

李剑睿, 徐应明. 长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉条件下海泡石修复镉污染水稻土效应[J]. 江苏农业科学, 2021, 49(17): 226–231.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2021.17.040

长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉条件下 海泡石修复镉污染水稻土效应

李剑睿¹, 徐应明²

(1. 太原工业学院, 山西太原 030008; 2. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要:采用盆栽试验, 于长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉条件下, 研究海泡石对镉污染水稻土的修复效应及对水稻抗氧化胁迫和土壤养分含量的影响。结果表明, 施加海泡石后, 土壤 pH 值显著升高, 土壤镉形态由酸提取态向残渣态转化。长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉条件下, 土壤有效镉含量分别下降 16.3% ~ 37.2%、7.8% ~ 37.3%、14.8% ~ 32.8%, 稻米镉含量降幅分别为 26.7% ~ 60.0%、19.2% ~ 46.2%、18.6% ~ 50.0%, 稻草镉含量分别降低 25.0% ~ 58.3%、15.2% ~ 43.6%、15.4% ~ 43.5% ($P < 0.05$); 土壤有效磷含量分别增加 5.3% ~ 26.2%、9.0% ~ 33.6%、9.5% ~ 25.1%, 有效铁含量分别降低 8.4% ~ 19.5%、8.5% ~ 15.1%、12.8% ~ 18.9%, 有效锌含量分别降低 20.5% ~ 45.5%、21.8% ~ 60.0%、8.8% ~ 52.9%, 有效铜含量降幅分别为 22.4% ~ 32.7%、13.3% ~ 33.6%、17.6% ~ 32.8% ($P < 0.05$); 叶片 CAT(过氧化氢酶)活性增幅分别为 15.1% ~ 130.2%、15.6% ~ 93.3%、18.9% ~ 137.8%, 叶片 GSH(蛋白类谷胱甘肽)含量最大增幅分别为 33.5%、31.7%、39.9% ($P < 0.05$)。得出结论, 长期淹水下, 1.5% 海泡石处理可使稻米镉满足我国食品中污染物含量限量值 0.20 mg/kg (GB 2762—2012), 长期淹水是一种推荐的镉污染稻田修复水分管理模式。

关键词:水分管理; 镉; 水稻土; 海泡石; 修复; 长期淹水; 传统灌溉; 湿润灌溉

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2021)17-0226-05

工业化、城镇化过程中所产生的大量工矿企业三废、农用化学品和城镇生活垃圾等, 使我国超过 10% 的耕地受到不同程度的污染。其中, 重金属污染因隐蔽性、不可降解性、生物危害性、长期性等生态特点, 成为社会关注的热点^[1-3]。我国是水稻种植大国, 稻米年产量约占粮食总产的 50%。农业农村部针对稻米质量安全的一项抽检表明, 镉超标率达 10.3%, 给人们健康带来隐患。

原位修复技术是指将一些活性物质施入污染土壤耕层, 通过发生氧化还原、共沉淀、表面吸附、有机络合等反应, 来控制重金属在土壤固-液相的平衡、形态分布、价态变化等过程, 最终降低重金属的移动性和生物可利用性。黏土具有比表面积大、离子交换性强等特点, 又是土壤胶体的组分之一, 使用黏土钝化土壤重金属已成为环境修复的重要研究领域^[4-7]。

本试验在不同水分条件下, 探究了施加黏土海泡石对土壤 pH 值、镉形态分布、有效态镉含量, 以及对稻米镉含量的影响; 同时, 开展了对土壤养分元素含量、水稻抗氧化生理指标的评价, 以期在合理的土壤水分管理条件下, 利用黏土修复重金属污染稻田提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤采自湖南省红壤性水稻田, 理化性质为 pH 值 5.01, 全氮含量 1.15 g/kg, 全磷含量 0.47 g/kg, 有机质含量 18.8 g/kg, 总镉含量 1.51 mg/kg, 阳离子交换量 17.8 cmol/kg。供试作物为水稻, 品种为粳型两系杂交稻 T 优 118。污染土壤镉钝化剂为黏土海泡石原矿粉, 白色粉末, 主要成分为碳酸钙, 阳离子代换量 51.3 cmol/kg, pH 值为 9.83。

1.2 方案设计

盆栽试验于 2015 年在农业农村部环境保护科研监测所温室大棚内完成。试验用盆按随机区组排列, 包含土壤海泡石施加量和水分管理 2 个因子。

收稿日期: 2020-12-16

基金项目: 国家自然科学基金(编号: 21177068)。

作者简介: 李剑睿(1981—), 男, 山西朔州人, 博士, 副教授, 主要从事土壤生态与修复研究。E-mail: jianrui-419@163.com。

供试土壤风干过 2.0 mm 筛后装盆,每盆装土 8.0 kg,海泡石施加量分别为 0、0.5%、1.0%、1.5%,与盆内土壤混合均匀,75% 田间持水量下稳定 2 周,将培育好的水稻秧苗移入盆内,每盆 3 株。水分管理包括长期淹水:生育期土壤表层维持 4~5 cm 水层;传统灌溉:分蘖后期、灌浆期土壤表层保持湿润状态(田间持水量 75%),其余生育阶段淹水;湿润灌溉:土壤表层保持湿润状态。试验共计 12(4×3) 个处理,每个处理重复 3 次。水稻移栽 110 d 后收获,植株分稻草和稻米(去壳)2 个部分,用自来水-去离子水洗净后于 65℃ 恒温烘干、称质量。

1.3 指标测定

盆中土样风干过 1.0 mm 筛备用,植物样粉碎后待测。土壤、海泡石 pH 值采取去离子水提取(2.5:1 水土比)、pH 计(FAJ-6,南京雷磁)测定。土壤总镉含量利用 HNO_3 -HF(3:1 体积比)消化,植物样镉含量采取 HNO_3 消解,消化液镉原子吸收光谱仪(AA-6880,日本岛津公司)测定。土壤镉形态分布采取土壤重金属顺序提取形态标准物质(BCR)法测定,包括酸提取态、可还原态、可氧化态和残渣态^[8]。土壤 1.0 mol/L $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 提取态分数作为有效镉含量。此外,稻草-稻米镉转移系数=稻米镉/稻草镉。

土壤有效磷含量采取 0.025 mol/L HCl-0.03 mol/L NH_4F 提取,比色法测定;土壤有效锌、有效铜采用 0.10 mol/L HCl 浸提,原子吸收分光光度法测定;土壤有效铁含量采取 DTPA- CaCl_2 -TEA(DTPA 为二乙基三胺五乙酸)提取,原子光谱法测定^[9]。

水稻扬花期采集新鲜叶片,磷酸缓冲液粉碎处理,离心获得上清液,作为抗氧化酶待测液:SOD(超氧化物歧化酶)活性以 NBT 光化学还原能力测算^[10],CAT(过氧化氢酶)活性以 H_2O_2 的降解速度来计算,酶活性基于蛋白质量以 U/g 表示^[11],叶片中巯基化合物含量测定参照参考文献[12]进行。

1.4 统计分析

使用 Microsoft Excel 2010 进行数据平均值和标准差的运算,SAS 9.2 软件进行方差分析,最小显著性差异测验(LSD)进行数据差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 土壤镉形态和有效镉含量

重金属镉形态分布控制其移动性和生物有效

性。酸性稻田镉形态以有效性较高的酸提取态为主(图 1)。未施加海泡石条件下,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉处理 3 种方式,其酸提取态镉分数分别为 48%、55%、71%,残渣态镉为 18%、15%、10%,持续淹水过程促进了土壤胶体对镉的吸附固定,有效性降低。施加 0.5%~1.5% 海泡石后,酸提取态镉含量显著下降,3 种方式降幅分别为 8.3%~18.8%、5.5%~16.4%、4.2%~14.1% ($P < 0.05$),残渣态镉含量升高,增幅分别为 11.1%~33.3%、13.3%~40.0%、10.0%~30.0% ($P < 0.05$)。海泡石对土壤 pH 值的提升及其结构表面对镉的离子交换、络合和共沉淀吸附作用,促进了镉形态由酸提取态向残渣态转变,有效性显著降低。

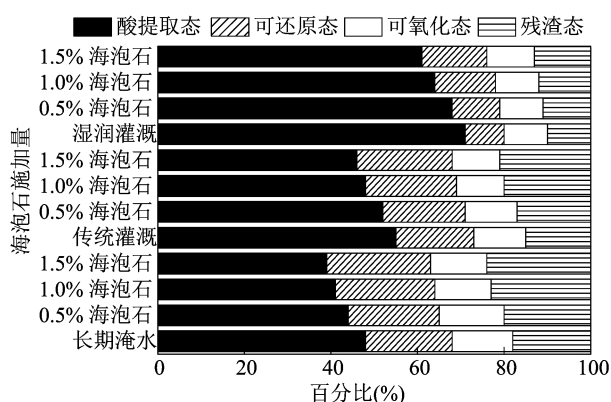


图1 土壤镉形态分布

由图 2 可见,未添加海泡石时,与传统灌溉比,长期淹水处理的有效镉含量下降 15.7%,湿润灌溉的有效镉含量增加 19.6% ($P < 0.05$)。海泡石处理的土壤有效镉含量显著下降,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉处理 3 种水分管理方式下,降幅分别为 16.3%~37.2%、7.8%~37.3%、14.8%~32.8% ($P < 0.05$)。

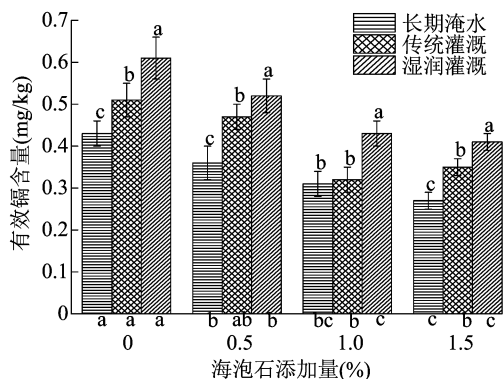


图2 海泡石处理后土壤有效镉含量

x 轴不同字母表示不同海泡石处理间差异显著($P < 0.05$),柱上不同字母表示不同水分管理间差异显著($P < 0.05$)。图3、图4同

2.2 稻米和稻草镉含量

长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,稻米镉含量差异显著(图 3)。长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉的稻米镉含量分别为 0.45、0.78、1.02 mg/kg,均超过我国 GB 2762—2012《食品中污染物限量》标注临界值 0.20 mg/kg。施加 0.5% ~ 1.5% 海泡石后,稻米镉含量降幅分别为 26.7% ~ 60.0%、19.2% ~ 46.2%、18.6% ~ 50.0% ($P < 0.05$),施加 1.5% 海泡石后分别降至 0.18、0.42、0.51 mg/kg。表明施加海泡石长期淹水处理,可使稻米镉含量达到国家标准 0.20 mg/kg;传统灌溉下,1.5% 海泡石处理可使稻米镉含量基本满足国际法典委员会标准规定的稻米镉限量值 0.40 mg/kg (Codex Stan 193—1995, CAC 标准 食品和饲料中污染物和毒素通用标准)。海泡石处理镉形态分布的变化和有效态镉含量的降低,是稻米镉含量下降的主要原因。

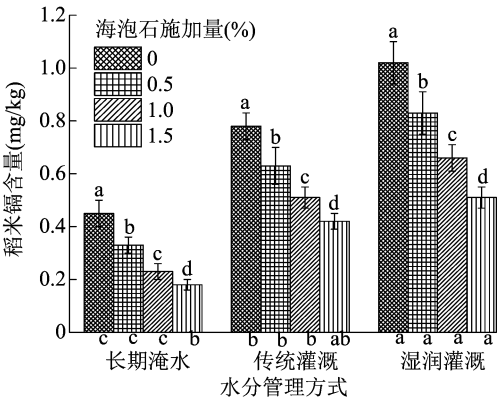


图3 不同处理方式下稻米镉含量

由图 4 可知,未施加海泡石时,与传统灌溉比,长期淹水的稻草镉含量降低了 37.4%,湿润灌溉下稻草镉含量增加了 35.1% ($P < 0.05$)。土壤海泡石处理后,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,稻草镉含量分别降低 25.0% ~ 58.3%、15.2% ~ 43.6%、15.4% ~ 43.5% ($P < 0.05$)。重金属转移系数是作物体内各部位重金属含量的比值,用于评价重金属在作物体内的迁移分配能力。表 1 表明,长期淹水下,稻草 - 稻米镉转移系数降低,施加海泡石后,地上部稻草 - 稻米镉转移系数整体下降。

2.3 土壤 pH 值和养分元素含量

pH 值通过控制痕量元素的氧化还原、沉淀溶解、吸附解吸等行为,影响其土壤固液平衡和生物有效性。表 2 表明,长期淹水促进了土壤 pH 值的

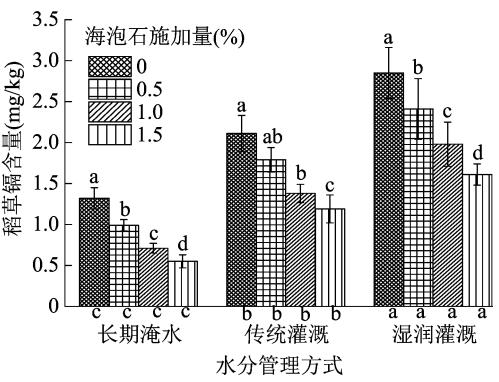


图4 不同处理方式下稻草镉含量

表 1 稻草 - 稻米镉转移系数

海泡石施加量 (%)	镉转移系数		
	长期淹水	传统灌溉	湿润灌溉
0	0.34	0.37	0.36
0.50	0.30	0.35	0.34
1.00	0.32	0.37	0.33
1.50	0.33	0.35	0.32

提升,分别比传统灌溉、湿润灌溉处理增加 0.38、0.54 个单位,淹水过程中还原力氢离子浓度逐步下降是 pH 值升高的主要原因。0.5% ~ 1.5% 海泡石处理后,pH 值显著升高,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,分别增加了 0.60 ~ 1.36、0.70 ~ 1.55、0.58 ~ 1.46 个单位 ($P < 0.05$),海泡石中的碳酸钙导致土壤 pH 值增加。

土壤养分元素含量见表 2。未施加海泡石时,有效磷含量与传统灌溉比,长期淹水的增加 40.3%,湿润灌溉的降低 18.4% ($P < 0.05$),持续淹水过程中,闭蓄态磷的还原溶解引起有效磷含量升高。施加海泡石后,有效磷含量整体显著升高。长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,有效磷含量分别增加 5.3% ~ 26.2%、9.9% ~ 33.6%、9.5% ~ 25.1% ($P < 0.05$)。随着 pH 值不断升高至 6.0 ~ 7.0 时,被土壤固定的 Fe(Al) - P 逐步释放,有效磷含量显著增加。

土壤淹水导致高价铁的还原溶解和新旧铁氧化物的更替,尤其对于酸性土,长期淹水下,土壤铁有效性显著增加,比传统灌溉增加 39.0% ($P < 0.05$)。海泡石处理的有效铁含量呈逐步下降趋势,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,分别降低了 8.4% ~ 19.5%、8.5% ~ 15.1%、12.8% ~ 18.9% ($P < 0.05$),有效铁含量最低值均远高于土壤缺铁边缘值范围(4.5 ~ 6.0 mg/kg)。此外,土壤长期淹水促进 pH 值的提升和有效锌、有

效铜含量的下降,与传统灌溉比,有效锌、有效铜分别降低 20.0%、13.3% ($P<0.05$)。施加海泡石促进了土壤锌、铜形态由水溶态、交换态向矿物结合态转化,有效性显著降低,有效锌含量分别降低 20.5%~45.5%、21.8%~60.0%、8.8%~52.9% ($P<0.05$),不同水分条件下,土壤有效锌最低含量

均在 1.6~3.0 mg/kg(中)和 3.1~5.0 mg/kg(高)浓度范围内;海泡石处理的有效铜含量降幅分别为 22.4%~32.7%、13.3%~33.6%、17.6%~32.8% ($P<0.05$),土壤最低铜含量均高于 2.1~4.0 mg/kg(中)。总之,施加海泡石后,土壤有效铁、有效锌、有效铜含量虽有所下降,但不影响水稻正常生长所需。

表 2 土壤 pH 值和养分元素含量

水分管理方式	海泡石施加量 (%)	pH 值	含量(mg/kg)			
			有效磷	有效铁	有效锌	有效铜
长期淹水	0	5.41±0.13de	39.7±2.1bc	48.8±2.7a	4.4±0.31c	9.8±0.48bc
	0.5	6.01±0.21c	41.8±1.8b	44.7±2.3ab	3.5±0.23d	7.6±0.39d
	1.0	6.55±0.15ab	46.8±3.3ab	41.1±1.5b	3.1±0.21de	7.3±0.51d
	1.5	6.77±0.11a	50.1±3.1a	39.3±1.3bc	2.4±0.33e	6.6±0.43e
传统灌溉	0	5.03±0.13e	28.3±1.7d	35.1±2.1c	5.5±0.44b	11.3±0.53b
	0.5	5.73±0.17d	31.1±1.5cd	32.1±1.8cd	4.3±0.51c	9.8±0.61bc
	1.0	6.35±0.14b	32.2±2.3c	29.8±1.1d	3.7±0.35d	8.5±0.73cd
	1.5	6.58±0.21ab	37.8±3.1bc	30.8±3.1d	2.2±0.28e	7.5±0.35d
湿润灌溉	0	4.87±0.13f	23.1±1.5f	29.7±2.1d	6.8±0.38a	13.1±0.87a
	0.5	5.45±0.15de	25.3±1.1e	25.9±2.5e	6.2±0.53ab	10.8±0.66b
	1.0	6.11±0.17bc	24.8±1.3ef	25.8±1.7e	4.1±0.27c	9.2±0.52c
	1.5	6.33±0.15b	28.9±1.5d	24.1±2.5f	3.2±0.32de	8.8±0.37cd

注:同列数据后不同小写字母表示处理间某指标差异显著($P<0.05$)。表 3 同。

2.4 水稻叶片抗氧化指标

土壤镉胁迫下,水稻体内活性氧清除酶系统功能受到抑制,产生大量活性自由基,破坏细胞原生质膜系统,引起一系列生理代谢紊乱,最终影响作物正常生长^[13-14]。长期淹水的 CAT、SOD 酶活性分别是传统灌溉的 1.18、1.16 倍,是湿润灌溉的 1.43、1.67 倍(表 3)。施加海泡石缓减了镉的氧化

胁迫,叶片抗氧化酶活性升高,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,CAT 酶活性分别增加了 15.1%~130.2%、15.6%~93.3%、18.9%~137.8%,SOD 酶活性最大增幅达 32.7%、41.7%、41.1% ($P<0.05$)。

逆境土壤条件下,巯基化合物与重金属络合作用是作物体内重金属减毒的重要机制^[15]。表 3 表

表 3 水稻叶片抗氧化生理指标

水分管理方式	海泡石施加量 (%)	指标(U/g)			
		CAT 酶活性	SOD 酶活性	GSH 含量	NPT 含量
长期淹水	0	53±3.3e	281±13c	233±17bc	668±31c
	0.5	61±3.7d	315±15bc	255±15b	655±28c
	1.0	99±2.5b	358±17ab	281±21ab	712±25b
	1.5	122±3.8a	373±12a	311±13a	766±21a
传统灌溉	0	45±4.1f	242±12d	202±17c	627±27cd
	0.5	52±4.1e	288±13c	213±18c	674±25c
	1.0	87±5.3bc	335±17b	266±23b	783±33a
	1.5	81±6.5c	343±18b	253±19b	761±26a
湿润灌溉	0	37±2.7g	168±15e	138±11d	488±21f
	0.5	44±3.1f	202±15de	147±14d	522±35e
	1.0	79±5.8c	211±11de	175±15cd	595±23d
	1.5	88±5.5bc	237±13d	193±19c	649±34c

明,未施加钝化剂海泡石时,长期淹水提升了叶片巯基化合物含量,蛋白类谷胱甘肽(GSH)含量分别比传统灌溉、湿润灌溉增加了 15.3%、68.8%,非蛋白类硫化物(NPT)含量增幅为 6.5%、36.9% ($P < 0.05$)。海泡石处理的巯基化合物含量显著升高,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,GSH 含量增幅分别为 9.4% ~ 33.5%、5.4% ~ 31.7%、6.5% ~ 39.9%,NPT 最大增幅达 14.7%、24.9%、33.0% ($P < 0.05$)。

3 讨论与结论

天然黏土矿物是土壤无机胶体的组分之一,将其作为金属污染土壤修复剂充分尊重了自然规律。富含碳酸钙的海泡石对酸性稻田土壤具备提升其 pH 值的作用,促进了土壤胶体对重金属镉的吸附和钝化,使得土壤镉的生物有效性降低。王凯荣等的研究结果也证实了这点^[16]。污灌区镉污染土壤修复表明,施加 0.5% ~ 5.0% 海泡石后,土壤交换态镉降低到 6.4% ~ 9.4%,残渣态镉升高至 23.2% ~ 32.5%,土壤镉有效性下降^[6]。王林等研究发现,黏土处理的 DTPA 提取态有效镉含量显著下降^[5],与本研究结果一致。此外,土壤海泡石处理后,有效磷含量显著升高(表 2),形成了难溶性磷酸镉,造成土壤镉有效性下降。

本研究中土壤施加海泡石后,镉有效性下降,稻草-水稻镉转移系数减小,共同导致水稻地上部水稻镉含量显著降低。丁凌云等在利用不同改良剂修复重金属污染稻田中发现,传统灌溉下,土壤施加改良剂后,水稻镉含量较对照下降了 45.1%^[17],符合国家限量标准要求。本研究传统水分管理下水稻镉含量最大降幅为 46.2%,低于长期淹水下水稻镉含量的最大降幅 60.0%,证明长期淹水有利于土壤镉的黏土钝化过程。究其原因,土壤持续淹水过程中,随着体系 pH 值逐步升高,羟基络合态镉浓度增加,同时随着镉离子与羟基负离子的缔合,降低了镉离子的平均电荷,也就降低了能障,镉离子与胶体表面的亲和力显著增加,最终促进了海泡石对重金属镉的吸附固定。其次,持续淹水下,土壤有效态镉含量较低,有利于海泡石对土壤镉的钝化过程,使镉更易由交换态转化为氧化物态和残渣态。此外,土壤长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,海泡石处理的叶片抗氧化酶活性增强,巯基化合物含量显著增加,巯基化

与植物细胞内的重金属镉结合后,使其以不具生物活性的无毒螯合物形式存在,从而减轻镉的生物毒害作用,是植物耐重金属污染的重要机制之一。Yin 等研究发现,重金属污染土壤施加黏土后,根系、叶片中巯基化合物含量大幅升高,作物对重金属的抗性明显增强^[18]。

综上所述得出结论:(1)土壤 1.5% 海泡石处理后,长期淹水下,水稻镉含量低于我国食品镉限量标准 0.20 mg/kg,传统灌溉下,水稻镉含量仅满足国际法典委员会限量要求 0.40 mg/kg。(2)长期淹水促进了海泡石对土壤镉的钝化和固定,长期淹水、传统灌溉、湿润灌溉 3 种水分管理方式下,海泡石处理的土壤有效镉含量最大降幅分别为 37.2%、37.3%、32.8%;土壤有效磷含量最大增幅分别为 26.2%、33.6%、25.1%;土壤有效铜、有效锌和有效铁含量均高于各自缺素临界值范围。(3)海泡石处理的叶片抗氧化酶活性、巯基化合物含量显著增加,水稻的镉抗性提高。

参考文献:

- [1]Wagner G J. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health[J]. *Advances in Agronomy*,1993,51(11):173-212.
- [2]张丽洁,张瑜,刘德辉. 土壤重金属复合污染的化学固定修复研究[J]. *土壤*,2009,41(3):420-424.
- [3]Moreno-Caselles J, Moral R, Pérez-Espinosa A, et al. Cadmium accumulation and distribution in cucumber plant[J]. *Journal of Plant Nutrition*,2000,23(2):243-250.
- [4]Mahabadi A A, Hajabbasi M A, Khademi H, et al. Soil cadmium stabilization using an Iranian natural zeolite[J]. *Geoderma*,2007,137(3/4):388-393.
- [5]王林,徐应明,孙扬,等. 海泡石及其复配材料钝化修复镉污染土壤[J]. *环境工程学报*,2010,4(9):2093-2098.
- [6]孙约兵,徐应明,史新,等. 污灌区镉污染土壤钝化修复及其生态效应研究[J]. *中国环境科学*,2012,32(8):1467-1473.
- [7]Malandrino M, Abollino O, Buoso S, et al. Accumulation of heavy metals from contaminated soil to plants and evaluation of soil remediation by vermiculite[J]. *Chemosphere*,2011,82(2):169-178.
- [8]曹会聪,王金达,张学林. BCR 法在污染农田黑土重金属形态分布研究中的应用[J]. *水土保持学报*,2006,20(6):163-166,174.
- [9]鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社,1999:83-132.
- [10]Giannopolitis C N, Ries S K. Superoxide dismutases:I. Occurrence in higher plants[J]. *Plant Physiology*,1977,59(2):309-314.
- [11]Havir E A, Mchale N A. Biochemical and developmental characterization of multiple forms of catalase in tobacco leaves[J].

李春雷,王文生,郭雷风,等. 基于集成学习算法的返贫人口识别模型——以 H 省 F 县贫困户建档立卡数据为例[J]. 江苏农业科学,2021,49(17):231-237.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2021.17.041

基于集成学习算法的返贫人口识别模型 ——以 H 省 F 县贫困户建档立卡数据为例

李春雷¹, 王文生^{1,2}, 郭雷风¹, 陈桂鹏³

(1. 中国农业科学院农业信息研究所, 北京 100081; 2. 国家农业农村部信息中心, 北京 100020;

3. 江西省农业科学院农业经济与信息研究所, 江西南昌 330200)

摘要:2020 年底精准扶贫工作胜利完成,但绝对贫困和区域性整体贫困的消除并不意味着贫困的消失和扶贫工作的结束。党中央多次强调要健全防止返贫动态监测和帮扶机制,对易返贫致贫人口实施常态化监测。当前对返贫动态监测的研究多为宏观政策性内容,对贫困人口进行返贫识别的微观操作性研究较少。针对上述问题,利用贫困户建档立卡数据进行数据处理选取 14 维特征,构建基于集成学习算法的返贫人口识别模型进行贫困人口分类。结果表明,经调优的 XGBoost 算法模型取得最优结果,对已脱贫、未脱贫及返贫 3 类人员分别达 97.43%、92.44%、97.04% 的识别准确率,总体达到 96.81% 的准确率,能够较好识别出贫困人口贫困类别。为帮扶工作人员的防返贫动态监测和帮扶工作提供技术支持。

关键词:建档立卡;集成学习;返贫识别;动态监测

中图分类号: F323.8; TP181

文献标志码: A

文章编号: 1002-1302(2021)17-0231-07

在 2020 年 12 月 3 日中共中央政治局常务委员会会议上,中共中央总书记习近平宣布,经过 8 年持续奋斗,现行标准下农村贫困人口全部脱贫,消除了绝对贫困和区域性整体贫困,取得了脱贫攻坚重大胜利。随着精准扶贫的完成,全国约 9 900 万贫困人口实现脱贫,贫困地区的已脱贫贫困人员返贫

问题也随之显现。2020 年以来受极端气候灾害、新冠疫情等突发事件以及国际形势变化的影响,已脱贫人口面临较大的返贫压力,以及部分边缘人口也面临致贫风险。因此,“后扶贫时代”的关注焦点是怎样实现可持续脱贫。党的十九大明确,农村绝对贫困人口实现脱贫,并不意味着农村贫困的消失和扶贫工作的结束,要进一步巩固建设成果,防止返贫。

现阶段对防止返贫监测预警的研究多为政策干预层面,如根据多维指标建立评价体系进行相对贫困预警监测分级,采取分级治理措施^[1]。而对于返贫人口的识别监测工作的具体操作研究较少,主要工作方式仍是依赖精准扶贫阶段建设的扶贫体系,扶贫干部、信息员等一线扶贫工作者入户

收稿日期:2021-02-02

基金项目:江西现代农业科研协同创新专项(编号:JXXTX201801-03)。

作者简介:李春雷(1994—),男,河北邢台人,硕士研究生,主要从事信息技术农业应用相关研究。E-mail:lcl050024@126.com。

通信作者:王文生,博士,研究员,博士生导师,主要从事农业信息化相关研究。E-mail:13911359883@163.com。

Plant Physiology, 1987, 84(2): 450-455.

[12] 蒋跃明. 荔枝采后果皮中甲基化合物含量变化及与褐变的关系(简报)[J]. 植物生理学通讯, 1997, 33(4): 262-264.

[13] 孙亚莉,徐庆国,贾巍. 镉胁迫对水稻的影响及其调控技术研究进展[J]. 中国农学通报, 2017, 33(10): 1-6.

[14] 章秀福,王丹英,储开富,等. 镉胁迫下水稻 SOD 活性和 MDA 含量的变化及其基因型差异[J]. 中国水稻科学, 2006, 20(2): 194-198.

[15] 韩淑梅,陈贵川,侯双双,等. 孔雀草体内低分子质量甲基化合物对重金属镉的响应[J]. 种子, 2018, 37(10): 36-40.

[16] 王凯荣,张玉烛,胡荣桂. 不同土壤改良剂对降低重金属污染土壤上水稻糙米铅镉含量的作用[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 476-481.

[17] 丁凌云,蓝崇钰,林建平,等. 不同改良剂对重金属污染农田水稻产量和重金属吸收的影响[J]. 生态环境, 2006, 15(6): 1204-1208.

[18] Yin X L, Xu Y M, Huang R, et al. Remediation mechanisms for Cd-contaminated soil using natural sepiolite at the field scale[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2017, 19(12): 1563-1570.