显著降低了31.8%

表 3 不同配比复合材料对小麦各部位 Cd 含量的影响

Table 3 Effects of composite materials in different proportions on Cd contents in wheat organs

处理	籽粒/mg·kg⁻¹	颖壳/mg·kg⁻¹	茎/mg·kg⁻¹	叶/mg·kg⁻¹	根/mg·kg⁻¹
CK	0.63 ± 0.07a	1.07 ± 0.20a	1.78 ± 0.27a	1.99 ± 0.31a	2.35 ± 0.05a
SC1	0.63 ± 0.01a	0.82 ± 0.02b	1.28 ± 0.16b	1.56 ± 0.06b	2.17 ± 0.16a
SC2	0.26 ± 0.06b	0.57 ± 0.09c	1.57 ± 0.27ab	1.28 ± 0.20b	1.82 ± 0.19b
SC3	0.31 ± 0.04b	0.49 ± 0.12c	1.60 ± 0.14ab	1.53 ± 0.23b	1.79 ± 0.19b
SC4	0.30 ± 0.06b	0.49 ± 0.06c	1.50 ± 0.17ab	1.54 ± 0.06b	1.84 ± 0.13b
CK	0.63 ± 0.07ab	1.07 ± 0.20a	1.78 ± 0.27a	1.99 ± 0.31c	2.35 ± 0.05b
LS1	0.60 ± 0.05ab	1.06 ± 0.21a	2.25 ± 0.75a	2.63 ± 0.25ab	2.30 ± 0.14b
LS2	0.75 ± 0.10a	1.22 ± 0.09a	2.37 ± 0.32a	2.94 ± 0.41a	2.36 ± 0.27b
LS3	0.57 ± 0.06b	1.11 ± 0.27a	2.16 ± 0.29a	2.25 ± 0.12bc	2.83 ± 0.12a
LS4	0.67 ± 0.10ab	1.03 ± 0.14a	2.08 ± 0.25a	2.78 ± 0.05a	2.71 ± 0.12a
CK	0.63 ± 0.07bc	1.07 ± 0.20ab	1.78 ± 0.27b	1.99 ± 0.31c	2.35 ± 0.05bc
LB1	0.36 ± 0.05d	0.93 ± 0.19b	2.25 ± 0.05a	2.19 ± 0.15b	2.08 ± 0.31c
LB2	0.59 ± 0.06c	1.33 ± 0.17a	2.29 ± 0.19a	2.56 ± 0.25ab	2.57 ± 0.10ab
LB3	0.65 ± 0.05bc	1.21 ± 0.12ab	2.37 ± 0.27a	2.63 ± 0.09ab	2.61 ± 0.26ab
LB4	0.73 ± 0.03b	1.18 ± 0.27ab	2.34 ± 0.15a	2.61 ± 0.39ab	2.89 ± 0.10a
LB5	0.83 ± 0.07a	1.37 ± 0.16a	2.35 ± 0.15a	2.87 ± 0.31a	2.97 ± 0.30a

和 31.3%，LS2 处理根的 BCF 显著降低了 25.3%，各处理小麦颖壳、茎、叶的 BCF 均无显著变化. 复合材料 LB 中 LB1 处理小麦籽粒、根的 BCF 显著低于对照，而 LB5 处理小麦籽粒、叶、根的 BCF 均显著高于对照，各处理小麦颖壳、茎中 BCF 无显著变化. 小麦各部位对 Cd 富集能力表现为根 > 叶 > 茎 > 颖壳 > 籽粒.

由表 4 可知，与对照(CK)相比，复合材料 SC 中 SC2、SC3 和 SC4 处理小麦茎叶到颖壳的 TF 显著降低，降幅为 25.0%、42.9% 和 42.9%，各处理小麦根到茎叶、颖壳到籽粒的 TF 无显著变化. 复合材料 LS 中各处理根到茎叶的 TF 均增加，其中 LS1、LS2、LS4 处理达显著水平，增幅为 32.9%、37.5% 和 14.6%；LS4 处理茎叶到颖壳的 TF 显著低于对照，各处理颖壳到籽粒的 TF 均无显著变化. 复合材料 LB 中 LB1 处理小麦根到茎叶的 TF 显著增加，增幅为 31.7%，颖壳到籽粒的 TF 显著降低，降幅为 33.3%，各处理茎叶到颖壳的 TF 无显著变化. 小麦各部位对 Cd 迁移转运能力表现为根 > 颖壳 > 茎叶.

表 4　不同处理下小麦各部位的生物富集系数(BCF)和转运系数(TF)

Table 4　Biological concentration factors (BCF) and translocation factors (TF) of wheat organs under different treatments

处理	BCF					TF		
	籽粒	颖壳	茎	叶	根	根到茎叶	茎叶到颖壳	颖壳到籽粒
CK	0.22 ± 0.03a	0.38 ± 0.07a	0.63 ± 0.10a	0.70 ± 0.11a	0.83 ± 0.02a	0.82 ± 0.12a	0.56 ± 0.04a	0.60 ± 0.05ab
SC1	0.21 ± 0.01a	0.28 ± 0.01b	0.43 ± 0.05b	0.53 ± 0.02b	0.73 ± 0.05b	0.68 ± 0.09a	0.56 ± 0.06a	0.77 ± 0.04a
SC2	0.05 ± 0.01b	0.12 ± 0.02c	0.32 ± 0.05b	0.26 ± 0.04c	0.38 ± 0.05c	0.77 ± 0.20a	0.42 ± 0.10b	0.47 ± 0.08b
SC3	0.07 ± 0.01b	0.11 ± 0.04c	0.36 ± 0.05b	0.34 ± 0.05c	0.40 ± 0.07c	0.88 ± 0.09a	0.32 ± 0.09b	0.64 ± 0.08ab
SC4	0.07 ± 0.01b	0.11 ± 0.01c	0.35 ± 0.04b	0.36 ± 0.02c	0.43 ± 0.02c	0.84 ± 0.10a	0.32 ± 0.04b	0.63 ± 0.19ab
CK	0.22 ± 0.03a	0.38 ± 0.07a	0.63 ± 0.10a	0.70 ± 0.11ab	0.83 ± 0.02a	0.82 ± 0.12c	0.56 ± 0.04a	0.60 ± 0.05a
LS1	0.15 ± 0.01c	0.26 ± 0.05a	0.56 ± 0.19a	0.65 ± 0.07ab	0.57 ± 0.04b	1.09 ± 0.08a	0.43 ± 0.10ab	0.58 ± 0.08a
LS2	0.20 ± 0.03ab	0.32 ± 0.02a	0.62 ± 0.08a	0.77 ± 0.10ab	0.62 ± 0.06b	1.16 ± 0.04a	0.45 ± 0.06ab	0.62 ± 0.12a
LS3	0.16 ± 0.02bc	0.30 ± 0.08a	0.59 ± 0.09a	0.62 ± 0.04b	0.77 ± 0.05a	0.79 ± 0.04c	0.50 ± 0.09ab	0.53 ± 0.08a
LS4	0.19 ± 0.03abc	0.30 ± 0.04a	0.6 ± 0.06a	0.80 ± 0.01a	0.78 ± 0.03a	0.94 ± 0.01b	0.41 ± 0.04b	0.65 ± 0.07a
CK	0.22 ± 0.03b	0.38 ± 0.07ab	0.63 ± 0.10a	0.70 ± 0.11b	0.83 ± 0.02b	0.82 ± 0.12b	0.56 ± 0.04a	0.60 ± 0.05ab
LB1	0.11 ± 0.02d	0.29 ± 0.06b	0.70 ± 0.01a	0.68 ± 0.06b	0.65 ± 0.09c	1.08 ± 0.18a	0.42 ± 0.08a	0.40 ± 0.11c
LB2	0.18 ± 0.02bc	0.41 ± 0.06a	0.71 ± 0.06a	0.79 ± 0.07b	0.79 ± 0.03b	0.96 ± 0.07ab	0.55 ± 0.08a	0.45 ± 0.10bc
LB3	0.20 ± 0.01bc	0.37 ± 0.04ab	0.74 ± 0.08a	0.81 ± 0.03ab	0.81 ± 0.08b	0.98 ± 0.12ab	0.48 ± 0.03a	0.55 ± 0.09abc
LB4	0.22 ± 0.01b	0.36 ± 0.07ab	0.72 ± 0.04a	0.80 ± 0.14ab	0.89 ± 0.06b	0.87 ± 0.05b	0.48 ± 0.15a	0.63 ± 0.14a
LB5	0.28 ± 0.01a	0.46 ± 0.04a	0.80 ± 0.05a	0.97 ± 0.07a	1.00 ± 0.08a	0.91 ± 0.04ab	0.51 ± 0.03a	0.62 ± 0.05ab

2.4　不同配比复合材料对小麦生物量及产量的影响

由图 2 可知，与对照(CK)相比，复合材料 SC 各处理均显著增加了小麦地上部生物量，其中 SC2 处理增幅最大，SC1 处理小麦地下部生物量显著高于对照，SC2 处理较对照显著增产 56.4%，其余处理均无显著变化. 复合材料 LS 各处理小麦产量均增加，其中 LS3 处理达显著水平，增产了 51.2%，LS2 处理小麦地下部生物量显著低于对照，各处理小麦地上部生物量无显著变化. 复合材料 LB 各处理小麦地下部生物量均显著降低，LB1 处理小麦地上部生物量显著降低，各处理小麦产量均增加，其中 LB3、LB4 和 LB5 处理达显著水平，分别增产 50.9%、51.2% 和 39.7%.

2.5　土壤基本理化性质、有效态 Cd 含量与小麦各部位 Cd 含量之间的相关性

图 3(a)为添加复合材料后，土壤有效态 Cd(y)与土壤 pH 值(x)的回归分析($n = 13$)，结果表明，土壤有效态 Cd 与土壤 pH 存在极显著的负线性相关关系，相关系数为 −0.932. 随着土壤 pH 的升高，有效态 Cd 含量下降，说明 pH 变化是影响土壤有效态 Cd 含量的一个重要因素. 图 3(b)为添加复合材料后，小麦籽粒 Cd(y)与土壤有效态 Cd(x)的回归分析($n = 13$)，结果表明，小麦籽粒 Cd 与土壤有效态 Cd 存在极显著的正线性相关关系，相关系数为 0.778，说明通过降低土壤有效态 Cd 含量，可有效抑制小麦籽粒对 Cd 的吸收.

由表 5 可知，土壤有效态 Cd 含量与小麦各部位 Cd 含量呈显著正相关，相关系数在 0.593 ~ 0.817 之间，且与小麦籽粒、颖壳 Cd 含量达极显著水平. 土壤 pH 值与小麦各部位 Cd 含量呈显著负相关关系，与土壤有效态 Cd 含量呈极显著负相关，相关系数为 0.902. 小麦各部位 Cd 含量之间也存在显著或极显著正相关关系. 此外，有机质、CEC 与土壤有效态 Cd 含量、小麦各部位 Cd 含量均不存在显著相关关系.

表 5 土壤基本理化性质、有效态 Cd 以及小麦各部位 Cd 的相关系数

Table 5 Correlation coefficients of physical and chemical properties of soil, available Cd, and Cd in wheat organs

	土壤有效态 Cd	pH	有机质	CEC	籽粒 Cd	颖壳 Cd	茎 Cd	叶 Cd	根 Cd
土壤有效态 Cd	1								
pH	−0.902**	1							
有机质	0.325	−0.283	1						
CEC	−0.238	0.363	−0.126	1					
籽粒 Cd	0.711**	−0.658*	0.301	−0.248	1				
颖壳 Cd	0.817**	−0.891**	0.261	−0.410	0.864**	1			
茎 Cd	0.593*	−0.801**	0.139	−0.226	0.582*	0.831**	1		
叶 Cd	0.630*	−0.752**	0.089	−0.217	0.805**	0.885**	0.908**	1	
根 Cd	0.622*	−0.686**	0.247	−0.371	0.846**	0.871**	0.709**	0.793**	1

1) * 表示显著相关($P<0.05$), * * 表示极显著相关($P<0.01$), $n=14$

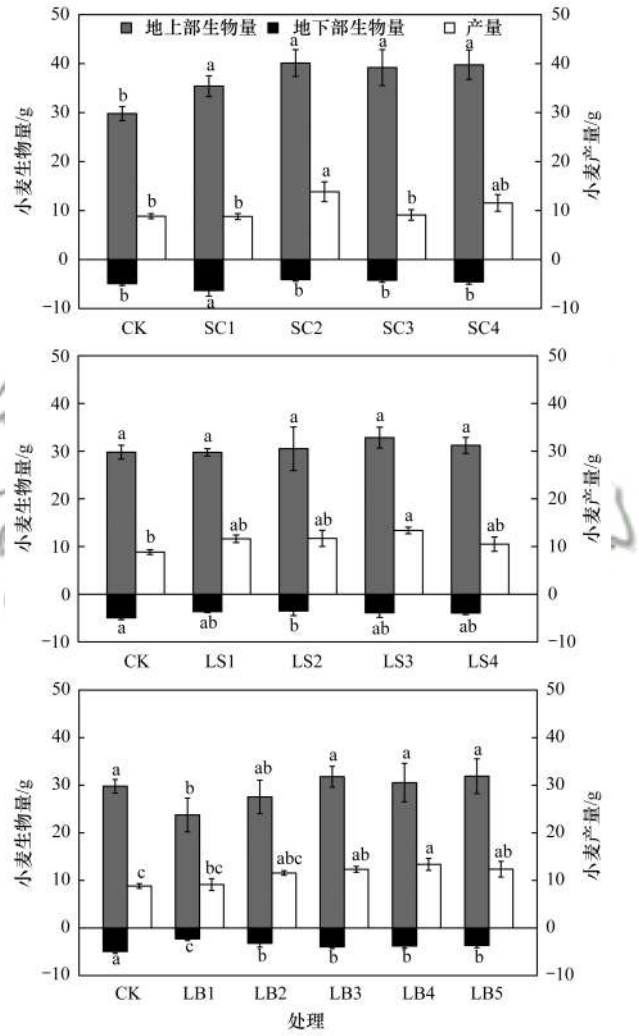

图 2 不同配比复合材料对小麦生物量及产量的影响

Fig. 2 Effects of composite materials in different proportions on biomass and yield of wheat

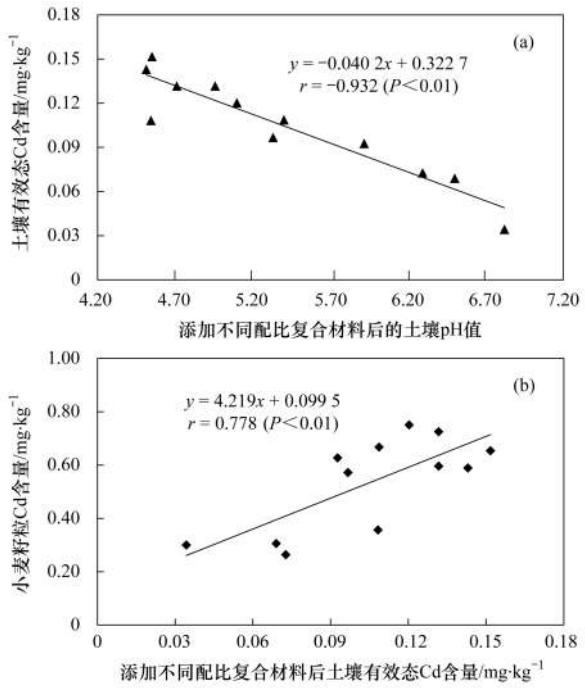

图 3 土壤有效态 Cd 与小麦籽粒 Cd、土壤 pH 值的相关关系

Fig. 3 Correlation analysis of soil available Cd, grain Cd, and soil pH

3 讨论

3.1 不同配比复合材料对土壤基本理化性质及 Cd 生物有效性的影响

本研究表明,添加复合材料 SC 和 LS 显著增高了土壤 pH 值(表 2),原因是复合材料 SC 和 LS 均含有石灰成分,对土壤 pH 有显著提升作用;复合材料 SC 对土壤 pH 值作用效果优于 LS,可能与复合材料 SC 中石灰与有机肥配施有关. 冉洪珍等[27]的研究发现, 有机肥与石灰配施提高土壤 pH 效果要优于单施石灰. 本研究中复合材料 LS 提高土壤 pH 效果优于 LB,这是由于硫酸亚铁在土壤中被氧化成三价铁,并产生 H^+,导致的土壤 pH 下降[28];且陶祥运等[29]的研究发现,添加改良剂用量等量时,石灰提高土壤 pH 值的效果明显高于生物炭. 因此,石灰配施硫酸亚铁对土壤 pH 的提高效果优于生物炭配施硫酸亚铁.

3 种复合材料显著降低了土壤有效态 Cd 含量(图 1),说明复合材料的添加对土壤 Cd 的固定有显著成效,且 3 种复合材料的固 Cd 效果表现为复合材料 SC > LS > LB,原因是复合材料 SC 中含有牛骨粉、动物血粉、酵素菌有机肥等材料. 牛骨粉的主要成分是 $Ca_3(PO_4)_2$ 和 $CaHPO_4$,可与 Cd^{2+} 生成磷

酸盐沉淀降低土壤溶液中 Cd^{2+} 含量，同时磷酸钙等物质可直接通过表面吸附降低土壤 Cd 的可迁移性和生物有效性[30]. 许剑臣等[31]的研究表明 1% 蛭石和 1% 骨粉的混合添加能降低土壤中有效态 Cd 含量，相比对照组在第 42 d 有效态 Cd 含量降低了 40.52%. 动物血粉干燥后蛋白含量高达 80% 以上，其蛋白中的巯基、羧基具有较强的离子结合能力，尤其是巯基的结合力极强，可结合极低浓度的无机离子[32]，同时血液经过干燥、粉碎后，蛋白质收缩、并成为多孔细小颗粒，增加了比表面积，对重金属离子的吸附作用也起到辅助作用. 酵素菌有机肥含有丰富的有机质，可改善并提高农田土壤肥力，且其中的有益微生物与重金属 Cd 有很强的亲和性，可与 Cd 形成不溶性 Cd-有机复合物而减少土壤中重金属 Cd 有效态含量，降低其生物有效性. 复合材料 LS 固定 Cd 效果优于复合材料 LB 的表现为：复合材料 LS 中各处理土壤有效态 Cd 含量降幅范围为 48.1% ~29.4%，复合材料 LB 中各处理降幅范围为 42.2% ~18.7%，因为复合材料 LS 提高土壤 pH 效果优于 LB，倪中应等[33]研究发现石灰提高土壤 pH 值的效果明显高于等量生物炭作用效果，且 pH 又是影响土壤 Cd 生物有效性的重要因子，因此对土壤有效态 Cd 的固定效果也相一致.

3.2　不同配比复合材料对 Cd 在小麦各部位中的累积分布及迁移转化的影响

本研究表明，Cd 在小麦不同部位累积分布为根 > 叶 > 茎 > 颖壳 > 籽粒（表 3），这与 Shi 等[34]的研究结果相一致，这可能是由于 Cd 从土壤溶液进入根细胞，通过转运蛋白经过木质部运输到茎叶部位，当谷粒进行灌浆时，再通过韧皮部将茎叶中的 Cd 转运至籽粒中[35]；在整个生长阶段，根系与茎叶部位新陈代谢旺盛，重金属积蓄量大，而使颖壳、籽粒部位重金属积蓄量相对较小. 本研究结果显示，添加复合材料 LS 和 LB 后，小麦籽粒 Cd 含量并无显著降低，部分 LB 处理小麦 Cd 含量显著增加（表 3），而土壤有效态 Cd 含量却显著降低，这一结果与多数研究相反[36]. 这是由于小麦各部位吸收累积了一定量的 Cd，使土壤有效态 Cd 有所降低；另一方面可能是复合材料 LS 与 LB 中的亚铁离子被水解氧化为三价铁形成铁氧化物沉淀，并产生大量氢离子[28]，致使土壤 pH 出现短暂下降，土壤中部分 Cd 离子活性和移动性增强. 本试验种植前，土壤平衡老化时间相对较短，而相关文献表明土壤重金属老化需 60 ~100 d 左右[37]，此时土壤中 Cd 活性还未达到较稳定的状态，因此小麦播种后，随着小麦植株及根系的生长，吸收营养元素的同时累积了 Cd 元素，经小麦内部转运系统的运输使得小麦籽粒中 Cd 含量增加.

本研究表明，小麦各部位对 Cd 的转运能力基本为根 > 颖壳 > 茎叶，这可能是因为分蘖期小麦根、茎、叶部位生长代谢旺盛，重金属积累量迅速上升达到最大，随时间的延续，根部积累的重金属含量逐渐降低；茎、叶部的重金属含量在拔节期后向上运输至新叶、茎节中，随着茎叶部位对重金属的代谢机制弱化[34]，重金属在茎叶部逐渐积累；在灌浆期小麦籽粒吸收营养物质同时也积累了少量重金属. 小麦根中的转运蛋白如 IRT1、ZNT1、AtNRAMP1 和 AtNRAMP4 等运送阳离子至细胞质中，进入植物体内的 Cd 大部分与蛋白质形成复合物不易向上转运[38]，导致根中重金属滞留量多于其他部位.

3.3　不同配比复合材料对小麦生物量及产量的影响

本研究表明，添加复合材料 SC 显著增加了小麦地上部生物量，原因可能是复合材料 SC 中含有蚯蚓粪、有机肥、硅钙镁钾肥、硫基复合肥这些高养分的物质，在土壤中经微生物的活动分解转化形成能促进作物生长发育的营养物质（特别是 P、K 及微量元素），使得作物根系生长旺盛，对养分吸收能力提高[39]；同时可增强作物的光合作用，增加叶绿素含量，使干物质积累增多. 但相比对照，只有 SC2 处理产量显著增加，其余处理产量无显著变化，因为复合材料 SC 中养分充足使小麦分蘖过多（每株 4 ~6 蘖），而小麦拔节期生长过快、营养不集中，导致籽粒灌浆期营养物质累积少，籽粒不饱满，产量无明显变化. 本试验中，添加复合材料 LS 显著增加了 LS3 处理小麦产量，显著降低了 LS2 处理地下部生物量，这可能是由于 LS3 处理土壤有效态 Cd 含量降幅最大，其对小麦的毒害作用相对减弱，进而改善了作物生长条件，使得产量增加. 添加复合材料 LB 均显著降低了小麦地下部生物量，除 LB1 处理小麦地上部生物量均显著降低外，其余处理均无显著变化，原因可能是在小麦生长初期，复合材料作用效果缓慢，土壤 Cd 生物有效性相对较高，使得大量的金属元素富集于根部，因此对作物根部生长有一定的抑制作用；添加复合材料 LB 使得 LB3、LB4 和 LB5 处理小麦产量显著增加了 39.6% ~51.2%，原因可能是生物炭有较强的吸附能力和较高的 pH，通过吸附或沉淀作用而降低土壤溶液中重金属浓度以及重金属离子的活性，减少重金属的毒害作用[40]，从而达到提高产量的目的.

3.4　土壤基本理化性质、有效态 Cd 含量与小麦各部位 Cd 含量之间的相关关系

相关性分析显示，土壤 pH 值与小麦各部位 Cd 含量呈显著负相关关系，且与土壤有效态 Cd 存在显

著的负线性相关关系,这一结果与冉洪珍等[27]的研究相一致,pH 越高,土壤有效态 Cd 含量越低,小麦各部位吸收重金属 Cd 越少,说明土壤 pH 是影响土壤 Cd 形态和有效性的重要因子[41]和控制小麦各部位中 Cd 积累的关键因素. 土壤有效态 Cd 含量与小麦各部位 Cd 含量呈显著正相关,且与小麦籽粒 Cd 存在显著线性相关关系,这说明土壤重金属 Cd 的生物有效性可以有效反映小麦各部位中 Cd 的积累关系. 总而言之,添加复合材料后土壤 pH 值升高首先会引起土壤有效态 Cd 含量降低,从而进一步抑制作物根对 Cd 的吸收及其向作物地上部迁移.

4 结论

(1)3 种复合材料均降低了土壤有效态 Cd 含量,固 Cd 效果为复合材料 SC > 复合材料 LS > 复合材料 LB;3 种复合材料均降低了土壤 pH 值,作用效果复合材料 SC > 复合材料 LS > 复合材料 LB.

(2)Cd 在小麦各部位的分布累积规律为根 > 叶 > 茎 > 颖壳 > 籽粒,小麦各部位对 Cd 的转运能力表现为根 > 颖壳 > 茎叶.

(3)与对照相比,添加 0.67% 的 SC 显著增产 56.4%,添加 0.67% 的 LS 显著增产 51.2%;添加复合材料 LB 显著增产 39.6% ~51.2%.

(4)相关分析表明,土壤 pH 值与小麦各部位 Cd 含量呈显著负相关,且与土壤有效态 Cd 存在显著的负线性相关关系;土壤有效态 Cd 含量与小麦各部位 Cd 含量呈显著正相关,且与小麦籽粒 Cd 存在显著线性相关关系;同时,小麦各部位镉含量之间也存在显著或极显著正相关关系.

(5)综合考虑,添加 0.93% 的 SC 修复效果最优.

参考文献:

[1] 陈卫平, 谢天, 李笑诺, 等. 中国土壤污染防治技术体系建设思考[J]. 土壤学报, 2018, **55**(3): 557-568.
Chen W P, Xie T, Li X N, *et al*. Thinking of construction of soil pollution prevention and control technology system in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, **55**(3): 557-568.

[2] 杨阳, 陈卫平, 李艳玲, 等. 基于不确定性分析的土壤-水稻系统镉污染综合风险评估[J]. 环境科学, 2016, **37**(12): 4800-4805.
Yang Y, Chen W P, Li Y L, *et al*. Comprehensive risk evaluation of cadmium in soil-rice system based on uncertainty analysis[J]. Environmental Science, 2016, **37**(12): 4800-4805.

[3] Huang Y, Wang L Y, Wang W J, *et al*. Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: a meta-analysis[J]. Science of the Total Environment, 2019, **651**: 3034-3042.

[4] 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). http://www.ndrc.gov.cn/fzgggz/ncjj/zhdt/201404/t20140418_607888.html.

[5] Wu G, Kang H B, Zhang X Y, *et al*. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, **174**(1-3): 1-8.

[6] 国务院. 土壤污染防治行动计[EB/OL]. (2016-05-31). http://www.gov.cn/xinwen/2016-05/31/content_5078467.htm.

[7] 李松. 汉中市土壤养分空间变异及耕地地力评价研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2016. 6-9.
Li S. Study on spatial variability of soil nutrients and quantitative evaluation of cultivated land fertility in Hanzhong[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2016. 6-9.

[8] Xiao R, Guo D, Ali A, *et al*. Accumulation, ecological-health risks assessment, and source apportionment of heavy metals in paddy soils: a case study in Hanzhong, Shaanxi, China[J]. Environmental Pollution, 2019, **248**: 349-357.

[9] 邢金, 峰仓龙, 任静华. 重金属污染农田土壤化学钝化修复的稳定性研究进展[J]. 土壤, 2019, **51**(2): 224-234.
Xing J, Feng C L, Ren J H. Remediation stability of in situ chemical immobilization of heavy metals contaminated soil: a review[J]. Soils, 2019, **51**(2): 224-234.

[10] 胡红青, 黄益宗, 黄巧云, 等. 农田土壤重金属污染化学钝化修复研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, **23**(6): 1676-1685.
Hu H Q, Huang Y Z, Huang Q Y, *et al*. Research progress of heavy metals chemical immobilization in farm land[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, **23**(6): 1676-1685.

[11] 陈卫平, 杨阳, 谢天, 等. 中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策[J]. 土壤学报, 2018, **55**(2): 261-272.
Chen W P, Yang Y, Xie T, *et al*. Challenges and countermeasures for heavy metal pollution control in farmlands of China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, **55**(2): 261-272.

[12] 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[J]. 土壤通报, 2016, **47**(3): 725-729.
Wang T, Li H M, Shi X Y. Analysis on evaluation system of remediation effectiveness in farmland soil contaminated by heavy metals[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2016, **47**(3): 725-729.

[13] Liu L W, Li W, Song W P, *et al*. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability[J]. Science of the Total Environment, 2018, **633**: 206-219.

[14] Khalid S, Shahid M, Niazi N K, *et al*. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2017, **182**: 247-268.

[15] Wiszniewska A, Hanus-Fajerska E, Muszyńska E A, *et al*. Natural organic amendments for improved phytoremediation of polluted soils: a review of recent progress[J]. Pedosphere, 2016, **26**(1): 1-12.

[16] Rizwan M, Ali S, Abbas T, *et al*. Cadmium minimization in wheat: a critical review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, **130**(8): 43-53.

[17] 高瑞丽, 唐茂, 付庆灵, 等. 生物炭、蒙脱石及其混合添加对复合污染土壤中重金属形态的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(1): 361-367.
Gao R L, Tang M, Fu Q L, *et al*. Fractions transformation of heavy metals in compound contaminated soil treated with biochar, montmorillonite and mixed addition[J]. Environmental Science, 2017, **38**(1): 361-367.

[18] 方至萍, 廖敏, 张楠, 等. 施用海泡石对铅、镉在土壤-水稻系统中迁移与再分配的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(7): 3028-3035.
Fang Z P, Liao M, Zhang N, *et al*. Effect of sepiolite application

on the migration and redistribution of Pb and Cd in soil rice system in soil with Pb and Cd combined contamination[J]. Environmental Science, 2017, **38**(7): 3028-3035.

[19] 王英杰, 邹佳玲, 杨文弢, 等. 组配改良剂对稻田系统 Pb、Cd 和 As 生物有效性的协同调控[J]. 环境科学, 2016, **37**(10): 4004-4010.
Wang Y J, Zou J L, Yang W T, *et al*. Synergetic control of bioavailability of Pb, Cd and As in the rice paddy system by combined amendments[J]. Environmental Science, 2016, **37**(10): 4004-4010.

[20] 周航, 周歆, 曾敏, 等. 2 种组配改良剂对稻田土壤重金属有效性的效果[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(2): 437-444.
Zhou H, Zhou X, Zeng M, *et al*. Effects of two combined amendments on heavy metal bioaccumulation in paddy soil[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(2): 437-444.

[21] 吴玉红, 郝兴顺, 田霄鸿, 等. 秸秆还田对汉中盆地稻田土壤有机碳组分、碳储量及水稻产量的影响[J]. 水土保持学报, 2017, **31**(4): 325-331.
Wu Y H, Hao X S, Tian X H, *et al*. Effect of straw returning on the contents of soil organic carbon fractions, carbon storage and crop yields of paddy field in Hanzhong Basin[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017, **31**(4): 325-331.

[22] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[23] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 科学出版杜, 1983.

[24] 肖振林, 王果, 黄瑞卿, 等. 酸性土壤中有效态镉提取方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, **27**(2): 795-800.
Xiao Z L, Wang G, Huang R Q, *et al*. Extraction method for available cadmium in acid soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, **27**(2): 795-800.

[25] 林海, 靳晓娜, 董颖博, 等. 膨润土对不同类型农田土壤重金属形态及生物有效性的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(2): 945-952.
Lin H, Jin X N, Dong Y B, *et al*. Effects of bentonite on chemical forms and bioavailability of heavy metals in different types of farmland soils[J]. Environmental Science, 2019, **40**(2): 945-952.

[26] 吴玉俊, 周航, 朱维, 等. 碳酸钙和海泡石组配对水稻中 Pb 和 Cd 迁移转运的影响[J]. 环境工程学报, 2015, **9**(8): 4047-4054.
Wu, J X, Zhou H, Zhu W, *et al*. Effects of combined amendment (limestone + sepiolite) on translocation of Pb and Cd in rice[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, **9**(8): 4047-4054.

[27] 冉洪珍, 郭朝晖, 肖细元, 等. 改良剂连续施用对农田水稻 Cd 吸收的影响[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(3): 1117-1123.
Ran H Z, Guo Z H, Xiao X Y, *et al*. Effects of continuous application of soil amendments on cadmium availability in paddy soil and uptake by rice[J]. China Environmental Science, 2019, **39**(3): 1117-1123.

[28] Yu H Y, Liu C P, Zhu J S, *et al*. Cadmium availability in rice paddy fields from a mining area: The effects of soil properties highlighting iron fractions and pH value[J]. Environmental Pollution, 2016, **209**: 38-45.

[29] 陶祥运, 李磊明, 刘小红, 等. 白云石和硫酸亚铁复配对城市污泥中重金属形态分布及生物有效性的影响[J]. 环境工程学报, 2018, **12**(2): 654-662.
Tao Y X, Li L M, Liu X H, *et al*. Effect of dolomite-ferrous sulfate complex on speciation distribution and bioavailability of heavy metals in municipal sludge[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, **12**(2): 654-662.

[30] Liu J, Zhu R L, Liang X L, *et al*. Synergistic adsorption of Cd(Ⅱ) with sulfate/phosphate on ferrihydrite: an in situ ATR-FTIR/2D-COS study[J]. Chemical Geology, 2018, **447**: 12-21.

[31] 许剑臣, 李晔, 肖华锋, 等. 改良剂对重金属复合污染土壤的修复效果[J]. 环境工程学报, 2017, **11**(12): 6511-6517.
Xu J C, Li Y, Xiao H F, *et al*. Effect of amendments on remediation of heavy metal compound contaminated soil[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, **11**(12): 6511-6517.

[32] 李思彤, 舒芳芳, 王楠, 等. 血粉对废水中镉离子的高效去除效应[J]. 环境工程学报, 2017, **11**(9): 5001-5006.
Li S T, Shu F F, Wang N, *et al*. High efficient removal effect of Cd^{2+} from wastewater by adsorption onto blood powder[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, **11**(9): 5001-5006.

[33] 倪中应, 章明奎. 生物炭配施石灰降低稻米镉和铅积累的效果[J]. 中国农学通报, 2018, **34**(2): 54-59.
Ni Z Y, Zhang M K. Combined application of biochar and lime: effect on reducing cadmium and lead accumulation in rice[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2018, **34**(2): 54-59.

[34] Shi G L, Li D J, Wang Y F, *et al*. Accumulation and distribution of arsenic and cadmium in winter wheat (Triticum aestivum L.) at different developmental stages[J]. Science of the Total Environment, 2019, **667**: 532-539.

[35] 王凯, 徐世龙, 杨远柱. 水稻镉吸收与转运机理研究进展[J]. 作物研究, 2014, **28**(8): 926-930.

[36] 左静, 陈德, 郭虎, 等. 小麦秸秆生物质炭对旱地土壤铅镉有效性及小麦、玉米吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, **36**(6): 1133-1140.
Zuo J, Chen D, Guo H, *et al*. Effects of biochar on Cd Pb availability and uptake by maize and wheat in upland soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, **36**(6): 1133-1140.

[37] 郑顺安. 我国典型农田土壤中重金属的转化与迁移特征研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2010. 53-71.
Zheng S A. Studies on the transformation and transport of heavy metals in typical Chinese agricultural soils[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2010. 53-71.

[38] 高卓, 李舒琦, 武文飞, 等. 污泥堆肥对黄土-小麦系统中镉生物有效性的影响[J]. 土壤, 2018, **50**(4): 746-754.
Gao Z, Li S Q, Wu W F, *et al*. Effect of sludge compost on Cd bioavailability in loess-wheat system[J]. Soils, 2018, **50**(4): 746-754.

[39] Wang F, Wang Z H, Kou C L, *et al*. Responses of wheat yield, macro-and micro-nutrients, and heavy metals in soil and wheat following the application of manure compost on the north China Plain[J]. PLoS One, 2016, **11**(1): e0146453.

[40] Zhan F D, Zeng W Z, Yuan X C, *et al*. Field experiment on the effects of sepiolite and biochar on the remediation of Cd-and Pb-polluted farmlands around a Pb-Zn mine in Yunnan Province, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, **26**(8): 7743-7751.

[41] 何俊, 王学东, 陈世宝, 等. 典型污灌区土壤中 Cd 的形态、有效性及其影响因子[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(10): 3056-3063.
He J, Wang X D, Chen S B, *et al*. The forms, bioavailability of Cd in soils of typical sewage irrigation fields in northern China and its control factors[J]. China Environmental Science, 2016, **36**(10): 3056-3063.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2019

CONTENTS