尹宏亮,吴志豪,秦鱼生,等.酸性菜地土壤中钝化剂对镉的钝化效应研究[J].环境科学与技术,2024,47(S1):132-139. Yin Hongliang, Wu Zhihao, Qin Yusheng, et al. Effects of amendments on cadmium passivation in acidic soils with vegetable production[J]. Environmental Science & Technology, 2024,47(S1):132-139.

酸性菜地土壤中钝化剂对镉的钝化效应研究

尹宏亮[1,2,3], 吴志豪[2], 秦鱼生[3], 何明江[3],
郭松[3], 上官宇先[3*], 侯红[2*]

(1.青岛农业大学资源与环境学院,山东 青岛 266109;
2.中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室,北京 100012;
3.四川省农业科学院农业资源与环境研究所,四川 成都 610066)

摘 要:在土壤与农产品重金属污染问题日渐加剧的背景下,开展菜地重金属污染土壤修复和降低蔬菜重金属超标风险成为亟待解决的问题。为探究钝化材料在酸性土壤上的适用性及有效阻控蔬菜吸收土壤中镉(Cd)的潜力,选取3处(T_1、T_2、T_3)酸度不同的菜地,设置5种钝化剂(粉煤灰、钙基膨润土、镉康、海泡石和生物质炭)和5种主要市售蔬菜(白菜、甘蓝、莴笋、紧花菜和散花菜)开展田间试验,研究不同钝化剂对酸性土壤中有效态Cd含量及蔬菜Cd含量的影响。试验结果表明:钝化剂显著影响菜地土壤理化性质。钙基膨润土对土壤Cd具有显著钝化作用。海泡石对蔬菜Cd吸收过程有明显的阻控效果。通过对蔬菜镉富集能力的聚类分析,可将5种蔬菜分为低富集(紧花菜、散花菜、白菜、甘蓝)和高富集(莴笋)两类。主成分分析显示蔬菜Cd含量与土壤总Cd和有效态Cd含量呈正相关,与土壤pH呈显著负相关。施用钝化材料(生物质炭、海泡石)并结合蔬菜品种筛选是降低酸性菜地土壤重金属污染风险,确保蔬菜安全生产的有效措施。

关键词:土壤; 蔬菜; 镉污染; 钝化剂; 污染修复

中图分类号:X53 **文献标志码**:A **doi**:10.19672/j.cnki.1003-6504.1360.23.338 **文章编号**:1003-6504(2024)S1-0132-08

Effects of Amendments on Cadmium Passivation in Acidic Soils with Vegetable Production

YIN Hongliang[1,2,3], WU Zhihao[2], QIN Yusheng[3], HE Mingjiang[3],
GUO Song[3], SHANGGUAN Yuxian[3*], HOU Hong[2*]

(1. School of Resources and Environment, Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China;
2. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment,
Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China;
3. Institute of Agricultural Resources and Environment, Sichuan Academy of Agricultural Sciences, Chengdu 610066, China)

Abstract: With increasing heavy metal pollution in soil and agricultural products, it is urgent to take actions to remediate heavy metal-polluted soils with vegetable production and reduce the risks of heavy metal pollution in vegetables. In order to explore the applicability of different amendments on acidic soil and their potential in inhibiting absorption of Cd from soil by vegetable, vegetable field experiments were carried out in three different fields with varied pH (T_1, T_2 and T_3). Five amendments (fly ash, calcium-based bentonite, cadmium-kang, sepiolite, and biochar) and five popular commercially available vegetables (chinese cabbage, cabbage, lettuce, compact cauliflower, scattered cauliflower) were investigated in field experiments to study the effects of different amendments on the concentration of available Cd in acidic soil and the Cd concentration in vegetables. The results showed that amendments significantly affected the physical and chemical properties of vegetable soil. Calcium bentonite had clear soil Cd passivation effects. Sepiolite obviously inhibited Cd absorption in vegetables. The five vegetables can be divided into low enrichment group (compact cauliflower, scattered cauliflower, chinese cabbage, cabbage) and high enrichment group (lettuce) in terms of Cd absorption capacity based on cluster analysis. Principal component

《环境科学与技术》编辑部:(网址)http://fjks.chinajournal.net.cn(电话)027-87643502(电子信箱)hjkxyjs@vip.126.com
收稿日期:2023-07-13;修回2023-10-25
基金项目:国家重点研发计划项目(2020YFC1807704)
作者简介:尹宏亮(1997-),男,硕士研究生,主要从事土壤重金属污染与修复研究,(电子信箱)yinhongliang97@163.com;*通讯作者,(电子信箱)396478825@qq.com;houhong@craes.org.cn。

analysis showed that the Cd concentrations in vegetables were positively correlated with total Cd and available Cd in soil, and significantly negatively correlated with soil pH. To conclude, using suitable amendments (biochar, sepiolite) in vegetable production systems with low Cd enrichment capacity is an effective measure to reduce the risks of heavy metal pollution and ensure the safe production of vegetables in acidic soil.

Key words: soil; vegetables; cadmium pollution; cadmium passivation; amendment

Cd具有很强的生物毒性和积累性，是中国农田土壤中最突出的重金属污染物[1-6]。2014年全国土壤污染状况调查结果显示耕地土壤点位超标率达19.4%，Cd污染点位超标率为7.0%[7]。Cd进入土壤后难以消除，只能相互转化、迁移，并且农作物极易吸收土壤中的Cd，每年因Cd污染导致无法食用的粮食总量超过2 000万t。研究表明，叶菜类蔬菜易富集土壤中的Cd，是人体Cd积累的主要源头，因此解决叶菜类蔬菜Cd超标问题势在必行[8-13]。

钝化剂被认为是一种控制土壤Cd污染风险和阻控蔬菜Cd富集的有效农田投入品，在一定程度上成为治理农田污染的优先选择。但是，目前各类钝化剂种类繁多，钝化效率不一，难以实现高效选择，有效治理。如根据材料、理化性质等可将钝化剂分为石灰类、含硅类、无机、有机、微生物及复合型钝化剂等。同时，不同钝化剂在不同土壤类型中的用量也有待商榷，用量过低则无法实现重金属钝化效果，用量过高则产生不良影响，适得其反[14-16]。粉煤灰、膨润土等无机钝化剂可通过吸附降低重金属的生物利用度，Xiao等[17]的研究表明加入钝化剂可缓解Cd对植物的毒害作用，使植物生物量增加14.38%~53.47%。李治梅等[18]证明2%的改性蒙脱土使得Cd有效态含量降低71.2%。钝化剂作为农田投入品，在重金属污染土壤修复过程中对钝化剂的经济性、稳定性、友好性要求较高[19]。因此，研究钝化剂种类与不同污染程度的酸化土壤间的适用性关系，以及降低酸化蔬菜地中蔬菜受Cd污染的风险，并筛选出符合条件的钝化材料是农田Cd污染土壤修复领域的重要研究方向之一。

由于长期过量施肥等，蔬菜地土壤普遍存在酸化现象。但是，目前对不同酸化程度土壤中钝化剂的钝化效果研究较少。为研究不同酸化土壤中不同钝化剂种类的钝化效果，选取成都平原南部某酸性菜地，以当地范围内畅销的5种蔬菜为模式生物，以粉煤灰、钙基膨润土、镉康、海泡石和生物质炭作为钝化材料开展田间试验，研究以上钝化材料在大田试验条件下偏酸性土壤中的适用性及应用潜力，以及降低蔬菜镉污染风险的可行性。以期为治理Cd污染土壤和控制酸性菜地蔬菜Cd污染风险探索出有效措施和提供科学理论支撑。

1　材料与方法

1.1　试验材料

试验田位于四川省南部某蔬菜种植区，试验田土壤理化性质见表1。蔬菜供试种类共5种，分别为白菜、甘蓝、莴笋、紧花菜和散花菜。钝化剂共5种，分别为粉煤灰、钙基膨润土、镉康、海泡石和生物质炭，粉煤灰购自峨眉山海港商贸有限公司、钙基膨润土购自石家庄元晶矿产品有限公司、镉康购自成都新朝阳作物科学有限公司、海泡石购自内乡伟成矿业有限公司、生物质炭购自江苏华丰农业生物有限公司。

表1　基础土样理化性质

试验田	pH	有机质/(g·kg^{-1})	有效磷/(mg·kg^{-1})	速效钾/(mg·kg^{-1})	总镉/(mg·kg^{-1})	有效铜/(mg·kg^{-1})	有效锌/(mg·kg^{-1})	有效铁/(mg·kg^{-1})	有效锰/(mg·kg^{-1})	有效镉/(mg·kg^{-1})
T_1	4.7	26.7	80.2	135.0	0.53	7.7	2.3	308.8	55.7	0.22
T_2	5.1	24.0	51.1	78.6	0.59	7.6	1.8	218.0	38.3	0.18
T_3	6.4	27.1	67.3	174.2	0.48	7.2	1.8	275.5	36.8	0.19

粉煤灰，pH为11.79，Cd含量为0.11 mg/kg。钙基膨润土，pH为7.22，Cd含量为0.08 mg/kg。镉康，pH为8.3，Cd含量≤0.1 mg/kg。海泡石，pH为12.76，Cd含量为0.03 mg/kg。生物质炭为粉末状，其pH为8.82，Cd含量为0.18 mg/kg。

1.2　试验设计

选取T_1、T_2和$T_3$3处试验田，根据以往研究结果确定钝化材料种类和用量，试验处理分别为：(1)空白(CK)；(2)粉煤灰(FM)，66.7 kg/667 m^2；(3)钙基膨润土(GT)，66.7 kg/667 m^2；(4)镉康(GK)，20 kg/667 m^2；(5)海泡石(HP)，66.7 kg/667 m^2；(6)生物质炭(SW)，75 kg/667 m^2。每个处理设置3次重复。T_1试验田播种白菜和甘蓝；T_2试验田播种莴笋；T_3试验田播种紧花菜和散花菜。钝化剂与底肥同时施入试验田，各试验田块底肥种类和用量一致。试验小区面积为20 m^2，小区间用空行隔开，处理间其他农事操作均一致。

1.3 样品采集与处理

1.3.1 样品采集与分析

试验蔬菜种植一茬，待蔬菜成熟时采用五点取样法在试验小区中采集蔬菜-土壤配对样品。确定蔬菜样品时尽量避开长势过好或长势过差的植株，选择长势较为相近的蔬菜进行采样。

土壤样品采集后进行初步处理，将土样风干，拣出碎石、砂砾和植物残体等，用四分之一法取出土样磨碎后过1 mm筛用于测定pH；再用四分之一法取出部分土样磨碎后过0.149 mm孔筛用于测定Cd、有机质及其他在本文中所列土样理化性质。土样pH用酸度计法测定[20]，有机质含量用滴定法测定[21]，分别用钼锑抗比色法和火焰光度法测定有效磷和速效钾[22,23]，Cu、Zn、Fe、Mn和Cd的有效态含量用DTPA-CaCl-TEA缓冲溶液浸提，土壤总Cd用盐酸硝酸法提取，用ICP-MS测定其含量[24]。

将蔬菜样品放置于烘箱内，105 ℃下烘干然后称重。烘干后的样品用粉碎机粉碎，过100目筛后装袋并编号。采用HNO_3∶H_2O（V∶V=5∶1）消解，使用ICP-MS（7500a，Agilent，美国）测定其中Cd含量[25]。

测定样品时设置空白样品，至少每20个样品设置一个空白。空白样品测试结果应低于检出限。须使用有证标准物质进行仪器校准和保证测试准确度。连续进样测试时关注标准曲线是否发生显著变化，相对偏差应控制在10%以内。根据样品个数进行加标回收实验。

1.3.2 蔬菜对Cd的生物富集系数

$$BCF = C_V / C_S \quad (1)$$

式中，BCF为生物富集系数（bioconcentration factors）；C_V为本文指蔬菜中Cd的浓度，mg/kg；C_S为本文指试验小区土壤中Cd的浓度[26-28]，mg/kg。

1.4 数据处理

试验数据整理与基础分析采用Excel 2010，统计分析采用PASW Statistics 18，通过单因素方差分析（ANOVA）不同处理间的差异性，采用Duncan检验差异的显著性（P<0.05）。采用Origin 2023b作图。

2 结果分析

2.1 钝化剂对酸性菜地土壤理化性质的影响

表2结果显示，部分处理间差异达显著水平（P<0.05）。生物炭（SW）处理组使土壤pH、有效铜、速效钾、有效锌、有效磷及有效锰的含量与对照组相比呈现升高的趋势。在T_1试验田中生物质炭（SW）处理组有效磷含量提升幅度高达32.0%。T_2试验田中以上指标均高于其他处理组。T_3生物质炭（SW）处理组土壤速效钾含量提升12.5%、有效锌含量提升11.5%，效果最佳。

表2 处理后试验田块土壤理化性质

试验田	处理	pH	有机质/(g·kg^{-1})	有效磷/(mg·kg^{-1})	速效钾/(mg·kg^{-1})	有效铜/(mg·kg^{-1})	有效锌/(mg·kg^{-1})	有效铁/(mg·kg^{-1})	有效锰/(mg·kg^{-1})
T_1	CK	4.73±0.11b	27.72±0.85a	48.16±2.71c	132.0±3.00ab	7.71±0.08ab	2.19±0.14a	358.78±11.43a	56.84±1.19ab
	FM	4.97±0.32ab	28.21±0.80a	54.20±0.73b	74.2±9.32e	8.10±0.23a	2.31±0.19a	366.43±5.43a	53.58±2.16b
	GT	5.04±0.04ab	27.48±1.93a	48.58±1.19c	118.7±3.95c	7.58±0.22b	2.51±0.21a	329.20±3.80a	46.50±2.70c
	GK	4.84±0.10b	28.09±0.64a	61.74±3.49a	142.0±9.15a	8.02±0.33ab	2.15±0.15a	351.83±8.28a	60.48±4.87ab
	HP	5.55±0.80a	28.58±0.48a	56.14±0.66b	131.5±1.10b	7.82±0.26ab	2.40±0.39a	357.98±23.05a	56.44±4.42b
	SW	5.43±0.11ab	28.09±0.74a	63.55±0.03a	87.0±2.36d	7.91±0.34ab	2.47±0.07a	352.63±9.68b	62.27±1.10a
T_2	CK	5.53±0.39b	24.06±1.19a	81.59±10.84b	79.67±1.07c	7.04±0.51a	1.73±0.02d	205.65±12.35ab	22.67±4.98c
	FM	5.82±0.17ab	22.47±2.19a	77.11±5.65b	62.72±5.76d	7.23±0.50a	2.30±0.04cd	170.00±11.17bc	33.50±1.79b
	GT	5.66±0.20b	24.12±1.48a	62.84±0.90b	123.60±1.70a	7.54±0.79a	2.43±0.14cd	218.80±18.10a	36.09±3.47ab
	GK	5.45±0.14b	25.98±4.49a	74.94±0.01b	56.04±2.12e	7.01±0.05a	4.35±0.78b	166.35±14.71c	31.90±1.72b
	HP	5.66±0.19b	24.00±0.97a	83.61±9.63b	75.30±0.55c	7.43±0.33a	2.66±0.20c	188.80±0.60b	27.77±5.53bc
	SW	6.12±0.18a	23.81±0.18a	258.26±25.09a	116.05±5.15b	7.30±0.42a	7.52±0.51a	181.50±9.20bc	41.62±3.52a
T_3	CK	6.57±0.22ab	26.01±0.97ab	91.12±4.25a	135.43±12.93b	7.72±0.86a	2.54±0.46ab	286.57±12.61ab	37.50±2.41ab
	FM	6.60±0.27ab	24.67±1.56b	80.63±7.86ab	97.34±6.98d	7.33±0.58a	2.22±0.10b	245.35±25.05c	34.80±3.40b
	GT	6.30±0.15b	24.91±2.16b	68.86±7.22b	113.00±2.60c	7.45±0.35a	1.85±0.13b	237.75±0.45c	35.72±1.37b
	GK	6.37±0.18ab	29.43±1.96ab	82.76±12.31ab	145.13±4.78ab	7.55±0.87a	2.80±0.02a	252.35±6.35c	40.87±2.14a
	HP	6.67±0.14a	32.09±8.13a	76.92±1.55ab	97.67±8.23d	7.71±0.29a	2.38±0.03ab	301.25±4.85a	37.70±0.99ab
	SW	6.24±0.23b	30.83±1.48ab	89.57±11.57a	152.32±7.79a	7.53±0.58a	2.84±0.52a	276.65±2.35b	39.49±1.51ab

注：表中同列标有不同小写字母表示各处理间差异显著（P<0.05）。CK：对照；FM：粉煤灰；GT：钙基膨润土；GK：镉康；HP：海泡石；SW：生物质炭。

海泡石（HP）处理组使T_1土壤pH提升17.3%，增幅最大；使T_3处理组土壤pH、有机质和有效铁的含量分别提升1.7%、23.4%和5.1%，显著改善土壤质量。

同时，镉康（GK）对提升土壤质量具备一定影响，使T_2试验田有机质含量提升8.0%，使T_3试验田有效锰含量提升9.0%。

对于3种理化性质各异的试验区土壤，生物质炭均能表现出较为优异的改善酸性蔬菜地土壤理化性质的性能，其次为海泡石。

2.2　钝化剂对酸性菜地土壤有效态Cd含量的影响

试验田土壤有效态Cd含量如图1所示。

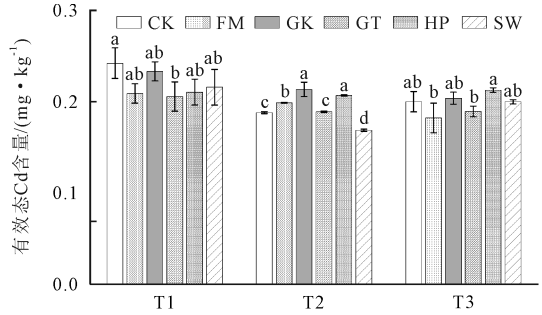


图1 不同钝化剂处理酸性菜地土壤中有效态Cd含量

T_1蔬菜地土壤中处理组有效态Cd含量与CK相比呈下降趋势，钙基膨润土（GT）处理组效果最优，降幅达15.2%，粉煤灰（FM）处理组次之。在T_2试验田中生物质炭（SW）有效降低菜地土壤有效态Cd含量，差异达显著水平（$P<0.05$）。T_3试验田中镉康（GK）处理组和海泡石（HP）处理组有效态Cd含量与对照组相比基本保持一致，但是粉煤灰（FM）、钙基膨润土（GT）和生物质炭（SW）处理组的有效态Cd含量有不同程度的下降，其中粉煤灰（FM）处理组降幅最大，为8.9%。

2.3　钝化剂对蔬菜Cd含量的影响

不同钝化剂处理蔬菜Cd含量如图2所示，钝化剂能够抑制蔬菜对土壤中Cd的吸收。海泡石（HP）处理组甘蓝中的镉含量下降13.4%。生物质炭（SW）使莴笋和紧花菜中的镉含量下降22.0%和26.8%。粉煤灰（FM）处理组白菜和散花菜中的镉含量分别下降19.3%和28.0%。

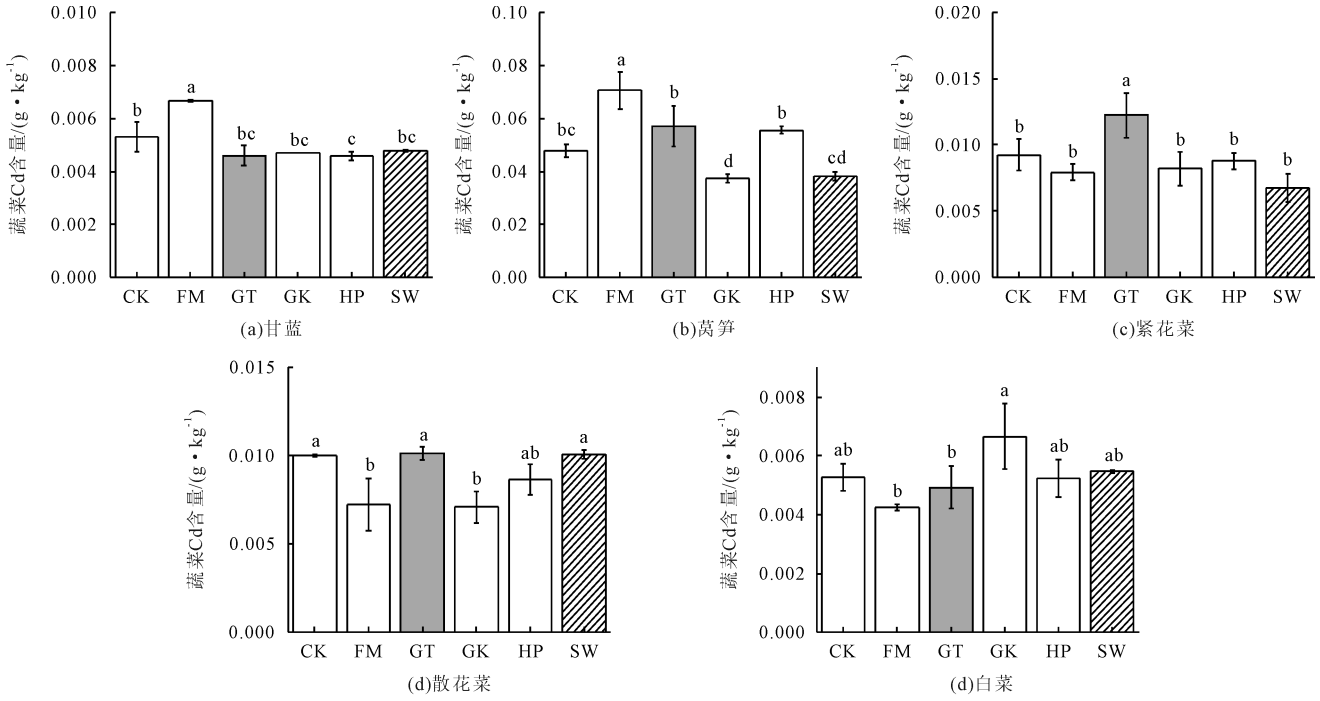


图2 不同钝化剂处理蔬菜中Cd含量

2.4　钝化剂对蔬菜Cd富集系数的影响及聚类分析

通过计算5种蔬菜对Cd的富集系数（图3）可知，莴笋富集系数明显大于对照组并且大于其他5种蔬菜。相比之下，白菜、甘蓝、紧花菜和散花菜的富集系数与对照相比分别降低9.6%、16.6%、28.1%和15.3%，处理方式分别为施用钙基膨润土（GT）、生物质炭（SW）、生物质炭（SW）和粉煤灰（FM）。

对5种蔬菜的镉富集系数进行聚类分析，可将5种蔬菜分为低富集和高富集两大类，低富集类包括紧花菜、散花菜、白菜、甘蓝；高富集类蔬菜为莴笋。莴笋因其自身生长特点，对生长期水肥供给要求较为独特。莴笋茎秆粗壮，叶片大，水分蒸发快，而且茎秆储水量很高。因此水分是莴笋正常生长，产生较大生物量的必须因素。以上特点是莴笋镉含量高于其他几类蔬菜的主要原因。根据分类结果可知，研究区可以选择性地推广播种低富集类的紧花菜和散花菜，也可以根据种植区实际的土壤Cd污染情况和修复状况考虑播种白菜等。但是由于研究条件所限蔬菜样本数较少，试验结果只局限于对趋势的大致分析，同时也仅限于本文所涉及研究区的土壤和所采用的几类蔬菜。不同区域土壤的镉污染状况和适宜种植蔬菜种类有待于进一步研究。

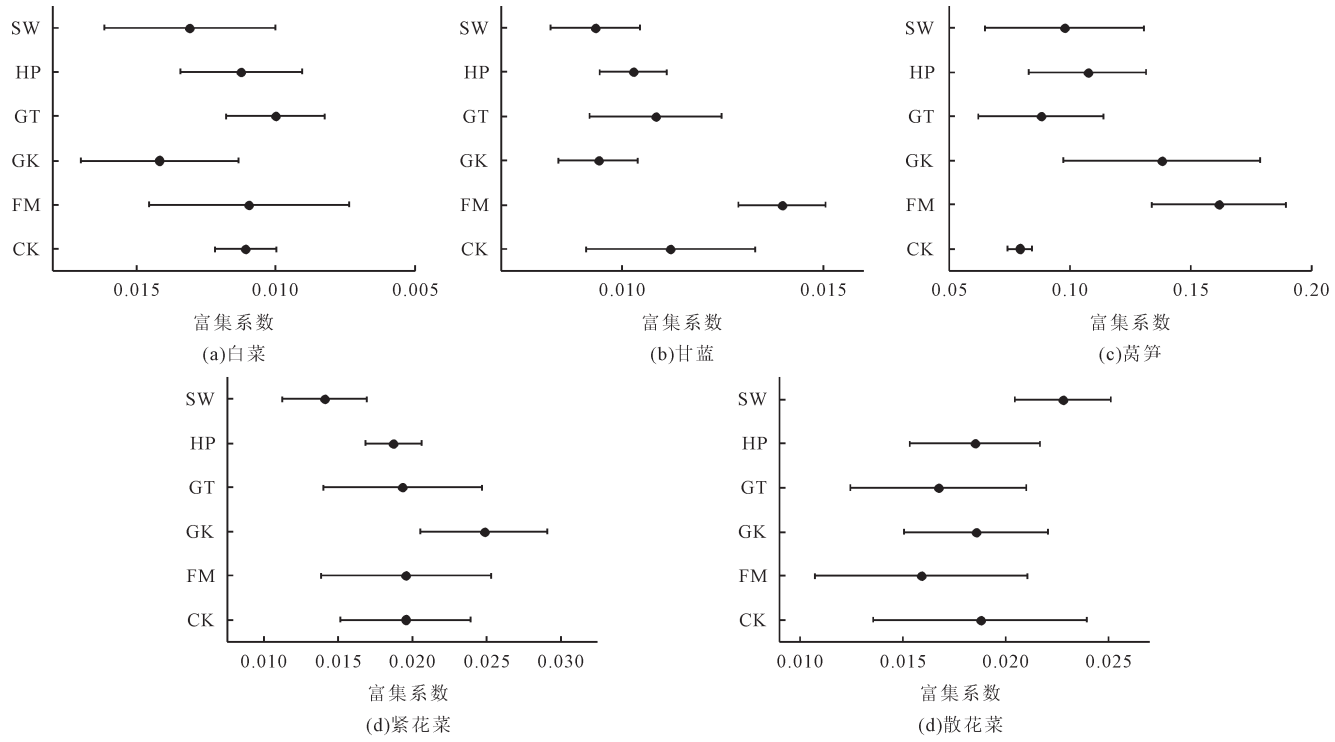


图3 不同钝化剂处理蔬菜镉富集系数

蔬菜品种是影响Cd吸收的重要因素，也是影响富集能力分类的重要条件。在影响蔬菜吸收Cd方面，蔬菜种类比土壤理化条件更重要，就本研究而言莴笋富集能力最强，与前人所得出的叶菜类蔬菜富集能力大于其他蔬菜种类的研究结果有所出入，但是也不乏与本研究结果相一致的观点。

2.5 土壤-蔬菜系统的主成分分析

为研究蔬菜Cd含量与土壤元素之间的关系，本研究采用主成分分析(principal component analysis，PCA)对试验数据进行处理，分析结果如图4所示。

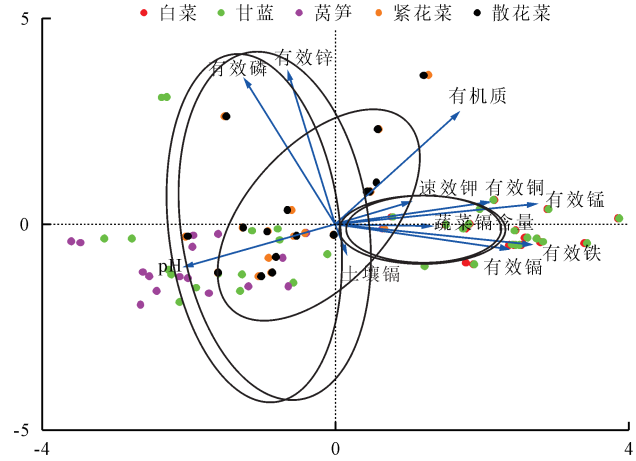


图4 蔬菜中Cd含量与土壤中相关元素之间的主成分分析

提取2个主成分作为结果，2个主成分分别解释39.2%和21.0%原始信息。蔬菜Cd含量分别与土壤有效态Cd和总Cd含量之间存在正相关关系，同时与土壤有效铜、有效锰、有效铁和速效钾含量等理化指标呈现显著正相关关系，但是与土壤pH呈现显著负相关。

3 讨论

3.1 钝化材料对菜地土壤性质的影响

试验结果表明，施用海泡石能够显著提高土壤pH，此试验结果与王雪等[29]的研究结果具有一致性，主要原因是海泡石含有大量的碳酸钙($CaCO_3$)。生物质炭(SW)处理组土壤有效磷含量得到大幅提升，可能与土壤pH得到提升有关，尹俊慧等[30]的研究结果表明提高土壤pH能有效抑制土壤中磷素的流失。根据分析，生物质炭(SW)在改善T_2和T_3土壤理化性质方面表现出较广的适用性，这可能是生物质炭自身的性质所导致的，因为生物质炭因具备较强的吸附土壤中营养元素的性能，可固定养分，从而减少营养元素在土壤中的淋失和挥发，提高利用效率[31,32]。

生物质炭(SW)和粉煤灰(FM)是降低土壤有效态Cd含量的良好钝化材料，并且能有效阻控蔬菜对Cd的吸收。较大的比表面积使其表现出强烈的结合重金属离子的能力，因此具有较高的有效降低土壤和溶液中重金属离子活性的潜力[33,34]。

3.2 钝化材料对蔬菜Cd吸收的影响

前人研究结果表明，叶菜类蔬菜易于吸收和积累重金属，叶菜类>花菜类>根茎类>茄果类的规律[35]，本试验所选蔬菜类型均为叶菜类。作物吸收重金属的效果因基因型不同而有所差异，因此筛选低积累品种

是可行的一种的手段，目前也有大量的相关报道，但是从改变土壤环境入手进而降低蔬菜中重金属的积累也具有极大潜力实用性[36]。虽然施用粉煤灰能够有效降低土壤有效态Cd含量，但是对甘蓝和莴笋的镉吸收没有明显阻控效果，反而在一定程度上能够促进对Cd的吸收强度。但是对白菜、紧花菜和散花菜的富集结果未能表现出较大影响[37]。

生物富集系数反映土壤-植物体系中元素迁移的难易程度[38,39]。崔冬霞等[40]的研究表明，莴笋叶对Cd的富集系数远大于其他用于试验的蔬菜，莴笋茎的Cd富集系数次之，本研究虽未单独检测莴笋叶中的Cd含量，但根据崔冬霞等[40]的研究结果进行合理推测可知本试验莴笋叶中Cd含量较高，同时也是导致莴笋中Cd含量高于其他几种参试蔬菜的原因。

3.3　钝化剂改善酸性土壤环境及降低蔬菜Cd含量机理分析

土壤pH是影响蔬菜Cd吸收过程的重要因素。Pan等[41]的研究结果与本研究结果具有一致性。紧花菜和散花菜中的Cd含量随土壤pH上升呈现持续缓慢下降的趋势。而莴笋中的Cd含量变化趋势与其他4种蔬菜有差异，当土壤pH小于5.0和大于6.0时Cd含量呈大幅下降趋势，这可能与莴笋最佳生长状态所对应土壤pH阈值有关。通过莴笋的栽培经验来看，此结果与莴笋喜微酸性土壤环境密不可分[42]。施用钝化剂能够显著提升土壤pH，是蔬菜Cd含量下降的重要原因，这与前人研究结果相似，但是王云丽等[32]的研究结果显示土壤pH与蔬菜Cd含量之间并未表现出显著的相关性，这一点与本研究结果具有共同之处。

Cd在土壤中的迁移性和生物有效性受赋存形态的影响。Bacon等[43]认为重金属的可交换态和碳酸盐结合态可作为表征重金属迁移性的重要指标。土壤pH和Cd浓度被认为是影响土壤中Cd生物有效性的非常重要的因素，调节土壤酸碱环境是改变Cd的形态进而降低Cd污染风险的有效途径。因为土壤pH可通过Cd^{2+}和H^{+}之间的竞争、无机矿物和有机成分表面官能团的去质子化以及促进沉淀形成等多种方式影响Cd在土壤中的的吸附与固定。而土壤中有效态Cd的浓度是划分土壤Cd污染程度和对蔬菜产生危害的主要依据，施用钝化剂的主要目的之一便是降低重金属Cd的有效性。钝化材料不仅能够改善土壤酸碱环境，而且能够通过吸附作用和形成新型有机及无机复合物沉淀，降低土壤Cd离子活度，从而达到降低蔬菜Cd含量和污染风险的目的。通过本研究可知，在T_1和T_3试验田中施用所选钝化材料均能有效提高土壤pH，其中海泡石提升效果最明显，因此海泡石是有效降低本试验区农田土壤有效Cd含量和蔬菜Cd污染风险的较优钝化材料。土壤pH升高会促进土壤胶体和黏粒对重金属离子的吸附，有利于生成重金属的氢氧化物或碳酸盐沉淀，降低重金属的生物有效性和可迁移性[42]。

4　结论

通过本次试验探究5种钝化剂在酸性菜地中对Cd的钝化效应，以及对5种蔬菜Cd吸收的影响。

（1）施用钝化剂能够显著提升偏酸性蔬菜地土壤pH，同时具备改善土壤理化性质的性能。其中，生物质炭对于3个试验田具有广泛适用性。海泡石能够显著提升土壤pH，对于T_1试验田而言，土壤pH增幅达17.3%。

（2）影响土壤有效态Cd含量的最优处理方式为施用钙基膨润土（GT），在T_1试验田中有效态Cd含量降幅达15.2%。

（3）影响蔬菜Cd含量的最佳处理方式分别为施用生物质炭（SW）和粉煤灰。其中生物质炭（SW）使莴笋和紧花菜中的Cd含量下降22.0%和26.8%。粉煤灰（FM）处理组白菜和散花菜中的Cd含量分别下降19.3%和28.0%。

（4）蔬菜Cd含量因品种而异，在施用钝化剂的前提下，紧花菜、散花菜、白菜和甘蓝表现出较弱的富集性，而莴笋富集性较强。通过分析可知，土壤pH和有效态Cd含量是影响蔬菜Cd含量的重要因素。

[参考文献]

[1] 贺章咪. 不同辣椒品种镉吸收差异及其积累关键基因表达研究[D]. 重庆：西南大学, 2020.
He Zhangmi. Study on the Difference of Cadmium Absorption and the Expression of Key Genes of Cadmium Accumulation in Different Pepper Varieties[D]. Chongqing: Southwest University, 2020.

[2] 上官宇先,陈琨,喻华,等. 不同铁肥及其施用方法对水稻籽粒镉吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019,38(7):1440-1449.
Shangguan Yuxian, Chen Kun, Yu Hua, et al. Effects of different iron fertilizers and application times on cadmium absorption in rice[J]. Journal of Agro-environment Science, 2019,38(7):1440-1449.

[3] 陈晓燕. 不同品种白菜对黄壤镉的富集特征及其安全生产阈值研究[D]. 贵阳：贵州大学, 2019.
Chen Xiaoyan. Study on Cadmium Enrichment Characteristics of Different Varieties of Chinese Cabbage in Yellow Soil and Its Safe Production Threshold[D]. Guiyang: Guizhou University, 2019.

[4] 李松,孙向阳,李素艳,等. 改良剂对镉污染土壤上小白菜镉积累转运及生理特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021,

40(6):1229-1235.
Li Song, Sun Xiangyang, Li Suyan, et al. Effects of amendments on cadmium accumulation and transport and the physiological characteristics of pakchoi cabbage in cadmium-contaminated soil[J]. Journal of Agro-environment Science, 2021,40(6):1229-1235.

[5] Li S, Sun X Y, Liu Y X, et al. Remediation of Cd-contaminated soils by GWC application, evaluated in terms of Cd immobilization, enzyme activities, and pakchoi cabbage uptake[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2020,27(9):9979-9986.

[6] 武晓微,翟文珺,高超,等. 钝化剂对土壤性质及镉生物有效性的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2021,40(3):562-569.
Wu Xiaowei, Zhai Wenjun, Gao Chao, et al. Influence of passivation on soil properties and bioavailability of cadmium in soils[J]. Journal of Agro-environment Science, 2021, 40(3):562-569.

[7] 环境保护部、国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京:中华人民共和国环境保护部、国土资源部, 2014.
Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. Bulletin of the National Survey of Soil Pollution [R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014.

[8] Khan M A, Khan S, Khan A, et al. Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601/602:1591-1605.

[9] 喻华,上官宇先,涂仕华,等. 水稻籽粒中镉的来源[J]. 中国农业科学, 2018,51(10):1940-1947.
Yu Hua, Shangguan Yuxian, Tu Shihua, et al. Sources of cadmium accumulated in rice grain[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018,51(10):1940-1947.

[10] Lyu J S, Liu Y, Zhang Z L, et al. Multivariate geostatistical analyses of heavy metals in soils: spatial multi-scale variations in Wulian, Eastern China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014,107:140-147.

[11] Cai L M, Xu Z C, Bao P, et al. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and source of arsenic and heavy metals in the agricultural soils in Shunde, southeast China[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2015, 148:189-195.

[12] Zhuo H M, Fu S Z, Liu H, et al. Soil heavy metal contamination and health risk assessment associated with development zones in Shandong, China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019,26(29):30016-30028.

[13] 管伟豆,肖然,李荣华,等. 土壤镉污染北方小麦生产阈值及产区划分初探[J]. 农业环境科学学报, 2021,40(5):969-977.
Guan Weidou, Xiao Ran, Li Ronghua, et al. Investigations on the derivation of a safe wheat-producing threshold of soil Cd content and classification of Cd contaminated wheat-producing areas in Northern China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021,40(5):969-977.

[14] Singh B R, Myhr K. Cadmium uptake by barley as affected by Cd sources and pH levels[J]. Geoderma, 1998,84(1/2/3): 185-194.

[15] 吴雪,方波,悦晓孟,等. 蔬菜重金属Cd污染现状及生理阻隔剂研究进展[J]. 南京农业大学学报, 2020,43(6):988-997.
Wu Xue, Fang Bo, Yue Xiaomeng, et al. The research progress of vegetable Cd contamination and physiological blocking agents of Cd[J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2020,43(6):988-997.

[16] 尹芳,封凯,尹翠景,等. 青海省湟水流域典型工业园区周边耕地土壤重金属污染评价及源解析[J]. 中国环境科学, 2021, 1-12.
Yin Fang, Feng Kai, Yin Cuijing, et al. Evaluation and source analysis of heavy metal in cultivated soil around typical industrial district of Huangshui watershed, Qinghai Province[J]. China Environmental Science, 2021, 1-12.

[17] Xiao X, Pei M, Zhou J J, et al. Soil amendments inhibited the cadmium accumulation in *Ligusticum* striatum DC. and improved the plant growth[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2021,28(47):67788-67799.

[18] 李治梅,安娅,李梅,等. 巯基/铁基功能化蒙脱土对土壤镉的钝化行为研究[J]. 生态环境学报, 2023,32(7):1301-1312.
Li Zhimei, An Ya, Li Mei, et al. Study on passivation behavior for cadmium with sulfhydryl/iron-based functionalized montmorillonite in soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023,32(7):1301-1312.

[19] 倪玮怡. 上海市郊土壤—蔬菜系统中重金属来源及贡献研究[D]. 上海:华东师范大学, 2016.
Ni Weiyi. The Sources and Contribution Research of Heavy Metals in Soil-vegetable System at Suburban Areas in Shanghai[D]. Shanghai: East China Normal University, 2016.

[20] NY/T 1121.2-2006, 土壤检测 第2部分:土壤pH的测定[S]. 2006.
NY/T 1121.2-2006, Soil Testing. Part 2:Method for Determination of Soil pH[S]. 2006.

[21] NY/T 1121.6-2006, 土壤检测 第6部分:土壤有机质的测定[S]. 2006.
NY/T 1121.6-2006, Soil testing. Part 6:Method for Determination of Soil Organic Matter[S].2006.

[22] 全国农业技术推广服务中心,杜森,高祥照. 土壤分析技术规范[M]. 第2版. 北京:中国农业出版社, 2006.

[23] HJ 804-2016, 土壤8种有效态元素的测定 二乙烯三胺五乙酸浸提-电感耦合等离子体发射光谱法[S]. 2016.

[24] HJ 803-2016, 土壤和沉积物 12种金属元素的测定 王水提取-电感耦合等离子体质谱法[S]. 2016.
HJ 803-2016, Soil and Sediment-Determination of Aqua Regia Extracts of 12 Metal Elements-Inductively Coupled

Plasma Mass Spectrometry[S]. 2016.

[25] GB 5009.268-2016, 食品安全国家标准 食品中多元素的测定[S].
GB 5009.268-2016, National Food Safety Standard Determination of Calcium, Iron, Zinc, Sodium, Potassium, Magnesium, Copper and Manganese in Foods for Infants and Young Children, Milk and Milk Products[S].

[26] 邢丹,张爱民,王永平,等. 贵州典型土壤-辣椒系统中镉的迁移富集特征[J]. 西南农业学报, 2016,29(2):332-336.
Xing Dan, Zhang Aimin, Wang Yongping, et al. Transport and enrichment characteristics of Cd in typical Guizhou soil-pepper system[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2016,29(2):332-336.

[27] 万家悦, 彭位华, 贺希格都楞, 等. 镉在典型蔬菜可食部位富集特征及其健康风险评价[J]. 中国计量大学学报, 2019, 30(2):255-264.
Wan Jiayue, Peng Weihua, Hexigeduleng, et al. Characteristics of cadmium enrichment in edible parts of typical vegetables and its health risk assessment[J]. Journal of China University of Metrology, 2019,30(2):255-264.

[28] Sun K N, Wen D, Yang N, et al. Heavy metal and soil nutrient accumulation and ecological risk assessment of vegetable fields in representative facilities in Shandong Province, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2019, 191(4):240.

[29] 王雪,张丽,宋宁宁,等. 海泡石施加深度对水稻吸收镉的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2022(3):467-474.
Wang Xue, Zhang Li, Song Ningning, et al. The effect of sepiolite application depth on cadmium uptake from rice[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2022 (3):467-474.

[30] 尹俊慧,李小英. 不同类型生物炭混施对土壤磷素淋失的影响试验研究[J]. 中国农学通报, 2019,35(6):32-36.
Yin Junhui, Li Xiaoying. Different types of biochar mixed additions affect soil phosphorus leaching loss: experimental research[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2019,35 (6):32-36.

[31] 兰玉书,袁林,杨刚,等. 钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020,39(12): 2743-2751.
Lan Yushu, Yuan Lin, Yang Gang, et al. Soil cadmium content and microbial community structure are affected by passivator application[J]. Journal of Agro-environment Science, 2020,39(12):2743-2751.

[32] 王云丽,石耀鹏,赵文浩,等. 设施菜地土壤镉钝化剂筛选及应用效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2018,37(7):1503-1510.
Wang Yunli, Shi Yaopeng, Zhao Wenhao, et al. Screening of amendments for the remediation of cadmium-polluted protected agriculture soil[J]. Journal of Agro-environment Science, 2018,37(7):1503-1510.

[33] 刘晶晶,杨兴,陆扣萍,等. 生物质炭对土壤重金属形态转化及其有效性的影响[J]. 环境科学学报, 2015,35(11):3679-3687.
Liu Jingjing, Yang Xing, Lu Kouping, et al. Effect of bamboo and rice straw biochars on the transformation and bioavailability of heavy metals in soil[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015,35(11):3679-3687.

[34] Liu H Y, Probst A, Liao B H. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead / zinc mine spill (Hunan, China)[J]. Science of the Total Environment, 2005, 339(1/2/3):153-166.

[35] 杨晖,梁巧玲,赵鹏,等. 7种蔬菜型作物重金属积累效应及间作鸡眼草对其重金属吸收的影响[J]. 水土保持学报, 2012,26(6):209-214.
Yang Hui, Liang Qiaoling, Zhao Li, et al. The cumulative effect on heavy metal of seven kinds of vegetable crops and effects on heavy metal absorption of intercropping *Kummerowia striata*[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2012,26(6):209-214.

[36] Mohamed I, Zhang G S, Li Z G, et al. Ecological restoration of an acidic Cd contaminated soil using bamboo biochar application[J]. Ecological Engineering, 2015,84:67-76.

[37] 罗美. 贵阳市郊区菜地土壤—蔬菜系统中镉污染分析及调控研究[D]. 贵阳:贵州大学, 2008.
Luo Mei. Analysis and Regulation of Cadmium Pollution in Vegetable Soil - Vegetable System in Guiyang Suburb[D]. Guiyang: Guizhou University, 2008.

[38] 陈静生. 水环境化学[M]. 北京:高等教育出版社, 1987.
Chen Jingsheng. Aquatic Chemistry[M]. Beijing:Higher Education Press, 1987.

[39] Sun Y B, Sun G H, Xu Y M, et al. Assessment of sepiolite for immobilization of cadmium-contaminated soils[J]. Geoderma, 2013,193/194:149-155.

[40] 崔冬霞,刘应平,曾宜君,等. 蔬菜中Cd的积累与土壤环境的相关性分析[J]. 西南大学学报:自然科学版, 2012,34(6): 133-137.
Cui Dongxia, Liu Yingping, Zeng Yijun, et al. Correlation analysis of Cd enrichment by vegetables and the soil environment[J]. Journal of Southwest University: Natural Science Edition, 2012,34(6):133-137.

[41] Pan S F, Ji X H, Xie Y H, et al. Influence of soil properties on cadmium accumulation in vegetables:Thresholds, prediction and pathway models based on big data[J]. Environmental Pollution, 2022,304:119225.

[42] 毛俊阳. 芦笋高产栽培与管理技术[J]. 河南农业, 2021(10):58.
Mao Junyang. High-yield cultivation and management techniques of asparagus[J]. Agriculture of Henan, 2021(10):58.

[43] Bacon J R, Davidson C M. Is there a future for sequential chemical extraction?[J]. The Analyst, 2008,133(1):25-46.