

基于复合钝化剂施用植物轮作模式对 农田土壤 Cd 和 As 污染的修复

张红娟¹, 吴 兰², 孟祥敏^{2,3}, 许 多², 殷宪强²

(1.杨凌职业技术学院生物工程分院,陕西 杨凌 712100;2.西北农林科技大学资源环境学院,
陕西 杨凌 712100;3.山东省菏泽市成武县委政法委员会,山东 菏泽 274200)

摘要: 镉(Cd)和砷(As)是土壤环境中广泛存在的重金属污染物,具有不可降解性和生物累积性的特点,应及时开展 Cd 和 As 污染的修复工作。研究以湖南中、轻度 Cd 和 As 污染农田土壤为对象,选取当地优势植物。通过田间试验,添加生物炭与纳米零价铁的复合钝化剂,利用不同植物(油菜—蚕豆、玉米—苕麻)配套种植模式,探讨基于复合钝化剂施用植物轮作模式对土壤中 Cd 和 As 污染的修复效果。结果表明:(1)间作种植模式(蚕豆—油菜、玉米—苕麻)更有利于土壤中 Cd 和 As 的固定,试验土壤中 Cd 和 As 的最佳固定效果依次为原供试土壤的 45.19%和 19.00%。(2)复合钝化剂可显著提升农田土壤中 Cd 和 As 的固定效果,当生物炭和纳米零价铁以 53:1 的比例混合配施时,Cd 和 As 的钝化效果最为明显。(3)在间作模式下施加复合钝化剂,可以有效促进 Cd 和 As 污染土壤的修复。研究认为此类方式更适合中、轻度 Cd 和 As 复合污染土壤的修复工程应用。复合钝化剂最佳配比及植物间作模式的使用为 Cd 和 As 复合污染土壤的修复与治理工作提供试验依据和理论支撑。

关键词: Cd; As; 植物轮作; 复合钝化剂

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2022)05-0377-10

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2022.05.046

Remediation of Farmland Soil Contained Cd and As Based on Plant Rotation Pattern with Compound Passivator Application

ZHANG Hongjuan¹, WU Lan², MENG Xiangmin^{2,3}, XU Duo², YIN Xianqiang²

(1.Bioengineering Department, Yangling Vocational and Technical College, Yangling,
Shaanxi 712100; 2.College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100;
3.Political and Law Commission of Chengwu County Party Committee, Heze, Shandong 274200)

Abstract: Cadmium (Cd) and arsenic (As) are the dominant heavy metal pollutants widely existing in the soil environment, which have the characteristics of non-degradability and bioaccumulation. Therefore, remediation of Cd and As pollution should be carried out in time. The study took the farmland soil polluted by medium and light Cd and As in Hunan Province as the object, and selected the local dominant plants. In the field experiment, the compound passivator of biochar and nano-zero-valent iron were added, and the matching planting modes of different plants (rape-broad bean and corn-ramie) were used, and the through the field experiment, the remediation effect of plant rotation and the application of compound passivator on Cd and As pollution in soil was explored. The results showed that: (1) The plant rotation models (fava bean-rape seed, corn-ramie) were more favorable to the fixation of Cd and As in the soil, and the best fixation effect of Cd and As in the test soil was 45.19% and 19.00% of the original soil, respectively. (2) The compound passivator significantly enhanced the fixation of Cd and As in agricultural soil. The passivation effects on Cd and As were the most obvious when biochar and nano-zero-valent iron were applied in the ratio of 53:1. (3) Applying compound passivators in intercropping mode could effectively promote the remediation effect of Cd and

收稿日期:2022-04-12

资助项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0801504)

第一作者:张红娟(1977—),女,副教授,硕士,主要从事微生物资源利用及食品安全检测研究。E-mail:zhanghongjuancn@126.com

通信作者:殷宪强(1977—),男,教授,博士生导师,主要从事新兴污染物及微量元素迁移转化和土壤地下水污染及修复研究。E-mail:xqyin@nwsuaf.edu.cn

As contaminated soil. This method was more suitable for the application of remediation engineering of moderate and light Cd and As contaminated soil. The optimal ratio of compound passivators and the use of intercropping pattern provide an experimental basis and theoretical support for the remediation and treatment of Cd and As contaminated soil.

Keywords: cadmium; arsenic; plant rotation; compound passivator

工、农业的高速发展使我国农田土壤环境中流入大量污染物,其中重金属污染是我国土壤目前面临的最严重环境问题之一。已有研究^[1]认为,农田土壤中重金属超标已成为制约我国农业可持续性发展的首要危害,亟待找到合适的修复手段。根据《全国土壤污染状况调查公报》^[2]显示,全国农田镉(Cd)点位超标率为 7%,为无机污染物首位,而砷(As)的点位超标率为 2.7%。已有研究^[3]认为,这 2 种重金属会被植物吸收、积累和转运。相比单一重金属污染,重金属之间的拮抗作用、加和作用以及协同效应使得复合污染更具普遍性和复杂性,这无疑增加了土壤修复、治理的难度。另外,Cd 和 As 的复合污染的生物有效性对土壤酸碱度和氧化还原点位的反应相反,很难在同样的控制条件内对其同时进行修复^[4]。因此,寻找适应田间重金属修复的治理方案尤为重要。

通过对土壤添加改良剂被认为是经济有效且生态环境友好的修复方式^[5]。土壤重金属钝化的修复材料成本较低、效率显著,环境友好,且适用于大面积污染农田。基于生物炭和纳米零价铁对土壤的修复,是现阶段最有效的土壤改良剂。生物炭具有较高的环境友好性,土壤环境修复和污染处理能力较好^[6]。纳米零价铁则主要通过电子传递的方式,以化学修复的形式将重金属转化为毒性较小的价态^[7]。通过向土壤中添加这 2 种材料,经过吸附、沉淀、络合以及离子交换等一系列物理、化学反应,有效地降低离子的活性从而达到降低土壤中重金属的环境风险^[8]。

相对于常规的物理、化学修复方法,植物对土壤重金属污染的修复更受关注。结合土壤重金属固定技术,植物既能降低离子的活性,又能减少土壤中重金属离子的总量^[9-10]。已有研究^[11-14]揭示了植物对土壤重金属污染的潜在修复作用,野生植物、花卉、牧草以及农作物等多种类型的植物都表现出良好的效果。然而,有研究^[15]认为,植物对土壤重金属污染的修复历时长,且用来修复的植物往往并不具备经济价值。因此,植株类型的选取在实际应用中也受到广泛关注。例如,玉米、油菜、蚕豆以及苕麻等农作物,这些植株不但具有潜在的修复能力,也能带来一定的经济效益。目前,基于农作物对土壤重金属的修复研究大部分停留在盆栽试验和实验室水培研究^[16-17],然而

关于大田的研究却并不多见。通常,野外条件比实验室更为复杂,开展田间试验是对实验室研究成果的最有效检验^[18]。因此,将具体的试验方案实施于大田中是非常必要的。研究认为不同的农艺措施同样会影响土壤的修复效果,因此,根据当地的农作地区实况,可选取不同种植模式同时增强农田的修复效果且保证农民的收入^[19-20]。

本研究以湖南中轻度 Cd 和 As 污染农田为研究对象,选取当地优势植物,研究以生物炭与纳米零价铁作为钝化剂,以蚕豆、油菜、玉米和苕麻(单、间作)这种轮作种植模式来治理农田重金属污染状况。研究探讨了不同种植模式及钝化剂施用对中、轻度 Cd 和 As 复合污染的农田土壤的修复效果,以期修复重金属污染农田提供实际案例参考与技术支持。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验地点位于湖南省长沙浏阳市焦溪镇水稻田,供试土壤采用当地的农田土壤。地区海拔为 42 m,当地年平均温度为 17.1℃,年降水量为 1 500 mm,是南方典型的水稻生产区。土壤类型为第四纪红壤发育的红黄泥水稻土。当地土壤化学性质依次为有机质含量为 27.46 g/kg,全氮含量为 1.95 g/kg,全钾含量为 20.4 g/kg,碱解氮含量为 220 mg/kg,有效磷含量为 23.6 mg/kg,速效钾含量为 196 mg/kg,镉含量为 0.40 mg/kg,砷含量为 55.21 mg/kg。供试植物根据当地大田作物的种植经验及试验期土壤基础肥力状况而定。

1.2 试验方法

通过施用生物炭与纳米零价铁粉对土壤进行修复,试验设置蚕豆单种,油菜单种和蚕豆—油菜间种 3 种植方式(玉米、苕麻同种植方式),每种处理设置 3 个重复。钝化剂的总使用量为 219.96 kg,其中生物炭的总用量为 216.00 kg,平均用量为 222.68 kg/667 m²,纳米零价铁粉总用量为 3.96 kg,平均用量为 6.11 kg/667 m²。试验地农田划分为微小区进行田间试验,可分为 9 行 8 列,共 72 块小区,每块小区面积 12 m²,小区间利用排水沟分区,排水沟宽 40 cm。于每个试验小区种植玉米(黄糯 5 号)、油菜(亮

油 99)、蚕豆(大朋一寸)及苧麻 4 种作物。在耕作区域,玉米和苧麻按照春种秋收制度,即每年 5 月进行玉米和苧麻的种植,在同年 10 月进行收获并对土壤进行采样;油菜和蚕豆按照秋种春收制度,于每年 10 月进行种植,翌年 5 月进行收获并对土壤进行采样。利用农用旋耕机将生物炭、纳米零价铁、化肥与土壤均匀混合机器混匀后,分别采集对照小区和施用改良剂后的土壤样品。

表 1 蚕豆和油菜种植模式及钝化剂施加方案

种植模式				处理模式				
蚕豆	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK
油菜	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3
蚕豆+油菜	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 2	处理 3
油菜	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1
蚕豆+油菜	处理 1	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄
蚕豆	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃
蚕豆+油菜	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂
蚕豆	CK ₂	CK ₃	处理 3	处理 2	处理 3	CK ₄	CK	CK ₁
油菜	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK

表 2 玉米和苧麻种植模式及钝化剂施加方案

种植模式				处理模式				
玉米	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK
苧麻	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3
玉米+苧麻	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 2	处理 3
苧麻	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1
玉米+苧麻	处理 1	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄
玉米	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂	CK ₃
玉米+苧麻	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK	CK ₁	CK ₂
玉米	CK ₂	CK ₃	处理 3	处理 2	处理 3	CK ₄	CK	CK ₁
苧麻	CK ₁	CK ₂	CK ₃	CK ₄	处理 1	处理 2	处理 3	CK

1.3 测定指标

每个小区内取 7 个土样混合。于测定样品前清除土样中的植物根系、凋落物和砂砾等,风干过筛,用于测定 Cd 和 As 浓度。植物样品采集每个处理样品分别取 3 株,待风干后粉碎后测定 Cd 和 As。测定指标包括 0—5,5—10,10—15,15—20 cm 不同土层及 0—20 cm 混合土样中 Cd 和 As 浓度以及地上植物体内的 Cd 和 As 浓度。试验的主要仪器为:火焰/石墨炉原子吸收光谱仪(PinAAcie 900F03040404,美国 PE)和液相原子荧光联用仪(SL—AFS9780,中国海光)。

1.4 数据处理

采用 Excel 2013 软件进行数据整理与分析,采用 Origin 2018 软件进行数据可视化处理。

2 结果与分析

2.1 蚕豆油菜种植模式下不同处理方式对土壤中 Cd 含量变化的影响

试验在 2018—2020 年间对农田土壤中的 Cd 含

本研究单独钝化剂处理分别为:生物炭 2.7 kg(CK₁),生物炭 4.0 kg(CK₂),生物炭 5.3 kg(CK₃),纳米零价铁 0.11 kg(CK₄)。本研究的复合钝化剂处理方式有 3 种,以未处理空白土壤(CK)作对照,处理 1((2.7+0.11) kg,生物炭+纳米零价铁:27 : 1),处理 2((4.0+0.11) kg,生物炭+纳米零价铁:40 : 1),处理 3((5.3+0.11) kg,生物炭+纳米零价铁:53 : 1)。具体处理方式见表 1 和表 2。

量进行测定,分别在 0—5,5—10,10—15,15—20 cm 不同土层及 0—20 cm 混合土样中依次测定。由图 1 可知,处理 3(53 : 1)的土层土壤中 Cd 检出量均大于处理 1(27 : 1)和处理 2(40 : 1)。

表 3 提供了 0—20 cm 的混合土样中,添加不同比例钝化剂及不同种植模式下 Cd、As 含量的变化及固定比例。蚕豆单作下,随 3 种处理的钝化剂的添加,Cd 浓度为对照组的 1.92%~35.01%,油菜单作下,Cd 浓度为对照组的 9.9%~28.47%,蚕豆油菜间作下,Cd 浓度为对照组的 11.83%~45.19%。

该结果表明,处理 3 对土壤中 Cd 的固定效果更佳,其主要原因在于大量的生物炭能够吸附土壤中的重金属,提高土壤的 pH,从而降低了交换态 Cd 的含量。

总体来说,不同比例的钝化剂对农田污染的土壤中重金属的作用效果差异显著,按照 53 : 1 的比例配施对重金属的固定效果最佳。

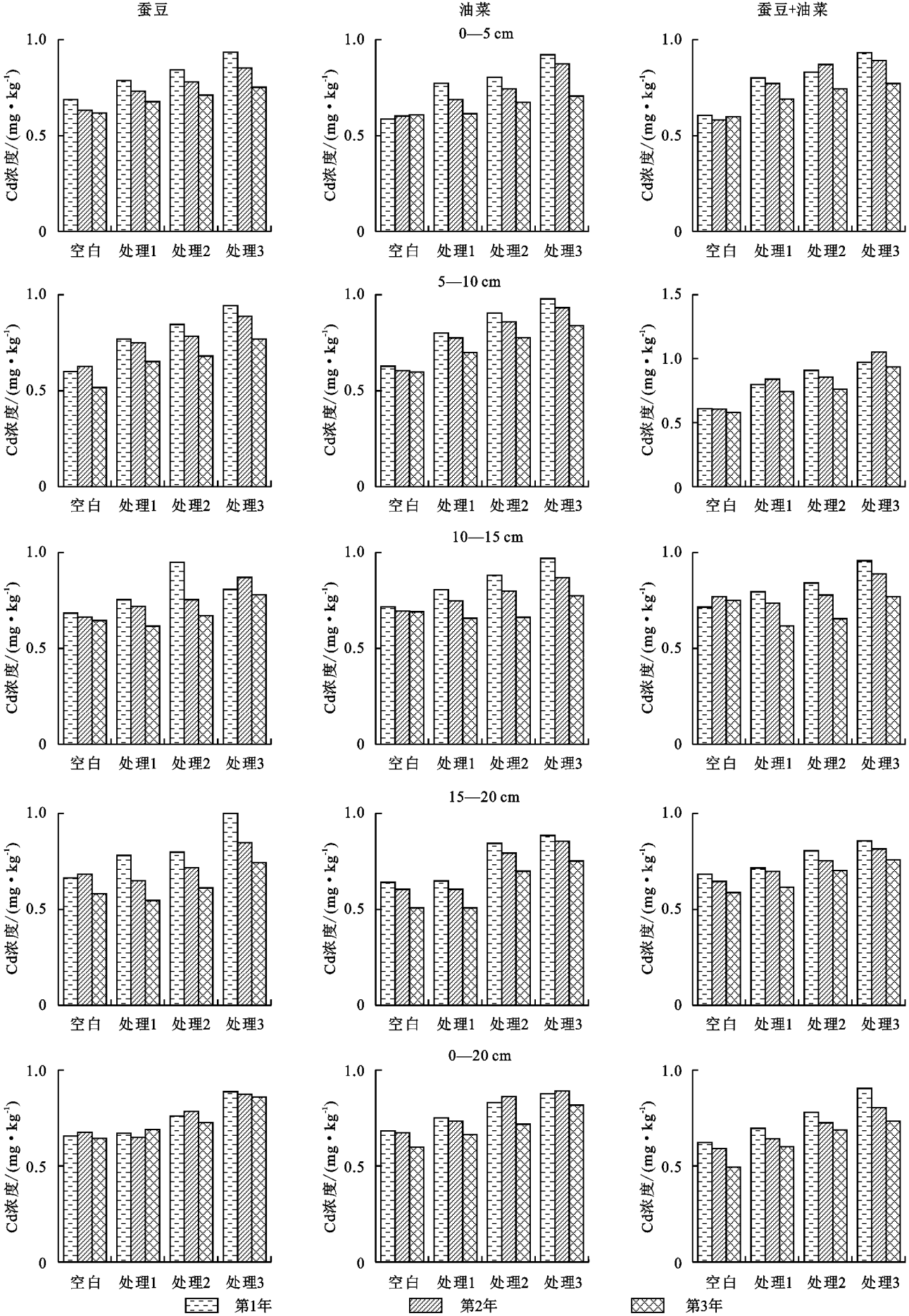


图 1 蚕豆和油菜单间作模式下不同土层中土壤 Cd 含量变化

表 3 在 0—20 cm 的污染土壤中添加不同含量的钝化剂后土壤中镉和砷的含量变化

种植方式		处理	Cd/	As/
			(mg · kg ⁻¹)	(mg · kg ⁻¹)
单作	蚕豆	CK	0.66(1.00)	43.03(1.00)
		处理 1	0.67(1.92)	44.81(4.15)
		处理 2	0.76(15.75)	43.40(0.86)
		处理 3	0.89(35.01)	47.96(11.46)
	油菜	对照	0.68(1.00)	38.67(1.00)
		处理 1	0.75(9.96)	41.12(6.34)
		处理 2	0.83(21.76)	41.79(8.08)
		处理 3	0.88 (28.47)	44.19(14.28)
间作	蚕豆+油菜	对照	0.62(1.00)	41.34(1.00)
		处理 1	0.70(11.83)	43.69(5.68)
		处理 2	0.78(25.27)	45.22(9.38)
		处理 3	0.90(45.19)	49.20(19.00)

注:括号内数据为处理 Cd 和 As 浓度占对照组的比例(%)。

分别开展蚕豆单作、油菜单作和蚕豆—油菜间作这 3 种植模式。由图 1 可知,3 种植模式下(蚕豆单作、油菜单作以及蚕豆油菜间作)不同年份不同土层土壤中 Cd 的含量变化较大。其中,蚕豆油菜间作模式 3 年内土层中 Cd 的含量均高于蚕豆单作和油菜单作 2 种植模式。由表 3 可知,间作区施加生物炭和纳米零价铁对于稳定土壤中 Cd 含量优于单作区,钝化剂的效果最高可达到 45.19%。由此可知,间作种植模式更有利于土壤中 Cd 的固定,阻滞其向作物体内的迁移。

2.2 蚕豆油菜种植模式下不同处理方式对土壤中 As 含量的影响

试验施加了 3 种不同配比的钝化剂,土壤中不同年份 As 的浓度的变化见图 2。在所有土层中,处理 3 的土壤中 As 检出量均大于处理 1 和处理 2。由表 3 可知,随 3 种不同钝化剂的添加,蚕豆单作模式下,As 浓度为对照组的 0.86%~11.46%,油菜单作下,As 浓度为对照组的 6.34—14.28 %,而蚕豆油菜间作下,As 浓度为对照组的 5.68%~19.00%。总的来说,处理 3 对土壤中 As 的固定效果更佳,该结论与上述土壤中 Cd 的最佳处理方式一致。

由图 2 可知,0—5,5—10,10—15,15—20 cm 土层及 0—20 cm 混合土层中,蚕豆油菜间作模式下,土层中 As 的浓度均高于蚕豆单作和油菜单作 2 种植模式。在间作区施加生物炭和纳米零价铁对于稳定土壤中 Cd 的钝化效果大于 As 的钝化效果,As 含量高于单作区,钝化剂的效果最高可达到 19.00%。同时,在间作模式下,Cd 的钝化效果最高为 45.19%,远大于 As 的钝化效果。同时,在 Cd 和 As 复合污染场地中,Cd 的去除效果高于 As。由此可知,间作种植模式更有利于土壤中 As 的固

定,阻滞其向作物体内的迁移。

2.3 玉米苕麻种植模式下不同处理方式对土壤中 Cd 含量变化的影响

试验对 3 种植模式(玉米单作、苕麻单作以及玉米+苕麻间作)不同土层土壤中 Cd 的含量进行测试。由图 3 可知,玉米单作、苕麻单作以及玉米苕麻间作,在加入不同比例钝化剂之后,土壤中的 Cd 浓度都表现出升高的趋势,表明钝化剂的加入有利于重金属在土壤中的固定,且在 0—5,5—10,10—15,15—20 cm 土层以及 0—20 cm 混合土层中,处理 3 对土壤中的 Cd 的固定效果最好。同时,试验对不同种植模式下土壤中的 Cd 的含量进行了对比发现,间作模式下,土壤中的 Cd 的固定效果较单作模式下稍强。因此,当玉米苕麻间作模式下添加生物炭与纳米零价铁钝化剂的比例为 53 : 1 时,对土壤中 Cd 的固定效果最好。该结论同种植蚕豆油菜所得结论一致,即间作模式效果优于单作模式,处理 3 对土壤中的重金属固定效果最佳。

2.4 蚕豆油菜种植模式下不同处理方式对植物体内 Cd、As 含量变化的影响

试验对 3 种植模式下(蚕豆单作、油菜单作、蚕豆+油菜间作)植物体内 Cd 和 As 的浓度进行了检测。由图 4 可知,任何种植模式及处理方法均有助于土壤中 Cd 和 As 的固定,抑制 Cd 和 As 向植物体内迁移。在未添加土壤钝化剂时,不同作物对不同重金属的富集量不同,每种作物空白时的 Cd 和 As 浓度也不尽相同。随着添加不同比例钝化剂之后,植物体内的重金属含量也发生变化,植物体内的 Cd 和 As 的浓度大小分别是处理 1>处理 2>处理 3。产生这种现象的主要原因在于添加钝化剂后,土壤对 Cd 和 As 的固定作用明显加强,且有效态 Cd 和 As 含量降低,从而造成作物对 Cd 和 As 吸收率降低。同时,间作模式下植物体内 Cd 和 As 的总含量低于单作模式。结合在间作模式下,土壤中 Cd 和 As 的含量均高于单作模式,表明间作种植模式既有利于土壤中 Cd 和 As 的固定,又能减少植物中重金属的浓度。

2.5 玉米苕麻种植模式下不同处理方式对植物体内 Cd、As 含量变化的影响

试验对 3 种植模式下(玉米单作、苕麻单作以及玉米苕麻间作)植物体内 Cd 和 As 的浓度进行测试。由图 5 可知,3 种不同比例的钝化剂施加于土壤,都能有效降低植物体内重金属的含量。玉米和苕麻单作或间作时,植物体内重金属含量均表现出处理 1>处理 2>处理 3,结果表明,处理 3 能有效固定土壤中的重金属,降低 2 种植物对 Cd 和 As 的吸收。综合来看,间作模式下植物体内的总 Cd 和 As 的含

量低于单作模式,处理 3 更有助于土壤中 Cd 和 As 的固定,抑制 Cd 和 As 向植物体内的迁移。

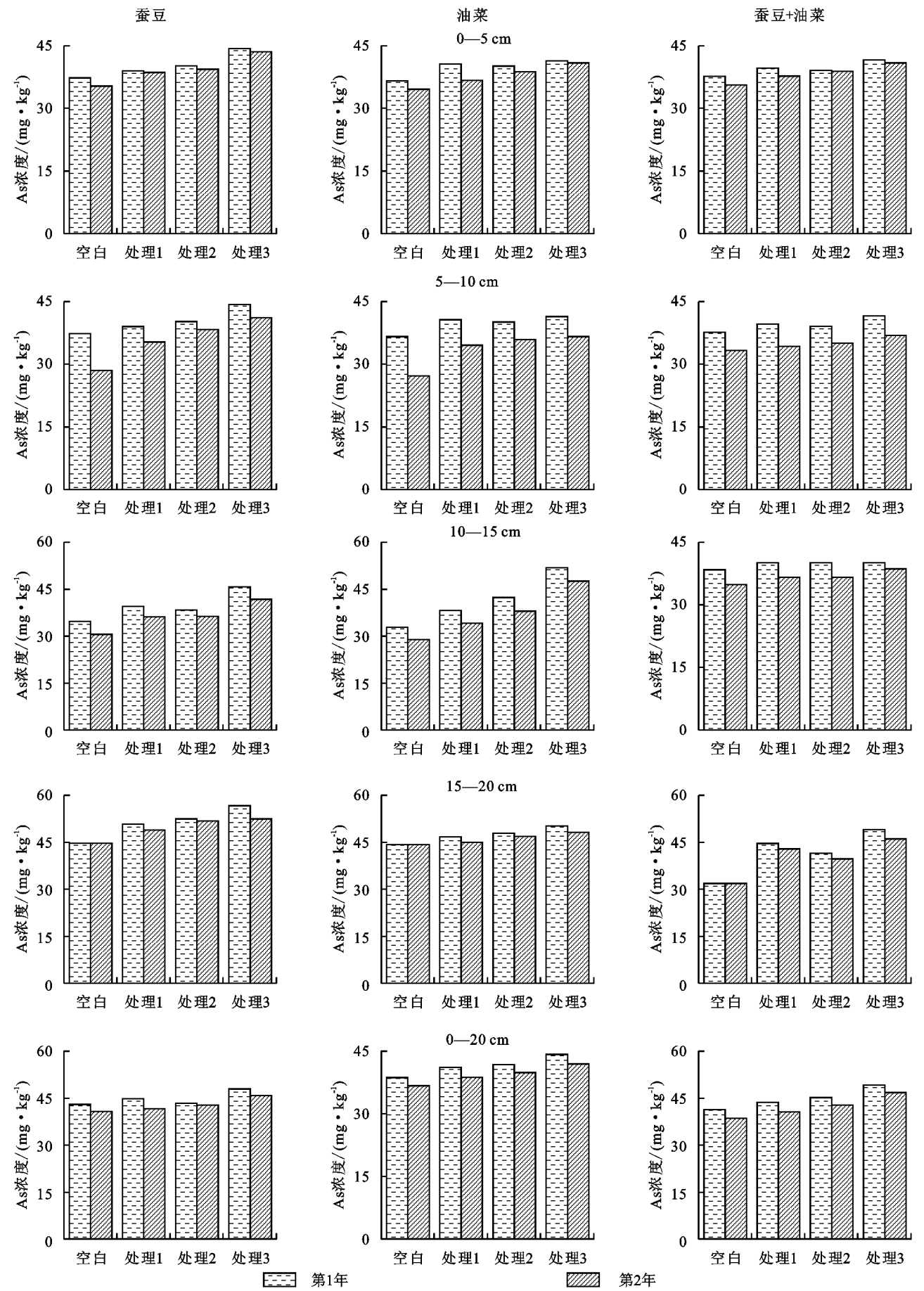


图 2 2019—2020 年蚕豆油菜单间作不同土层中土壤 As 含量

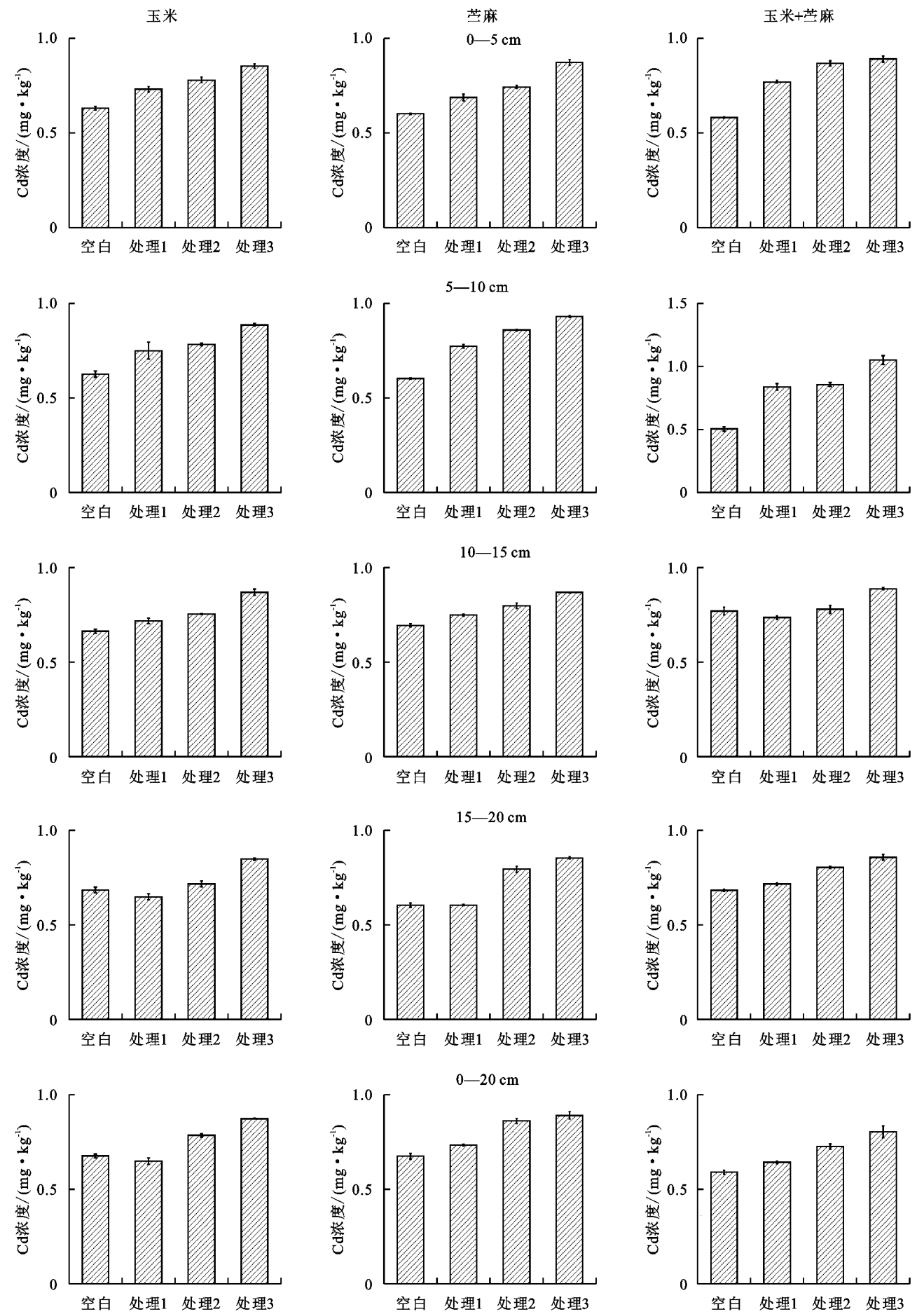


图3 玉米苈麻单间作不同土层中土壤Cd含量

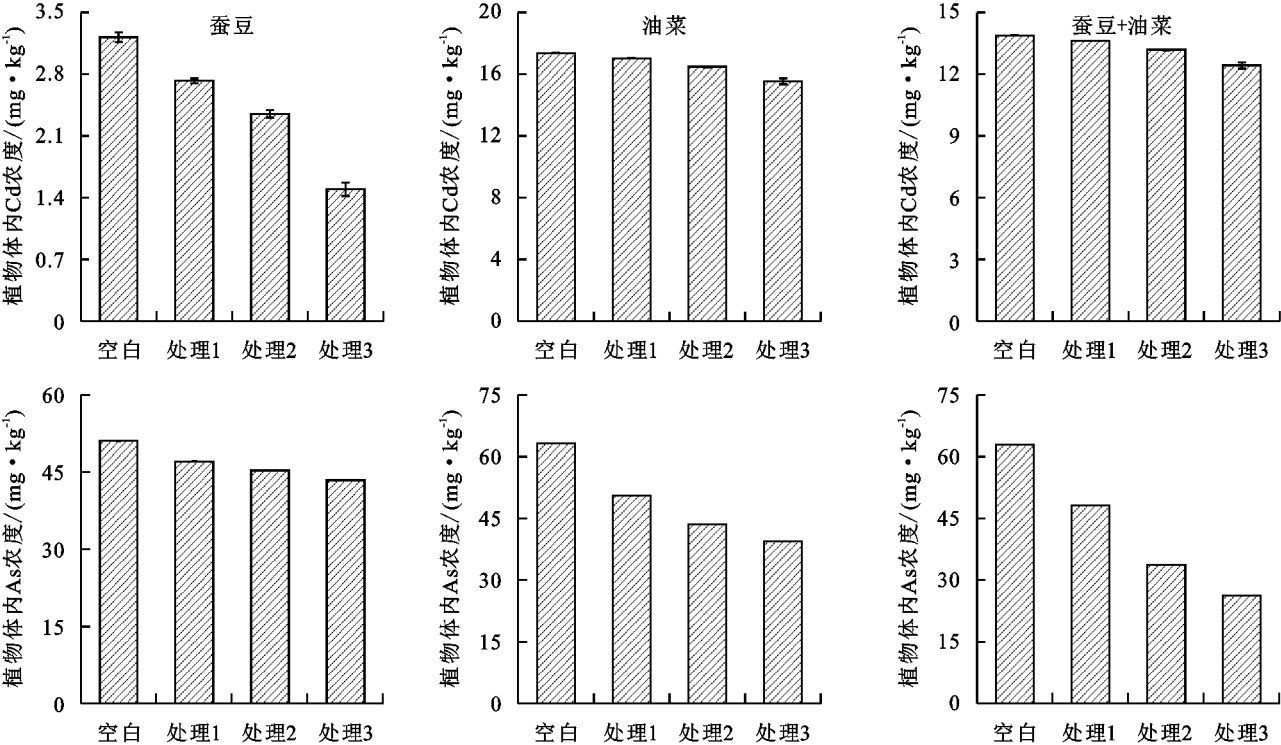


图 4 蚕豆油菜植物体内 Cd、As 浓度

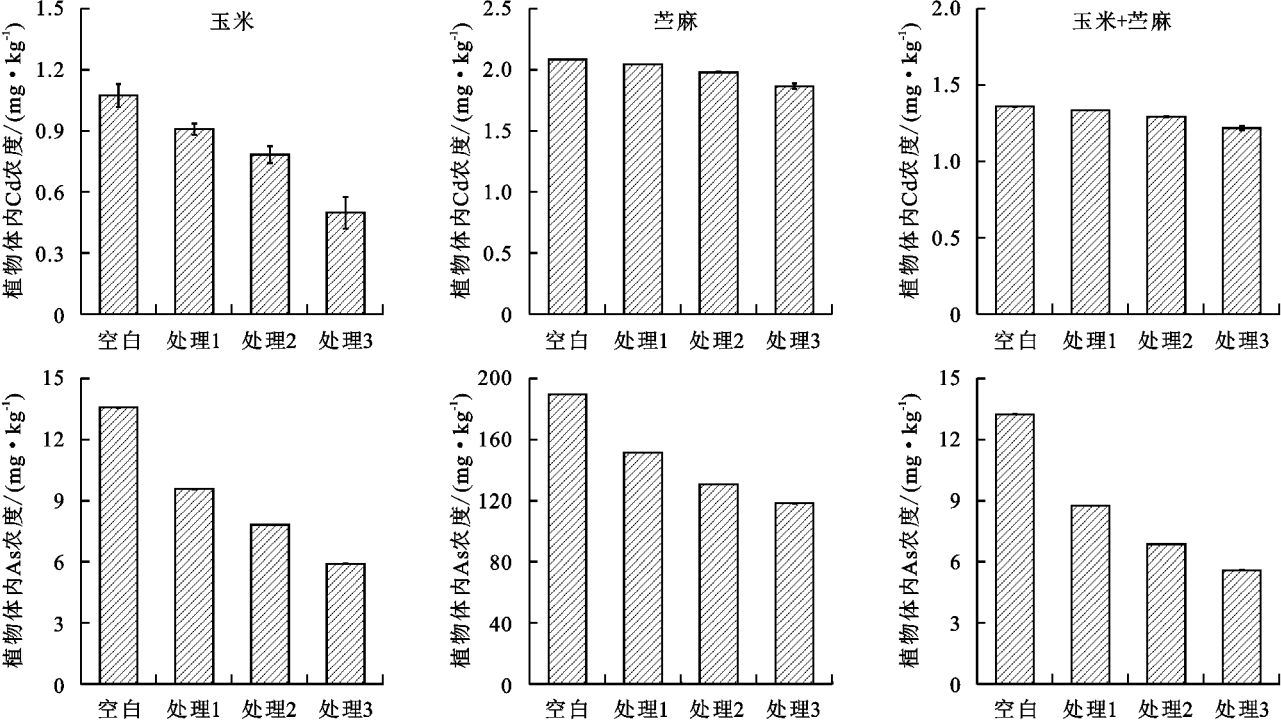


图 5 玉米苎麻植物体内 Cd、As 浓度

3 讨论

根据结果分析可知,蚕豆—油菜轮作种植模式下,蚕豆单作对土壤中 Cd 和 As 的固定率最大,分别可达 35.01%,28.47%,油菜单作土壤中 Cd 和 As 的固定率最大分别可达 11.46%,14.28%,蚕豆—油菜间作土壤中 Cd 和 As 的固定率最大分别可达 45.19%,19.00%。说明在作物轮作模式下,间作是固定土壤中 Cd 和 As 的最好种植模式,这与早先的研究^[21]结果类似。钝

化剂的添加有助于土壤中 Cd 和 As 的固定,施加方式不同,效果不同。单一材料的钝化剂的使用需要更大的剂量才能达到预期的效果,或只针对其中一种重金属元素特别有效,在大田的实用性并不高,并不适合大面积的推广应用。而复合钝化剂可以通过选择互补的钝化剂,将 2 种或 2 种以上的钝化剂按一定比例配施,针对其在土壤中不同的化学反应进行协同修复,制备工艺相对简便,施用方便,因此更适合用于实

际应用的农田修复^[22]。对钝化剂中的 2 种钝化剂材料,纳米零价铁这类含铁物质在 As 污染土壤中常常具有较好的固定效果,一般零价铁的效果好于硫酸亚铁盐,主要原因在于零价铁在较长时间内的氧化物较多,不易造成土壤酸化,可进行稳定的长期修复^[23-26]。而生物炭表面存在丰富的官能团,例如—OH、C—O、O=C—O 等,与重金属离子进行交换吸附或共价结合,继而再进行络合或螯合生成不溶性络合物,促进农田中的重金属污染物的固定^[27-28]。总体来说,钝化剂可以有效修复土壤,钝化剂的作用涉及 π 键作用^[29-30]、离子交换作用^[31]、沉淀作用^[32]、氧化还原作用^[33]等,不同配比的钝化剂对 Cd 和 As 复合污染的效果也不尽相同。本研究所使用的纳米零价铁与生物炭复配的钝化剂,既能吸附重金属离子,又能转化其价态,使之毒性减小,有助于土壤中 Cd 和 As 的固定。因此,施加生物炭与纳米零价铁配比为 53 : 1 时,各土层土壤中 Cd、As 的固定效果最佳。

4 结 论

(1)间作种植模式比单作种植模式更有利于土壤中 Cd 和 As 的固定,最佳的 Cd 和 As 固定效果分别为 45.19%和 19.00%。

(2)复合钝化剂相比生物炭或纳米零价铁单独使用,对土壤中 Cd 和 As 的固定效果更佳,复配的钝化剂,既能吸附重金属离子,又能转化其价态,使其毒性减小。当生物炭与纳米零价铁配比为 53 : 1 时,复合钝化剂对 Cd 和 As 的钝化效果达到最佳。

(3)基于复合钝化剂施用同时使用间作模式种植作物,可以有效提升土壤中 Cd 和 As 污染的修复效果。

本研究通过优化复合钝化剂施用配比,同时进行不同植物轮作模式研究,针对其对 Cd 和 As 复合污染农田土壤的修复效果,以期为中、轻度 Cd 和 As 复合污染土壤在实际修复与治理过程中提供一定的试验依据和理论支撑。今后需对钝化剂的规模化应用进一步探索,并关注其对农田土壤生态功能的影响。

参考文献:

[1] Li Z Y, Ma Z W, van der Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468: 843-853.

[2] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies [J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 49 (2): 750-759.

[3] Farooq M A, Islam F, Ali B, et al. Arsenic toxicity in plants: Cellular and molecular mechanisms of its transport and metabolism [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2016, 132: 42-52.

[4] Lei K, Giubilato E, Critto A, et al. Contamination and human health risk of lead in soils around lead/zinc smelting areas in China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(13): 13128-13136.

[5] Rahman M F, Ghosal A, Alam M F, et al. Remediation of cadmium toxicity in field peas (*Pisum sativum* L.) through exogenous silicon [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 135: 165-172.

[6] 闫淑兰,赵秀红,罗启仕.基于文献计量的重金属固化稳定化修复技术发展动态研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(2): 229-238.

[7] Yin D X, Wang X, Peng B, et al. Effect of biochar and Fe-biochar on Cd and As mobility and transfer in soil-rice system [J]. *Chemosphere*, 2017, 186: 928-937.

[8] Wang Y Y, Zheng K X, Zhan W H, et al. Highly effective stabilization of Cd and Cu in two different soils and improvement of soil properties by multiple-modified biochar [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 207: e111249.

[9] Weber O, Scholz R W, Buhlmann R, et al. Risk perception of heavy metal soil contamination and attitudes toward decontamination strategies [J]. *Risk Analysis: An Official Publication of the Society for Risk Analysis*, 2011, 21(5): 967-977.

[10] Wieshammer G, Unterbrunner R, Garcia T B, et al. Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri* [J]. *Plant and Soil*, 2007, 298(1/2): 255-264.

[11] Kaur R, Yadav P, Thukral A K, et al. Co-application of 6-ketone type brassinosteroid and metal chelator alleviates cadmium toxicity in *B. juncea* L. [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24 (1): 685-700.

[12] 苏德纯,黄焕忠.油菜作为超累积植物修复镉污染土壤的潜力[J]. *中国环境科学*, 2002, 22(1): 48-53.

[13] Hammer D, Kayser A, Keller C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trial [J]. *Soil Use and Management*, 2003, 19(3): 187-192.

[14] Cherian S, Oliveira M M. Transgenic plants in phytoremediation: Recent advances and new possibilities [J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39 (24): 9377-9390.

[15] Zhuang P, Yang Q W, Wang H B, et al. Phytoextrac-

- tion of heavy metals by eight plant species in the field [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2007, 184(1/4): 235-242.
- [16] Solhi M, Shareatmadari H, Hajabbasi M. Lead and zinc extraction potential of two common crop plants *Helianthus annuus* and *Brassica napus* [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2005, 167(1/4): 59-71.
- [17] Wenzel W W, Unterbrunner R, Sommer P, et al. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments [J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(1): 83-96.
- [18] McGrath S P, Lombi E, Gray C W, et al. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 141(1): 115-125.
- [19] 杨洋,陈志鹏,黎红亮,等.2 种农业种植模式对重金属土壤的修复潜力[J].*生态学报*, 2016, 36(3): 688-695.
- [20] 曹雪莹,谭长银,蔡润众,等.植物轮作模式对镉污染农田的修复潜力[J].*农业环境科学学报*, 2022, 41(4): 765-773.
- [21] 刘金,殷宪强,孙慧敏,等.EDDS 与 EDTA 强化苕麻修复镉铅污染土壤[J].*农业环境科学学报*, 2015, 34(7): 1293-1300.
- [22] 刘金,殷宪强,孙慧敏,等.镉铅的固化对苕麻生长和重金属吸收的效应[J].*干旱地区农业研究*, 2016, 34(4): 266-273.
- [23] 刘创慧,易秀,周静,等.重金属污染土壤修复中钝化材料的应用研究进展[J].*安徽农学通报*, 2017, 23(5): 74-77.
- [24] 龚星明,任宏洋,刘易,等.纳米零价铁及其改性材料在环境治理中的应用[J].*西部皮革*, 2021, 43(23): 32-33.
- [25] 徐楠,王芳.纳米零价铁复合材料的制备及其在环境污染治理中的应用综述[J].*苏州科技大学学报(自然科学版)*, 2020, 37(4): 1-12.
- [26] 张雪梅,郑鑫,张林岗,等.土壤砷污染植物修复技术应用研究进展[J].*清洗世界*, 2021, 37(11): 75-77.
- [27] 彭瑜,王海娟,王宏宾.农田土壤砷、镉协同钝化修复的研究进展[J].*土壤*, 2021, 53(4): 692-699.
- [28] 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(Pt1): e115194.
- [29] 王震宇,刘国成,李锋民,等.不同热解温度生物炭对 Cd(Ⅱ)的吸附特性[J].*环境科学*, 2014, 35(12): 4735-4744.
- [30] 李力,陆宇超,刘娅,等.玉米秸秆生物炭对 Cd(Ⅱ)的吸附机理研究[J].*农业环境科学学报*, 2012, 31(11): 2277-2283.
- [31] 任超,朱利文,李竞天,等.不同钝化剂对弱酸性镉污染土壤的钝化效果[J].*生态与农村环境学报*, 2022, 38(3): 383-390.
- [32] Uchimiya M, Wartelle L H, Klasson K T, et al. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2011, 59(6): 2501-2510.
- [33] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3): 3488-3497.