

基于主成分分析的沈阳地区水稻土镉污染修复剂修复效果评估

赵宇浩¹, 杨玉红², 赵浩东¹, 杜立宇^{1*}

(1. 沈阳农业大学土地与环境学院, 辽宁 沈阳 110866; 2. 沈阳农业大学生物科学技术学院, 辽宁 沈阳 110866)

摘要: 土壤是人类赖以生存发展的重要资源, 但目前我国的土壤重金属污染问题带来的威胁日益加重。为了比较不同类别的修复剂对于镉污染水稻土的修复效果, 通过盆栽培养实验, 研究了以含磷物质、碳酸钙、生物炭、贝壳粉以及硫化天然矿物为主要成分的六类重金属土壤修复剂在不同的用量条件下对水稻土土壤特性、重金属镉的生物有效性及作物中重金属含量等三个方面的影响。利用主成分分析的多元统计学方法将具有较高相关性的众多评价指标在保证原始数据信息损失最少的情况下用三个综合评价指标取代, 客观确定指标权重并进行综合得分排序分级。结果表明, 六类修复剂均可显著降低水稻土镉的生物有效性, 降低稻米中镉的含量。根据评价结果得出主要成分为碳酸钙的修复剂效果为最佳, 主要成分为生物炭的修复剂与主要成分为含磷物质的修复剂次之, 硫化天然矿物的修复效果最差。

关键词: 主成分分析; 酸性水稻土; 镉污染; 重金属修复剂

中图分类号: X **文献标识码:** A **文章编号:** 0564-3945(2021)05-1220-07

DOI: 10.19336/j.cnki.trtb.2021020602

赵宇浩, 杨玉红, 赵浩东, 杜立宇. 基于主成分分析的沈阳地区水稻土镉污染修复剂修复效果评估 [J]. 土壤通报, 2021, 52(5): 1220 - 1226

ZHAO Yu-hao, YANG Yu-hong, ZHAO Hao-dong, DU Li-yu. Evaluating Remediation Effects of Remediation Agents on Cadmium-Contaminated Paddy Soil in Shenyang Based on Principal Component Analysis Method[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2021, 52(5): 1220 - 1226

土壤是人类赖以生存延续的重要资源, 是一切生产力的根本。但是随着近现代以来人类社会城镇化和工业化的快速发展, 大量的重金属污染物通过各种渠道进入到土壤中, 通过食物链在各级生物体内进行积累, 对人体的生命健康安全造成了严重的威胁^[1-4]。根据《全国土壤污染状况调查公报》显示, 重金属镉的点位超标率已经达到 7%^[5]。水稻是我国最重要的粮食作物, 是对镉积累敏感的作物之一, 同时水稻土一般呈酸性, 增加了土壤中镉的有效性, 因此, 水稻土中镉的污染风险也大大增加。调查结果显示我国镉超标的稻米比例已经达到了 10%^[6-9]。因此对土壤镉污染的治理已经到了迫在眉睫的地步。目前常用的见效快, 成本低和实用性强的重金属污染土壤修复技术主要为原位钝化修复, 通过向土壤施加有机物质、粘土矿物、金属氧化物、硅钙类、含磷物质以及纳米材料等修复剂实现降低重金属生物有效性的目的^[10-14]。这些修复材料可以对土壤重金属镉起到一定程度的钝化作用, 但是它们进入到土

壤中之后对于土壤的修复效果不应单从对于土壤重金属镉的有效形态来判定, 还要综合考虑到对土壤理化性质的影响及其进而对土壤重金属镉的生物有效性和作物含量存在的综合影响。

主成分分析作为多元统计分析的一个分支, 近年来, 随着多元统计分析的普及和应用, 逐渐成为一种新兴的评价方法, 在环境质量评价领域具有广泛的应用^[15-19]。在修复效果评估领域常用到的方法有内梅罗指数法、地积累指数法以及德尔菲法等, 但多数的评价体系中指标间的相关性会导致信息的重叠, 而主成分分析法可以通过对评价指标的降维生成几个主成分来揭示评价指标与修复效果的内在关系, 同时最大限度保留原始变量信息, 简化了评价过程, 基于数据客观确定指标权重, 避免了主观的随意性^[20-22]。应用 SPSS 软件来进行这一分析可简化操作过程的复杂性。

该研究拟基于主成分分析法, 选择应用目前几种比较常见的土壤重金属镉污染修复剂, 以沈阳市

收稿日期: 2021-02-15; 修订日期: 2021-05-25

基金项目: 国家重点研发计划 (2018YFC1801200) 资助

作者简介: 赵宇浩 (1995-), 男, 山西晋中人, 硕士研究生, 主要从事重金属污染土壤修复研究, E-mail: 1053244266@qq.com

*通讯作者: E-mail: duliuyu74@163.com

西郊污染特征明显的在草甸土上发育的水稻土为研究对象, 综合探讨不同种类和用量的修复剂对镉污染土壤的修复效果并进行评价, 以期为重金属污染土壤的修复工作提供一定理论参考。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

1.1.1 供试土壤 供试土壤于 2020 年 5 月采自沈阳市西郊铁西区彰驿镇彰驿村, 土壤类型为发育于草甸土的淹育水稻土, 采样深度为 0~20 cm, 采集的土样风干过筛后备用。土壤基本理化性质 pH 5.55, 有机质 25.25 g kg⁻¹, CEC (阳离子交换量) 5.13 cmol kg⁻¹, 碱解氮 25.38 mg kg⁻¹, 速效磷 7.18 mg kg⁻¹, 速效钾 84.12 mg kg⁻¹, 全镉平均含量 1.02 mg kg⁻¹。

1.1.2 供试修复剂 选择目前常见的六类土壤重金属镉修复剂, 分别为 A 类: 含磷物质为主成分; B 类: 碳酸钙类物质为主成分; C 类: 玉米秸秆生物炭为主成分; D 类: 天然蛭子壳粉为主成分; E 类和 F 类分别是以 γ -巯丙基三乙氧基硅烷和 γ -巯丙基三甲氧基硅烷为改性材料的巯基化天然矿物。

1.1.3 供试作物 供试水稻品种为沈农 9816。

1.2 试验方案

盆栽试验在沈阳农业大学后山科研基地进行。以未施加修复剂的处理为对照 (CK), 6 类修复剂均设 1%、2% 和 3% 三个添加量, 分别标记为 A1、A2、A3、B1、B2、B3、C1、C2、C3、D1、D2、D3、E1、E2、E3、F1、F2、F3; 共 19 个处理。每个处理三次重复。称取供试土壤 20 kg 于塑料桶中, 按试验设计将修复剂连同基肥 (硫酸钾型复合肥) 40g 与土壤充分混匀, 淹水 2 天。将水稻秧苗按每盆 3 丛、每丛 4 株移栽至盆内。长期淹水灌溉至收获前一周。待水稻成熟后, 采集土壤与水稻植株样品。土壤样品风干后过筛; 水稻植株各部位分别洗净、杀青, 烘干后备用。

1.3 测定项目及方法

土壤基本理化性质根据鲍士旦《土壤农化分析》的方法测定^[23]; 其中, 土壤 pH 值采用酸度计法, 有机质含量采用水合热重铬酸钾氧化比色法, 阳离子交换量采用 BaCl₂-MgSO₄ (强迫交换) 法测定。土壤有效镉采用 DTPA 提取, 火焰原子吸收法测定; 土壤全镉采用 HCl-HNO₃-HClO₄ 体系消煮, 火焰原子吸收法测定; 土壤镉的化学形态含量采用 Tessier 五

步连续提取法提取, 石墨炉原子吸收法测定; 水稻植株各部位镉含量采用 HNO₃-HClO₄ 体系消煮, 石墨炉原子吸收法测定。

1.4 数据分析

试验数据采用 Excel 2010、Origin pro 2020b 和 SPSS 22.0 进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 标准化数据结果及 KMO 值

为了在尽可能保留原始数据信息完整性的同时对原始数据进行标准化和正向化, 得到进行主成分分析所需指标变量的正定矩阵, 将所有原始数据取相较于对照组 (CK) 的变化率来实现量纲的一致, 使得所有因子随着数值的增大表示修复效果越好, 呈正相关关系。数据标准化的结果见表 1。经 SPSS 软件计算得到标准化数据的 KMO 取样适切性量数为 0.746, 表明适合进行主成分分析。

2.2 相关系数矩阵构建及分析

经过对标准化评价指标间相关系数的计算得到相关系数矩阵如图 1 所示, 对图 1 内容进行分析可知较多的指标之间存在较高的相关性, 信息重叠性较高, 如果直接用来分析, 可能会带来比较严重的共线性问题。pH 增长率与有效态镉削减率 ($R = 0.71$) 以及可交换态镉削减率 ($R = 0.8$) 显著正相关, 说明 pH 对于酸性水稻土镉的生物有效性是重要的影响因素。土壤阳离子交换量同样与有效态镉以及可交换态镉的含量显著相关, 说明土壤团聚体的吸附能力对于土壤镉的生物有效性起重要的影响作用。糙米镉含量与各项指标相关性不高的原因在于糙米对于镉的富集系数较小, 对照组的糙米镉含量均未超标。

2.3 特征值及各主成分贡献率

由表 2 可以得知, 第一主成分贡献率为 50.649%, 第二主成分贡献率为 17.343%, 第三主成分贡献率为 12.937%, 从第四主成分开始的初始特征值均小于 1, 前三个主成分的累计贡献率已经达到了 80.93%, 超过了 80%, 说明它们所对应的三个主成分已经完全可以反映原始指标所包含的大部分信息, 因此提取前三个主成分进行分析。

2.4 主成分分析

表 3 为经 SPSS 计算得到的主成分载荷矩阵。由表中可以看出第一主成分中载荷较大的有 pH 增长率、CEC 增长率、有效态镉削减率、可交换态镉削减率、

表 1 数据标准化(%)
Table 1 Data standardization (%)

处理 Treatment	pH增长率 Growth rate of pH	CEC增长率 Growth rate of CEC	有机质增长率 Growth rate of organic matter	有效态镉削减率 Reduction rate of available Cd	可交换态镉削减率 Reduction rate of exchangeable Cd	地上部生物量增长率 Growth rate of overground biomass	糙米产量增长率 Growth rate of grain production	水稻根镉含量削减率 Reduction rate of Cd content in roots	糙米镉含量削减率 Reduction rate of Cd content in grain
A1	5.32	10.84	18.92	27.65	50.95	19.86	2.31	54.41	82.76
A2	2.09	36.73	19.33	29.48	38.31	29.43	10.74	33.64	86.71
A3	12.74	56.22	25.47	30.68	42.92	16.31	14.64	54.28	86.09
B1	28.90	66.30	2.46	56.19	69.61	16.67	35.23	68.36	96.60
B2	34.60	63.48	7.64	47.59	68.83	8.51	38.42	67.74	97.22
B3	36.50	63.03	-0.30	41.76	64.03	12.77	8.16	61.15	92.77
C1	23.38	49.17	13.97	36.65	36.56	42.91	24.58	5.92	-15.02
C2	9.70	69.56	16.56	36.73	44.03	43.26	17.92	16.62	6.37
C3	6.08	32.02	29.46	37.20	47.80	43.26	15.71	42.07	47.22
D1	25.67	58.04	-8.05	33.18	57.34	8.51	2.22	19.22	71.20
D2	29.28	61.07	5.66	34.78	59.73	13.12	39.22	69.20	66.75
D3	32.32	66.12	8.32	60.05	76.01	20.92	24.05	81.46	66.75
E1	14.83	10.65	9.22	28.19	38.21	14.54	19.43	46.41	67.61
E2	6.08	33.29	0.88	29.01	40.23	41.84	-9.49	59.97	92.89
E3	7.03	45.03	15.15	35.53	44.51	26.95	-30.08	55.71	48.95
F1	3.80	52.55	1.55	30.90	44.45	32.98	7.99	34.49	6.61
F2	1.71	21.77	6.87	6.46	15.33	31.56	-4.17	24.04	39.00
F3	0.19	42.61	-2.09	26.85	29.58	41.13	-28.57	45.21	36.28

地上部生物量增长率、糙米产量增长率和水稻根镉含量削减率，包含了大部分指标，其中载荷大于 0.8 的有 pH 增长率、有效态镉削减率和可交换态镉削减

率，因此可以认为第一主成分基本可以代表修复剂对于镉污染水稻土修复效果的大部分信息，主要体现在对土壤生物可利用镉的削减能力。第二主成

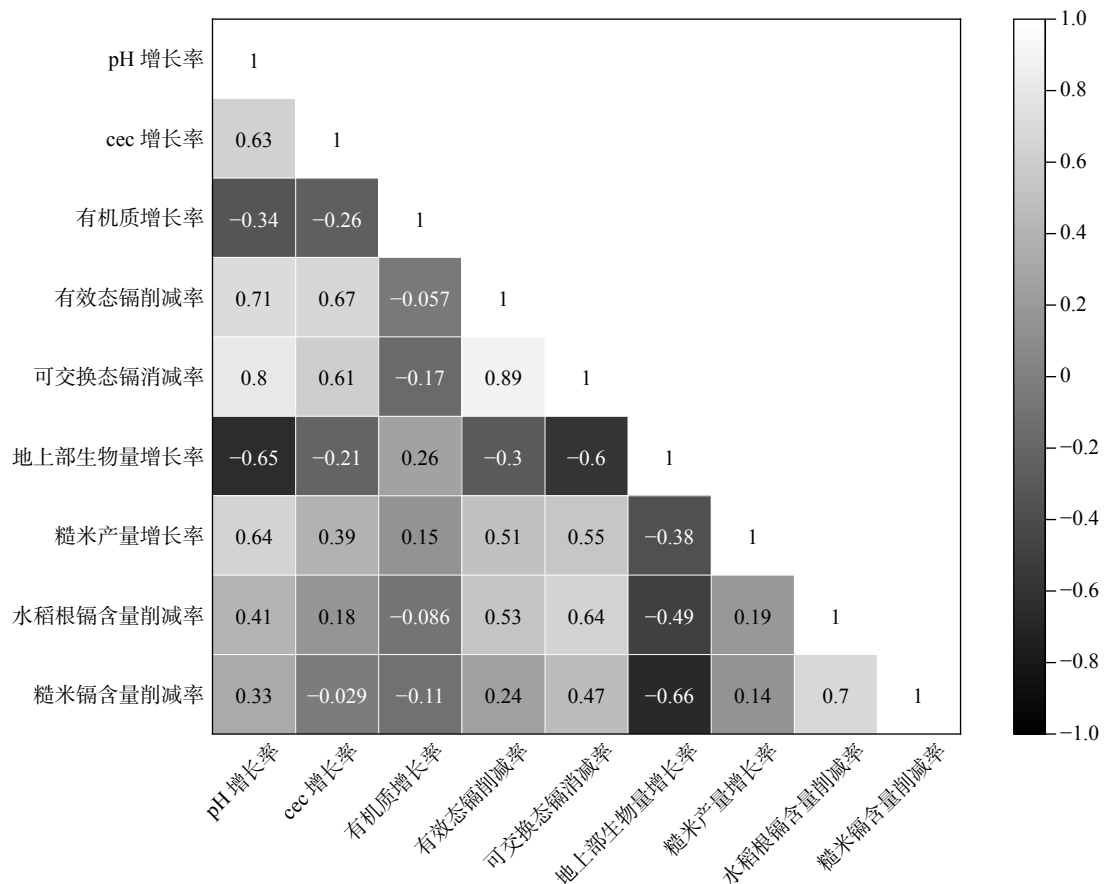


图 1 修复效果评价指标标准化数据的相关系数矩阵
Fig.1 Correlation coefficient matrix between evaluation indices standardized

表 2 特征值及各主成分贡献率
Table 2 Eigenvalue and contribution percentage of each principal component

主成分 Principal component		1	2	3	4	5	6	7	8	9
初始特征值	总计	4.558	1.561	1.164	0.791	0.328	0.238	0.195	0.118	0.047
	贡献率%	50.649	17.343	12.937	8.787	3.641	2.640	2.167	1.316	0.520
	累积贡献率 %	50.649	67.993	80.930	89.717	93.357	95.997	98.164	99.480	100.000
提取载荷平方和	总计	4.558	1.561	1.164						
	贡献率%	50.649	17.343	12.937						
	累积贡献率 %	50.649	67.993	80.930						

分中载荷较大的有 CEC 增长率、水稻根镉含量与糙米镉含量的削减率，第三主成分中载荷较大的为土壤有机质增长率，说明第二主成分主要代表修复剂

对作物体内镉含量的降低作用，第三主成分代表修复剂对土壤有机质的提升效果，第二第三主成分是对第一主成分缺失信息的补充。

表 3 主成分载荷矩阵
Table 3 Principal component loading matrix

	主成分载荷 Principal component load		
	1	2	3
pH增长率	0.896	0.192	-0.140
cec增长率	0.640	0.573	-0.221
有机质增长率	-0.246	0.059	0.932
有效态镉削减率	0.834	0.315	0.155
可交换态镉消减率	0.949	0.065	0.063
地上部生物量增长率	-0.715	0.429	0.127
糙米产量增长率	0.632	0.333	0.390
水稻根镉含量削减率	0.680	-0.489	0.148
糙米镉含量削减率	0.563	-0.745	0.090

2.5 主成分表达式的构建及综合得分

根据各主成分的载荷除以对应特征值的开方经计算可得各因子在主成分上的得分如表 4，可得表达式：

$$S1 = 0.420x_1 + 0.300x_2 - 0.115x_3 + 0.390x_4 + 0.444x_5 - 0.335x_6 + 0.296x_7 + 0.319x_8 + 0.264x_9$$

$$S2 = 0.154x_1 + 0.458x_2 + 0.047x_3 + 0.252x_4 + 0.052x_5 + 0.343x_6 + 0.267x_7 - 0.391x_8 - 0.596x_9$$

$$S3 = -0.129x_1 - 0.205x_2 + 0.864x_3 + 0.144x_4 + 0.059x_5 + 0.118x_6 + 0.362x_7 + 0.137x_8 + 0.083x_9$$

各主成分对 F 的综合得分贡献表达式：S1 贡

$$\text{贡献} = \frac{0.50649}{0.80929} S1 = 0.6258S1$$

$$S2 \text{ 贡献} = \frac{0.17343}{0.80929} S2 = 0.2143S2$$

$$S3 \text{ 贡献} = \frac{0.12937}{0.80929} S3 = 0.1599S3$$

$$S = S1 \text{ 贡献} + S2 \text{ 贡献} + S3 \text{ 贡献}$$

将修复效果评价因子标准化值代入综合得分表达式 S，可得各修复剂修复效果评价综合得分如表 5 所示，综合得分排序为：D3 > B2 > B1 > D2 > B3 > A3 > D1 > C2 > C3 > C1 > E1 > F1 > A2 > A1 > E3 >

表 4 主成分得分系数矩阵
Table 4 Coefficient matrix of principal component factor score

	主成分 Principal component		
	1	2	3
pH增长率 (x ₁)	0.420	0.154	-0.129
cec增长率 (x ₂)	0.300	0.458	-0.205
有机质提升率 (x ₃)	-0.115	0.047	0.864
有效态削减率 (x ₄)	0.390	0.252	0.144
可交换态消减率 (x ₅)	0.444	0.052	0.059
生物量提升率 (x ₆)	-0.335	0.343	0.118
产量提升率 (x ₇)	0.296	0.267	0.362
根镉含量削减率 (x ₈)	0.319	-0.391	0.137
糙米镉含量削减率 (x ₉)	0.264	-0.596	0.083

表 5 各处理组得分
Table 5 Comprehensive scores in each treatment

分级 Class	处理 Treatment	S1	排名 Rank	S2	排名 Rank	S3	排名 Rank	S	排名 Rank
一等	D3	1.3334	3	-0.0329	5	0.3033	7	0.8759	1
	B2	1.3761	1	-0.2091	12	0.3219	5	0.8679	2
	B1	1.3672	2	-0.1647	11	0.2898	8	0.8667	3
二等	D2	1.1696	5	-0.0725	8	0.2780	9	0.7609	4
	B3	1.2113	4	-0.2431	14	0.1233	14	0.7257	5
三等	A3	0.8922	7	-0.2413	13	0.3752	3	0.5667	6
	D1	0.9025	6	-0.0495	6	-0.0375	18	0.5482	7
	C2	0.5470	14	0.5502	2	0.2100	10	0.4938	8
	C3	0.6055	13	0.0332	4	0.4667	1	0.4606	9
	C1	0.4432	16	0.6584	1	0.1986	11	0.4502	10
	E1	0.6986	9	-0.3158	16	0.3083	6	0.4189	11
	F1	0.5303	15	0.3085	3	0.0913	16	0.4126	12
	A2	0.6512	11	-0.2438	15	0.3450	4	0.4105	13
	A1	0.6995	8	-0.4686	18	0.3785	2	0.3979	14
	四等	E3	0.6111	12	-0.1604	10	0.1460	13	0.3714
E2		0.6844	10	-0.4137	17	0.1706	12	0.3670	16
F3		0.3847	17	-0.0507	7	-0.0129	17	0.2278	17
F2		0.2194	18	-0.0994	9	0.1181	15	0.1349	18

E2 > F3 > F2。

通过综合得分结果的极值，在等距 $d = (0.8759 - 0.1349) / 4 = 0.1853$ 上将所有修复剂修复效果分为四等。

- 第一等：综合得分取值范围 (0.6906, 0.8759)。
- 第二等：综合得分取值范围 (0.5053, 0.6906)。
- 第三等：综合得分取值范围 (0.3200, 0.5053)。
- 第四等：综合得分取值范围 (0.1349, 0.3200)。

2.6 综合得分分析

由表 5 及图 2 可分析得出，由于第一主成分 S1 对于全部信息的贡献率占比达到了 50.65%，因此第一主成分得分较高的修复剂综合得分排名一般都较

高。而第二第三主成分贡献率较低分别为 17.34% 和 12.94%，对于总体的综合得分影响相对较小，是作为第一主成分的补充和辅助存在。

3 讨论

不同添加量的修复剂 D 与修复剂 B 在所有的修复剂中修复效果最好，且高添加量修复效果普遍好于低添加量，究其主要机理在于修复剂 D 与修复剂 B 的主要化学成分均为碳酸钙，碳酸根水解产生的 OH 和 HCO₃⁻ 提高了土壤 pH。修复剂 B 和 D 处理下土壤 pH 有 25.67% 到 36.50% 不等的提升效果，在所有处理中最为显著，使得重金属生成氢氧化物沉淀和碳酸盐沉淀，降低了生物有效性。同时 pH 与其他大部分的评价指标具有较高相关性，pH 的大幅提升对于整体修复效果的提升具有较好的促进作用。此外修复剂 D 主要成分为贝壳粉，高添加量的贝壳粉具有较强的络合与表面吸附能力，可使重金属稳定化^[24-28]。

修复剂 C 与修复剂 A 的综合得分均处在第三等。修复剂 C 的主要成分是生物炭，具有较大的孔隙度和比表面积，表面带有大量的负电荷，是一种性能优良的吸附剂，同时生物炭含有的 N、P、K、Ca、Mg 及微量元素进入土壤后可增加土壤有机质，提高肥力促进增产^[29-32]。因此在修复剂 C 处理下的土壤阳离子交换量、有机质含量、水稻地上部生物量以及糙米产量的增长率都比其他修复剂高，这解释了

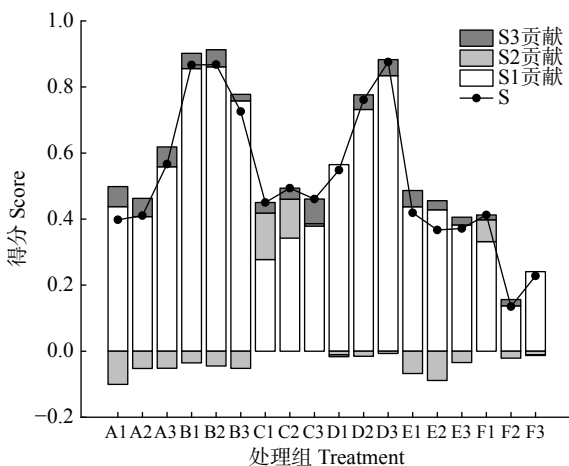


图 2 各主成分对综合得分的贡献得分

Fig.2 Contribution percentage of principal component score to the comprehensive score

修复剂 C 在第二主成分上的高排名。生物炭对 pH 的影响较其他修复剂来说较小, 但是对可交换态镉的削减作用同样较为显著, 这可能说明生物炭降低土壤镉生物有效性的主要机理为吸附与络合, 而形成金属沉淀的作用占次要地位^[33-34]。修复剂 A 主要分为经有机物质改良的含磷物质, 对于土壤有机质含量提升效果明显, 这也解释了修复剂 A 在第三主成分上的高排名。

修复剂 E 和 F 的综合得分排名普遍靠后, 原因主要在于二者主要成分为巯基钝化剂, 钝化机理为通过巯基官能团与重金属离子络合吸附, 对于土壤的本身性质影响作用较小^[35-37]。同时稻米产量与二者的添加量呈负相关关系, 其机理可能是由于巯基官能团会通过影响水稻体内过氧化氢酶、超氧化物歧化酶和过氧化物酶等抗氧化酶的活性来减少水稻对镉的吸收, 但会对水稻产量起抑制作用^[38-40]。

4 结论

该研究从改良土壤质量、降低土壤镉的生物有效性以及减少作物对镉的吸收三个方面出发利用主成分分析对六类修复剂的修复效果进行综合评价, 结果显示每种修复剂的不同用量均可显著降低镉污染土壤的环境风险, 综合得分分级结果表明主要成分为碳酸钙的修复剂 D 与修复剂 B 修复效果为最佳, 主要成分为生物炭的修复剂 C 与主要成分为含磷物质的修复剂 A 排在第三等, 主要成分为巯基钝化剂的修复剂 E 与 F 的修复效果分级为第四等。

参考文献:

- [1] 宋玉芳, 许华夏, 任丽萍, 等. 土壤重金属对白菜种子发芽与根伸长抑制的生态毒性效应[J]. *环境科学*, 2002, (1): 103 - 107.
- [2] Yuan X H, Xue N D, Han Z G. A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021: 101.
- [3] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(3): 409 - 417.
- [4] 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)
- [5] 全国土壤污染状况调查公报[J]. *中国环保产业*, 2014, (5): 10 - 11.
- [6] 孙约兵, 王永昕, 李 焱, 等. Cd-Pb复合污染土壤钝化修复效率与生物标记物识别[J]. *环境科学研究*, 2015, 28(6): 951 - 958.
- [7] Yao H Y, Xu J M, Huang C Y. Substrate utilization pattern, biomass and activity of microbial communities in a sequence of heavy metal-polluted paddy soils[J]. *Geoderma*, 2003, 115(1): 139 - 148.
- [8] Du Y, Hu X F, Wu X H, et al. Affects of mining activities on Cd pollution to the paddy soils and rice grain in Hunan province, Central South China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(12)
- [9] 甄燕红, 成颜君, 潘根兴, 等. 中国部分市售大米中Cd、Zn、Se的含量及其食品安全评价[J]. *安全与环境学报*, 2008, (1): 119 - 122.
- [10] Komarek M, Vanek A, Ettler V. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides-A review[J]. *Environmental Pollution*, 2013: 172.
- [11] 李剑睿, 徐应明, 林大松, 等. 农田重金属污染原位钝化修复研究进展[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(4): 721 - 728.
- [12] Guo G Y, Zhou Q X, Ma L Q. Availability and Assessment of Fixing Additives for The in Situ Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, 116(1-3)
- [13] Brown S, Chaney R, Hallfrisch J, et al. In Situ Soil Treatments to Reduce the Phyto - and Bioavailability of Lead, Zinc, and Cadmium[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33(2): 522 - 531.
- [14] Jiang J, Xu R K, Jiang T Y, et al. Immobilization of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012: 229 - 230.
- [15] 梁 剑, 张 健. 多元统计分析在四川退耕还林区土壤肥力评价中的运用[J]. *环境科学研究*, 2008, (2): 68 - 72.
- [16] Fernandez S, Cotos-Yanez T, Roca-Pardinas J, et al. Geographically Weighted Principal Components Analysis to assess diffuse pollution sources of soil heavy metal: Application to rough mountain areas in Northwest Spain[J]. *Geoderma*, 2018: 311.
- [17] 朱蕾. 基于主成分分析法的扬州市生态环境质量评价[D]. 扬州: 扬州大学, 2013.
- [18] 冯利华. 环境质量的主成分分析[J]. *数学的实践与认识*, 2003, (8): 32 - 35.
- [19] Chapagain S K, Pandey V P, Shrestha S, et al. Assessment of Deep Groundwater Quality in Kathmandu Valley Using Multivariate Statistical Techniques[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 210(1-4)
- [20] Ke X, Gui S F, Huang H, et al. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China[J]. *Environmental Science And Pollution Research*, 2017, 175: 473 - 481.
- [21] 方红卫, 孙世群, 朱雨龙, 等. 主成分分析法在水质评价中的应用及分析[J]. *环境科学与管理*, 2009, 34(12): 152 - 154.
- [22] 盛周君, 孙世群, 王京城, 等. 基于主成分分析的河流水环境质量评价研究[J]. *环境科学与管理*, 2007, (12): 172 - 175.
- [23] 鲍士旦. 2000. 土壤农化分析[M]. 第三版. 北京: 中国农业出版社.
- [24] 朱德强, 梁成华, 杜立宇, 等. 含方解石物质对土壤镉赋存形态的影响[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(1): 326 - 330.

- [25] Chen H M, Zheng C R, Tu C, et al. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals[J]. *Chemosphere*, 2000, 41(1-2)
- [26] Gray C W, Dunham S J, Dennis P G, et al. Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud[J]. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 2006, 142(3)
- [27] Yong S O, Jung E L, Deok H M. Stabilization of Pb and Cd contaminated soils and soil quality improvements using waste oyster shells[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2011, 33(1)
- [28] Yong S O, Sang E O, Mahtab A, et al. Effects of natural and calcined oyster shells on Cd and Pb immobilization in contaminated soils[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2010, 61(6): 1301 – 1308.
- [29] 郭文娟, 梁学峰, 林大松, 等. 土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(9): 3716 – 3721.
- [30] Li Z Z, Katsumi T, Imaizumi S, et al. Cd(II) adsorption on various adsorbents obtained from charred biomaterials[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 183(1)
- [31] Zwieter L V, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. *Plant and Soil*, 2010, 327(1-2)
- [32] Larid D, Fleming P, Wang B Q, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158(3)
- [33] Cui L Q, Noerpel M R, Scheckel K G, et al. Wheat straw biochar reduces environmental cadmium bioavailability.[J]. *Environment international*, 2019: 126.
- [34] Gomez-Eyles J L, Sizmur T, Collins C D, et al. Effects of biochar and the earthworm *Eisenia fetida* on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and potentially toxic elements[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(2)
- [35] 何丽质, 徐应明, 宋常志, 等. 巯基化坡缕石对碱性土壤镉污染的快速钝化修复效应[J/OL]. *农业环境科学学报*: 1-14[2021-01-27]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1347.S.20201113.1839.004.html>.
- [36] Fan J J, Cai C, Chi H F, et al. Remediation of cadmium and lead polluted soil using thiol-modified biochar[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020: 388.
- [37] Wang L L, Shi Y, Yao D K, et al. Cd complexation with mercapto-functionalized attapulgite (MATP): adsorption and DFT study[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019: 366.
- [38] Lian M M, Feng Q Q, Wang L F, et al. Highly effective immobilization of Pb and Cd in severely contaminated soils by environment-compatible, mercapto-functionalized reactive nanosilica[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019: 235.
- [39] Liang X F, Li N, He L Z, et al. Inhibition of Cd accumulation in winter wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in alkaline soil using mercapto-modified attapulgite[J]. *Science of the Total Environment*, 2019: 688.
- [40] 孟兴锐, 赖波, 蒲金国, 等. 巯基膨润土影响土壤镉形态及水稻酶活性研究[J]. *资源节约与环保*, 2019, (2): 15 – 16+19.

Evaluating Remediation Effects of Remediation Agents on Cadmium-Contaminated Paddy Soil in Shenyang Based on Principal Component Analysis Method

ZHAO Yu-hao¹, YANG Yu-hong², ZHAO Hao-dong¹, DU Li-yu^{1*}

(1. *College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China;*

2. *College of Bioscience and Biotechnology, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)*

Abstract: Soil is an important natural resource for human survival and development. However, the threat of soil heavy metal contamination in China is becoming increasingly serious. Six remediation agents for soil heavy metal contamination in this study, including phosphorus-containing material, calcium carbonate, biochar, shell powder and natural sulfhydryl minerals, were added to paddy soil contaminated with cadmium (Cd) at varied rates in a pot experiment to investigate their effects on soil properties, bio-availability of Cd and Cd content in crops. Three evaluation factors were selected by the method of principal component analysis (PCA), and ranked based on the comprehensive scores after determining their weights. The results showed that the six remediation agents significantly reduced the bio-availability of Cd in paddy soil and the content of Cd in rice. The calcium carbonate had the best remediation effects on the heavy metal contaminated soil, following by the biochar and the phosphorous-containing material, while the natural sulfhydryl mineral was presented the worst remediation effect.

Key words: Principal component analysis; Acid paddy soil; Cadmium contamination; Heavy metal remediation agent

[责任编辑: 刘轶飞]