

# 钝化处理对 Cd 污染水稻种植系统影响的能值效益分析

赖 星<sup>1</sup> 袁 林<sup>1</sup> 黄银春<sup>2</sup> 李 炎<sup>1</sup> 罗 伟<sup>1</sup> 张小洪<sup>1</sup> 伍 钧<sup>1\*</sup>

(<sup>1</sup>四川农业大学环境学院, 成都 611130; <sup>2</sup>南充市环境工程评估中心, 四川南充 637000)

**摘 要** 将能值分析理论和方法应用于土壤重金属污染修复研究中,对伤残调整寿命方法进行整合,从能值角度评价出优势的钝化修复技术,以期为其优化提供依据。本研究在重金属 Cd 轻度污染农田上开展水稻种植田间试验,以常规种植(CK)为对照处理系统,设石灰(LI)、海泡石(SP)、石灰+海泡石(LS)、秸秆生物炭(SC)、有机肥(OF)钝化处理种植系统,分析各系统能值投入产出、能值损失率及可持续发展指数等指标。结果表明:6种处理系统在可更新有机能值、总辅助能值和总能值投入方面均表现为  $LS < CK < OF < LI < SP < SC$ , 化肥能值以复合肥为主,不可更新资源能值投入以土壤磷素为主,能值产出表现为  $CK < SC < LI < SP < LS < OF$ ; 与 CK 相比,钝化处理系统能提高系统能值自给率,降低能值损失率,增大能值投产比,减少对人体健康损害。综合来看,石灰+海泡石(LS)钝化处理为最优土壤重金属污染钝化修复技术,其能值效益最佳;为防止施用钝化材料造成土壤养分失衡,需合理配施钾肥、磷肥及有机肥;另外,需提高系统机械现代化水平,坚持“减量化、资源化、无害化”的生产原则,减少能值投入,进一步提升能值投入率,降低系统环境负载率,增强可持续发展能力。

**关键词** 土壤; 镉污染; 钝化; 水稻; 能值分析

**Emergy benefit analysis of Cd polluted rice plantation system by using stabilizing amendments.** LAI Xing<sup>1</sup>, YUAN Lin<sup>1</sup>, HUANG Yin-chun<sup>2</sup>, LI Yan<sup>1</sup>, LUO Wei<sup>1</sup>, ZHANG Xiao-hong<sup>1</sup>, WU Jun<sup>1\*</sup> (<sup>1</sup>College of Environmental Science, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; <sup>2</sup>Nanchong Environmental Engineering Evaluation Center, Nanchong 637000, Sichuan, China).

**Abstract:** In this study, emergy theory and method was used to examine soil heavy metal pollution remediation. We integrated the disability-adjusted life method and evaluated the superior stabilizing amendment technology from the perspective of emergy value, to provide a basis for the optimization of soil heavy metal pollution remediation. A rice plantation field experiment was carried out on a lightly Cd-polluted farmland. The conventional plantation (CK) was set as the control, and lime (LI), sepiolite (SP), lime + sepiolite (LS), straw biochar (SC), organic fertilizer (OF) stabilizing amendments were set up, to analyze the emergy input and output, emergy loss rate and emergy sustainable development index of each system. Across the six treatments, the values of renewable organic emergy, total auxiliary emergy and total emergy input followed the trends:  $LS < CK < OF < LI < SP < SC$ . The fertilizer emergy value was mainly attributed to compound fertilizer. The non-renewable resources were mainly attributed to soil phosphorus. The tendency of emergy output was presented as  $CK < SC < LI < SP < LS < OF$ . Compared with CK, stabilizing amendment increased emergy self-sufficiency rate, reduced emergy loss proportion, enhanced emergy input-output ratio, and decreased the damage to human health. On the whole, lime + sepiolite (LS) stabilizing amendment treatment was the best technology of pollution passivation and reme-

diation with the best emergy value. To prevent the imbalance of soil nutrients caused by the application of passivation materials, it is necessary to properly apply potassium fertilizer, phosphate fertilizer and organic fertilizer. Meanwhile, we should pay more attention to the improvement of mechanical modernization, adhere to the production principle of “reduction, resource, and harmlessness”, reduce emergy input, and further increase the emergy input rate, reduce system environmental loading rate, and enhance the ability of sustainable development.

**Key words:** soil; cadmium pollution; passivation; rice; emergy analysis.

受自然因素和人类活动的影响,中国土壤环境重金属污染问题日趋严重(胡红青等,2017)。据《全国土壤污染状况调查公报》(环保部,2014)统计显示,重金属镉(Cd)位列中国土壤重金属点位超标率之首,超标率高达7.0%。重金属Cd不仅会对农产品的产量和品质造成影响,还可以顺着食物链进入人体,严重损害人类的身体健康(李楠等,2016;李江遐等,2017)。水稻是中国第一大粮食作物,对重金属Cd具有较强的富集能力,即使生长于轻度Cd污染的土壤,籽粒中Cd含量也易超过 $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (GB 2762—2017)的限值(陶秀珍等,2017)。可见,土壤重金属Cd污染和农产品Cd超标问题,对我国农产品产地环境、农产品安全及人体健康构成一定威胁。因此,对重金属污染土壤展开修复防治工作,是十分必要和紧迫的。

目前,国内外针对土壤重金属污染修复的技术方法有很多,包括工程措施类的淋洗法、改土修复法和热解吸法等,生物修复类的植物挥发法、植物提取法和微生物修复法等(胡红青等,2017;李敏等,2018)。原位钝化修复技术因操作简单、应用安全、见效快等特点,得到广泛研究和应用(李剑睿等,2014)。能值分析概念于20世纪70年代由著名生态学家H.T. Odum提出,以太阳能为基准,通过能值转化率将不同类别、不可比较的能量和物质资源转换成太阳能值,从而定量的衡量、分析和解决相关问题,旨在以最小的能值投入获取最大的能值产出效率,以此达到优化资源配置的目的(Odum,1988;蓝盛芳等,2001,2002)。近年来,能值分析方法已被广泛应用于不同尺度的区域生态经济系统的研究,如徐敏等(2016)为评价出优势的栽种模式,用能值方法对玉米-大豆套作系统进行了研究分析;张永杰(2016)把定西市农田生态系统作为研究对象,运用能值方法对其能值投入产出结构和农业可持续发展进行分析;高雪松等(2014)运用能值方法,揭示了成都平原“稻-麦”轮作农田系统在不同秸秆循环利用模式下的能流特征。然而,目前应用能值分析方

法对土壤重金属污染修复的农业生态系统进行分析的研究还鲜有报道。引入能值分析理论和方法,不仅有利于评价和筛选有效的土壤重金属污染治理模式,还能在一定程度上拓展土壤重金属污染修复评估的研究思路。

本研究通过施用不同钝化材料的处理方式,选择在轻度Cd污染的酸性“稻-麦”轮作土壤上进行田间水稻种植试验,运用能值分析理论和方法探讨在不同钝化处理下,水稻种植系统的能值流动及结构功能,并将伤残调整寿命方法整合进能值分析中,定量分析重金属Cd对人体健康的损害,从能值角度评选出兼顾经济性和实效性的钝化处理技术,为优化修复技术提供理论依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

试验区位于成都平原东北边缘丘陵地带,全区幅员面积 $447.87\text{ km}^2$ ,属于亚热带湿润季风气候,海拔为 $488\sim 715\text{ m}$ , $\geq 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ 年积温 $6022\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,年均气温 $12\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,年均降水量 $772.2\text{ mm}$ ,年日照时数 $993\text{ h}$ 。试验开展于2017年5—9月,试验农田重金属Cd污染程度为轻度( $0.76\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),土壤类型为潜育水稻土,试验田块方正,交通便利,能排能灌。

### 1.2 试验方案

供试水稻为四川省农业科学院选育的粳型三系杂交水稻川优6203。试验所用钝化剂品种为石灰(市售,用量 $0.15\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ,含Cd $0.07\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、海泡石(浏阳市光大,用量 $1.12\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ,含Cd $0.35\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、秸秆生物炭(四川美日佳,用量 $1.12\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ,含Cd $0.63\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、有机肥(成都复原,用量 $0.18\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ,含Cd $0.27\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、供试尿素含氮量46%(四川美丰),复合肥氮15-磷5-钾5(德阳家佰利),其他日常所需材料均在试验地购买。

试验设常规种植对照(CK)、石灰(LI)、海泡石(SP)、石灰与海泡石配施(LS)、秸秆生物炭(SC)、有机肥(OF)共6个处理,每处理3次重复,试验小

区共 18 个。每试验小区面积  $20\text{ m}^2$  ( $5\text{ m}\times4\text{ m}$ ), 随机区组排列, 试验田四周设  $1\text{ m}$  保护行, 小区间用土夯实并覆  $0.12\text{ mm}$  薄膜, 以防水肥互串渗透。稻田灌溉水管理方式为单排单灌, 水稻种植密度(约  $930\text{ 株}\cdot\text{hm}^{-2}$ )与当地种植习惯保持一致, 其他农事操作依照实际生产管理需要而定。

1.3 能值分析基本步骤

(1)确定研究边界。根据试验内容选择合适的研究边界。

(2)收集和整理数据资料。通过调查、测定、查阅文献年鉴等方法, 收集研究区域降雨、风速、辐射等自然环境数据。大田试验过程中, 记录系统投入的种子、农药、肥料、人力等投入情况详细信息, 统计和计算系统的水稻籽粒和秸秆的产量。

(3)绘制能值系统图。参照 Odum(1996) 能量系统语言图例, 绘制不同钝化剂处理的水稻种植系统的物质、能量流动图, 如图 1 所示。

(4)编制能值分析表。列出系统单位面积  $1\text{ m}^2$  的主要能值输入、输出项目, 计算各项能量值, 以  $\text{g}$ 、 $\text{j}$ 、 $\text{\$}$  为单位; 查阅各项的单位能值, 计算出各项能值。详见表 1、表 2。

(5)构建能值综合指标体系。根据能流图选择适当的指标, 建立评价指标体系, 指标及其意义见表 3。

(6)分析和评价系统。对能值指标定量分析, 制定系统发展策略, 提出意见和建议。

1.4 试验能值基本数据

(1)样品采集及测定。水稻成熟后, 在每试验

小区随机选择 5 株水稻测定其有效穗数、穗粒数、千粒重等基本生理数据, 计算出水稻产量和生物量。而后对应采集  $0\sim20\text{ cm}$  耕作层土壤和整株水稻样品。土壤样品在室温下自然风干、去杂、磨细、过筛后贮存在棕色具塞广口瓶中待测。水稻样品经自来水和去离子水净洗后, 放入烘箱  $105\text{ }^{\circ}\text{C}$  杀青  $30\text{ min}$ , 随后  $70\text{ }^{\circ}\text{C}$  烘干至恒重, 把植物样品经粉碎过筛后装于塑料封口袋, 干燥保存待测。

土壤全氮、有效磷、速效钾和有机质的分析测定, 均参照鲍士旦(2000)《土壤农化分析》; 水稻糙米 Cd 含量采用硝酸消解法, 用 ICP-MS (NexION 300X) 测定, 以 GBW 10044 (GSB-22) 为质控。

(2)计算方法。a.不可更新资源能值。土壤各养分指标对系统作贡献与否, 均参比常规对照处理, 若各系统在种植完成后土壤各养分指标含量低于对照处理, 则表明其为系统作出了贡献, 反之则无贡献。本研究中水稻耕作层取  $20\text{ cm}$ , 土壤密度为  $2.65\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , 经计算可得单位面积各土壤养分的耗损量。

b.系统中籽粒重金属 Cd 对人体健康影响。

$$F_{\text{Cd}}=M_{\text{Cd}}\times DALY_{\text{Cd}}\times\tau_{\text{H}}$$
  
式中,  $F$  表示 Cd 对人体健康能值的损失;  $M$  表示单位面积水稻籽粒中 Cd 的质量;  $DALY$  (Disability Adjusted of Life Years) 是 Cd 的伤残调整年限, 为  $8.35\times10^{-6}\text{ person}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Dreyer *et al.*, 2008);  $\tau_{\text{H}}$  = 区域总能值/总人口 (人均值), 该值通过国家环境统计数据库 (National Environmental Accounting Database, NEAD), 获取中国 2000、2004、2008 年全年人均能值  $1.6\text{E}+16$ 、 $2.6\text{E}+16$ 、 $3.9\text{E}+16\text{ sej}$ , 通过线性研究分析得到公式  $y=0.2875x-573.45$  ( $R^2=0.994$ ), 推算出 2017 年全国人均能值  $\tau_{\text{H}}=6.44\text{E}+16$ 。各系统的人体健康损失能值见表 4。

如表 3、表 4 所列的其他能值指标的计算方法, 现已有大量研究 (蓝盛芳等, 2002), 在此由于篇幅所限故不作赘述。

2 结果与分析

2.1 不同钝化处理下水稻种植系统能值投入分析

由表 1 可知, 根据水稻的生长周期计算各系统可更新环境资源的能值投入情况, 由于各试验小区均在同一试验田块进行, 自然环境条件如降雨、风速、辐射等均相同, 因此, 本研究把各系统可更新环境资源的能值投入视作无差异。

由表 2 可知, 不可更新资源能值投入表现为

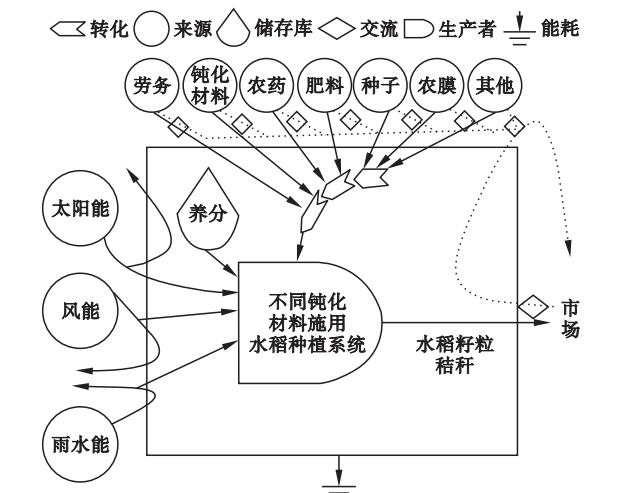


图 1 钝化处理水稻种植系统能值流图解  
Fig.1 Diagram showing emergy flow of rice planting system under amendment treatment

表 1 各钝化处理水稻种植系统能值投入、产出分析  
Table 1 Emergy input and output analysis of each amendment treatment of rice planting system

项目	基础数据						能值转换率 ( $\text{sej} \cdot \text{J}^{-1}$ , $\text{sej} \cdot \text{g}^{-1}$ , $\text{sej} \cdot \$^{-1}$ )	参考文献	太阳能值(sej)					
	CK	LI	SP	LS	SC	OF			CK	LI	SP	LS	SC	OF
可更新资源能值														
太阳辐射能(J)			1.18E+09				1.00	自定义			1.18E+09			
风能(J)			4.71E+07				1.91E+03	Odum,1996			9.00E+10			
雨水势能(J)			1.34E+06				1.27E+04	Odum,1996			1.70E+10			
雨水化学能(J)			1.27E+06				2.29E+04	Odum,1996			2.91E+10			
不可更新资源能值														
土壤有机质(g)	0	1323.2	601.68	936.47	0	0	7.94E+04	蓝盛芳等,2002	0	1.05E+08	4.78E+07	7.44E+07	0	0
氮素(g)	0	0	0	0	0	0	4.49E+09	Campbell <i>et al.</i> ,2014	0	0	0	0	0	0
磷素(g)	0	0.23	0.32	0.16	1.02	0	2.39E+10	Campbell <i>et al.</i> ,2014	0	5.50E+09	7.65E+09	3.82E+09	2.44E+10	0
钾素(g)	0	2.18	0.43	2.16	0	1.41	1.40E+09	蓝盛芳等,2002	0	3.05E+09	6.02E+08	3.02E+09	0	1.97E+09
不可更新工业辅助能值														
石灰(kg)	0	0.15	0	0.15	0	0	1.61E+09	Zhang <i>et al.</i> ,2009	0	2.42E+08	0	2.42E+08	0	0
海泡石(kg) <sub>a</sub>	0	0	1.12	1.12	0	0	3.17E+09	Wang <i>et al.</i> ,2005 Lou <i>et al.</i> ,2013	0	0	3.55E+09	3.55E+09	0	0
秸秆生物炭(kg) <sub>b</sub>	0	0	0	0	1.12	0	3.99E+07	Jiang <i>et al.</i> ,2007 蓝盛芳等,2002	0	0	0	0	4.47E+07	0
有机肥(kg)	0	0	0	0	0	0.18	4.35E+09	蓝盛芳等,2002	0	0	0	0	0	7.83E+08
农药(g)	0.59	0.43	0.39	0.41	0.43	0.39	2.58E+09	蓝盛芳等,2002	1.52E+09	1.11E+09	1.01E+09	1.06E+09	1.11E+09	1.01E+09
农膜(g)			0.21				6.12E+08	蓝盛芳等,2002			1.29E+08			
复合肥(g)	74.97	68.92	76.27	73.96	68.92	76.27	2.16E+09	蓝盛芳等,2002	1.62E+11	1.49E+11	1.65E+11	1.60E+11	1.49E+11	1.65E+11
尿素(g)			22.49				3.80E+09	蓝盛芳等,2002			8.55E+10			
机械(g)			5.49				7.76E+08	蓝盛芳等,2002			4.26E+09			
可更新有机能值														
劳务(\$)	0.253	0.262	0.274	0.291	0.272	0.268	8.61E+11	Odum,1996	2.18E+11	2.26E+11	2.36E+11	2.51E+11	2.34E+11	2.31E+11
种子(g)			2.25				7.20E+08	蓝盛芳等,2002			1.62E+09			
灌溉水(g)	5.11E+06	5.41E+06	5.72E+06	5.90E+06	5.75E+06	5.15E+06	6.64E+05	蓝盛芳等,2002	3.39E+12	3.59E+12	3.80E+12	3.92E+12	3.82E+12	3.42E+12
能值产出														
水稻籽粒(g)	837.8	891.2	894.4	909.8	871.7	985.3	1.34E+05	蓝盛芳等,2002	1.12E+08	1.19E+08	1.20E+08	1.22E+08	1.17E+08	1.32E+08
水稻秸秆(g)	754.02	802.08	804.96	818.82	784.53	886.77	6.28E+04	蓝盛芳等,2002	4.74E+07	5.04E+07	5.06E+07	5.14E+07	4.93E+07	5.57E+07

所有的能值转换率是基于  $12.0\text{E}+24 \text{ sej} \cdot \text{a}^{-1}$ ,能值基准(Brown *et al.*,2006);货币汇率采用 2017 年的基准(美元对人民币)为 6.5821 Yuan/US \$;a.海泡石主要成分为硅酸镁( $\text{MgSiO}_4$ ),硅石和镁的单位能值分别为  $1.93\text{E}+08 \text{ sej} \cdot \text{g}^{-1}$  和  $6.14\text{E}+09 \text{ sej} \cdot \text{g}^{-1}$ ,海泡石的单位能值可视作硅石和镁的平均值  $3.17\text{E}+09 \text{ sej} \cdot \text{g}^{-1}$ ;b.秸秆和焦炭的单位能值分别为  $6.28\text{E}+04 \text{ sej} \cdot \text{g}^{-1}$  和  $1.70\text{E}+04 \text{ sej} \cdot \text{g}^{-1}$ ,秸秆生物炭的单位能值可视作秸秆和焦炭的平均值  $3.99\text{E}+04 \text{ sej} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

SC>LI>SP>LS>OF>CK,不可更新环境资源能值投入的主要差异源于土壤磷素的损耗,SC 中磷素的能值投入比 LI、SP、LS 高 3.18 倍以上。肥料能值投入方面,本研究中视有机肥为一种钝化材料,不计入肥料能值投入,故而各系统的化肥能值投入差异的主要区别在复合肥的施用,其差值最高达  $1.6\text{E}+10 \text{ sej}$ 。各系统的肥料能值投入大小表现为  $\text{LI}=\text{SC}<\text{LS}<\text{CK}<\text{SP}=\text{OF}$ ,最高和最低相差 6.8%。各系统在不可更新工业辅助能值投入上表现为  $\text{LI}=\text{SC}<\text{CK}<\text{LS}<\text{OF}<\text{SP}$ ,最高和最低间相差 7.9%。从各钝化处理系统的可更新有机能值、总辅助能值和总能值投入角度而言,LS 均为最小,而 LI、SP、SC、OF 分别比 CK 多投入 1.11%~12.47%、1.3%~11.66%、1.25%~11.5%,大小均表现为  $\text{LS}<\text{CK}<\text{OF}<\text{LI}<\text{SP}<\text{SC}$ 。

2.2 不同钝化处理下水稻种植系统能值产出分析  
各系统的能值产出主要为水稻籽粒和水稻秸秆。由表 2 可知,各系统的水稻籽粒、水稻秸秆和总产出的能值分别比 CK 高 4.5%~7.9%、4.0%~15.5%和 4.4%~18.2%,均表现为  $\text{CK}<\text{SC}<\text{LI}<\text{SP}<\text{LS}<\text{OF}$ 。

2.3 不同钝化处理下水稻种植系统人体健康能值损失分析

由表 4 可知,CK 系统种植出的水稻籽粒中,重金属 Cd 含量均高于各钝化处理,而从对人体健康损失角度而言,除 OF 外,LI、SP、LS、SC 的人体健康能值损失均比 CK 低 9.49%~57.78%,大小关系表现为  $\text{LS}<\text{LI}<\text{SC}<\text{SP}<\text{CK}<\text{OF}$ 。

2.4 不同钝化处理下水稻种植系统能值指标分析  
从表 3 可以看出,CK 投入的可更新环境资源占



表 2 各钝化处理水稻种植系统能值结构分析 (sej)  
Table 2 Analysis of the emergy value structure of each amendment treatment of rice planting system (sej)

项目		表达式	钝化处理					
			CK	LI	SP	LS	SC	OF
能值投入	可更新环境资源	EmR	1.37E+11	1.37E+11	1.37E+11	1.37E+11	1.37E+11	1.37E+11
	不可更新环境资源	EmN	0	8.65E+09	8.30E+09	6.92E+09	2.44E+10	1.97E+09
	环境资源总投入	EmRI=EmR+EmN	1.37E+11	1.46E+11	1.46E+11	1.44E+11	1.62E+11	1.39E+11
	肥料能值	EmF	2.47E+11	2.34E+11	2.50E+11	2.45E+11	2.34E+11	2.50E+11
	不可更新工业辅助能	EmI	2.53E+11	2.40E+11	2.59E+11	2.55E+11	2.40E+11	2.56E+11
	可更新有机能	EmO	3.61E+12	3.82E+12	4.04E+12	3.50E+12	4.06E+12	3.65E+12
	总辅助能投入	EmU=EmI+EmO	3.86E+12	4.06E+12	4.30E+12	3.76E+12	4.31E+12	3.91E+12
	总能值投入	EmT=EmRI+EmU	4.00E+12	4.20E+12	4.44E+12	3.90E+12	4.46E+12	4.05E+12
能值产出	水稻籽粒	EmY1	1.12E+08	1.19E+08	1.20E+08	1.22E+08	1.17E+08	1.32E+08
	水稻秸秆	EmY2	4.74E+07	5.04E+07	5.06E+07	5.14E+07	4.93E+07	5.57E+07
	总能值产出	EmY=EmY1+EmY2	1.59E+08	1.69E+08	1.71E+08	1.73E+08	1.66E+08	1.88E+08

表 3 各钝化处理水稻种植系统能值指标评估体系  
Table 3 Evaluation system of emergy value indicators for each amendment treatment of rice planting system

能值指标	意义	表达式	CK	LI	SP	LS	SC	OF
可更新环境资源/总能值投入 ( $\times 10^{-1}$ )	可更新环境资源占总能值投入比值	EmO/EmT	9.02	9.08	9.09	8.98	9.10	9.02
不可更新工业辅助能/总能值投入 ( $\times 10^{-2}$ )	不可更新工业辅助能占总能值投入比值	EmI/EmT	6.33	5.71	5.84	6.52	5.38	6.32
肥料能值/总能值投入 ( $\times 10^{-2}$ )	肥料能值占总能值投入比值	EmF/EmT	6.19	5.58	5.64	6.29	5.26	6.18
肥料能值/工业辅助能 ( $\times 10^{-1}$ )	肥料能值占工业辅助能比值	EmF/EmI	9.77	9.76	9.66	9.64	9.77	9.79
不可更新工业辅助能/总辅助能投入 ( $\times 10^{-2}$ )	不可更新工业辅助能占总辅助能投入比值	EmI/EmU	6.56	5.92	6.04	6.77	5.59	6.55
能值投入率 ( $\times 10$ ) (Emergy input rate,EIR)	反映系统对环境资源的利用程度	EmU/EmRI	2.81	2.78	2.95	2.61	2.66	2.81
能值自给率 ( $\times 10^{-2}$ ) (Emergy self-sufficiency rate,ESR)	反映系统内总环境资源能值占总能值用量的比例及自我支持能力	EmRI/EmT	3.43	3.47	3.28	3.70	3.63	3.44
能值产出率 (Emergy yield ratio,EYR)	反映系统能值应用的效率高低,表征生产过程的竞争力与经济效益	EmT/EmU	1.04	1.04	1.03	1.04	1.04	1.04
能值损失率 ( $\times 10^{-1}$ ) (Emergy loss proportion,ELP)	反映污染物对系统环境的潜在影响	F/EmY	9.92	8.09	8.38	3.85	8.42	8.68
环境负载率 ( $\times 10$ ) (Environmental loading rate,ELR)	评价系统对生态环境带来的压力大小	(EmN+EmI+EmO+F)/EmR	2.81	2.96	3.14	2.74	3.15	2.85
能值可持续发展指数 ( $\times 10^{-2}$ ) (Emergy sustainable index,ESI)	体现系统的发展潜力和生产活力,评价生态与经济的兼容性	EYR/ELR	3.68	3.50	3.30	3.79	3.30	3.63
能值产投比 ( $\times 10^{-5}$ ) (Emergy input-output ratio,EioR)	反映系统的能值生产率	EmY/EmT	3.98	4.03	3.84	4.44	3.73	4.64

表 4 各钝化处理水稻种植系统中籽粒 Cd 含量对人体健康能值损害  
Table 4 Damage to human health emergy value of grain Cd content in each amendment treatment of rice planting system

处理	水稻籽粒 Cd 含量 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	单位面积水稻籽粒中 Cd 含量(kg)	DALY <sub>Cd</sub> (person · $\text{kg}^{-1}$ )	人体健康能值损失 F <sub>Cd</sub> (sej)
CK	0.35	2.93E-04	8.35E-06	1.58E+08
LI	0.29	2.54E-04	8.35E-06	1.37E+08
SP	0.30	2.66E-04	8.35E-06	1.43E+08
LS	0.14	1.24E-04	8.35E-06	0.67E+07
SC	0.30	2.60E-04	8.35E-06	1.40E+08
OF	0.31	3.04E-04	8.35E-06	1.63E+08

系统总能值投入的比重仅高于 LS,与 OF 相同,与 LI、SP、SC 系统相差不到 1%。CK、LI、LS、SC 系统的不可更新工业辅助能值与系统总投入能值之比、化肥能值与系统总投入能值之比规律表现一致,均为  $LS>CK>OF>SP>LI>SC$ 。化肥能值占系统工业辅助能值比重的情况表现为  $OF>CK=SC>LI>SP>LS$ 。

由表 3 可知,除 SP 能值投入率比 CK 高 4.98% 外,LI、LS、SC 均比 CK 低,OF 与其相等,大小表现为  $SP>CK=OF>LI>SC>LS$ 。能值自给率表现为  $LS>SC>LI>OF>CK>SP$ 。5 个钝化处理系统间的能值产出率差异不明显,其中 SP 最低,而 LS、LI、OF、SC 均与

CK 相等。在能值损失率方面 CK 最高,比 5 个钝化处理系统高 1.14~2.58 倍,表现为 CK>OF>SC>SP>LI>LS。环境负载率仅 LS 比 CK 低,表现为 SC>SP>LI>OF>CK>LS。能值可持续发展指数除 LS 高于 CK 以外,LI、SP、SC、OF 分别比 CK 低 1.36%~10.33%,表现为 LS>CK>OF>LI>SP>SC。各系统的能值产投比表现为 OF>LS>LI>CK>SP>SC。

### 3 讨论

#### 3.1 不同钝化处理对水稻种植系统能值投入的影响

不可更新环境资源的能值投入结果表明,施用不同钝化材料会对土壤养分产生影响,这与 Salah 等(2006)研究结果相似。究其原因可能多种多样,主要表现为:(1)外源性地引入钝化材料,由于其自身含有一定量的氮、磷、钾等营养元素,随施用会累积在土壤中;(2)施用钝化材料会明显改变土壤理化性质,如大幅提高土壤 pH 值,不仅会使土壤中氨(NH<sub>3</sub>)大量挥发,还可能降低或增强土壤微生物、各类酶及多种营养物质的活性、有效性等(Lorenz *et al.*, 2006; 吕贻忠, 2006; 韩雷等, 2018),随种植时限增加而造成土壤养分失衡。因此,在使用钝化技术对重金属污染土壤进行修复的过程中,可适当地、有针对性地补充有机肥、磷肥和钾肥。

本研究中各系统总能值投入的差异源于系统不可更新工业辅助能和可更新有机能,应控制种植生产过程中所依附工业辅助能的投入量。本研究在试验开展过程中,试验田主以认真负责的种植管理态度,准确根据各系统的水稻生长状况,以单种单管的方式进行科学施肥及病虫害防治,不仅避免了资源浪费,还提高了经济效益。

#### 3.2 不同钝化处理对水稻种植系统能值产出的影响

本研究中各系统的能值产出问题,其实质是探讨施用不同钝化材料对水稻产量的影响。结果表明,施用钝化材料均对各系统的水稻产量和生物量有促进作用,增大了系统能值产出。这是由于钝化材料为植物生长提供了必需营养元素,改善了其生长条件,且随土壤 pH 值升高,土壤表面负离子增加能够吸附或交换更多 Cd 离子,增大吸附容量,从而减轻生物毒害并促进水稻生长。但有研究者发现,如果在冷浸田或强酸性等逆境土壤条件下施用钝化剂,则可能导致水稻减产(陈琨等, 2015; 荣勤雷等,

2015),如谢运河等(2017)在 pH 为 5.2 的强酸性土壤上施用石灰(1500 kg·hm<sup>-2</sup>)后发现,水稻产量低于常规种植处理。

#### 3.3 不同钝化处理对水稻种植系统人体健康能值损失的影响

水稻籽粒中的重金属 Cd,能直接通过食物链进入和富集在人体内,并产生如高血压、肾功能不全和骨质疏松等多种疾病(Lead, 2011),严重影响人类健康。土壤中添加钝化剂能有效降低土壤重金属的生物有效性和活性浓度,从而减少其带来的危害。

研究结果表明,各钝化处理均能有效降低水稻籽粒对重金属 Cd 的富集量,这与大量的研究结果相似(Liu *et al.*, 2015; 黄宇, 2017)。但与常规种植系统相比,5 个钝化处理系统均可增加水稻单位面积产量,从而使累积在水稻籽粒中的 Cd 总量增大,导致了有机肥(OF)钝化处理系统人体健康能值损失大于常规种植系统。

#### 3.4 不同钝化处理对水稻种植系统能值指标的影响

本研究结果表明,与常规种植系统相比,除海泡石钝化处理会增大系统能值投入率、降低系统对环境资源的依赖性外,其他钝化处理系统的经济发展程度均较低。此外,石灰+海泡石钝化处理能有效提升系统的可持续发展能力和能值产投比,使水稻种植系统在其影响下,能同时兼顾生态环境和经济协调发展。另外,钝化处理对系统能值产出率影响不大,可增大系统的能值自给率、能值负载率和能值产投比,减小能值损失率。综合而言,钝化处理系统具有提高系统自给自足和独立发展能力、增大系统生产效率、减少能值损失、降低对人体健康损害的优点。

然而,与 Zhang 等(2016)利用能值分析方法对中国 2000—2010 年作物生产系统进行研究的结论相似,本研究向外界购买的辅助能值较多,如复合肥和人工,从而对系统经济发展能力造成负面影响。基于此问题,可借鉴其他研究者的成果发现,减少资源购买,增强系统内部物质能量的循环利用率。如,高雪松等(2014)应用能值分析方法对菌废料还田生产模式展开研究后得出结论,该模式具有能值投入率低、环境负载率低、环境压力小、可持续发展能力强等特点;孙路等(2017)等用能值分析方法,将“猪-沼-石榴”循环农业模式与单一石榴种植和单一生猪养殖进行分析对比发现,前者不仅实现了资源多层次、多极化利用,还使系统具有环境压力小、可

持续发展潜力大、生态经济综合效益高的优势。因此,在进行土壤重金属污染修复工作中,管理者应遵循“减量化、资源化、无害化”原则,提高资源利用率,减少不必要的能源浪费。

#### 4 结 论

通过分析各钝化处理系统的能值指标,与常规种植处理(CK)相比,石灰+海泡石(LS)能分别降低人体健康损害能值、能值损失率、能值负载率 57.78%、61.19%、2.49%,增大能值自给率、能值可持续发展指数和能值产投比 7.87%、2.99%、11.56%,此处理方法兼具经济性和实效性,是最优的重金属污染土壤修复技术。

长期施用钝化材料可能会破坏土壤养分平衡。因此,在进行重金属污染土壤修复的过程中,应根据作物实际生长需求,科学配施有机肥、磷肥和钾肥,或将作物秸秆与畜禽粪便堆制成肥还田,从而有利于促进系统自身能值的循环利用。

从能值分析角度来看,在进行土壤重金属 Cd 污染修复的过程中,钝化处理水稻种植系统可有效增加系统能值产出量,减小水稻对重金属 Cd 的富集量和对人体健康的损害,具有提高系统自给自足和独立发展能力、增大系统生产效率、减少能值损失的特点,但也存在增大系统对环境负荷的问题。因此,需注重引进更多现代科技技术为系统服务,坚持“三化”原则,提高其他辅助用品如农药、农膜的利用率,减少人力和传统资源投入,持续降低系统环境负载率,从而提高资源开发利用程度,增强系统的可持续发展能力,构建高质量、高效益的钝化处理农业生产方式。

#### 参考文献

鲍士旦. 2000. 土壤农化分析(第3版). 北京:中国农业出版社.

陈 琨, 秦鱼生, 喻 华, 等. 2015. 不同肥料/改良剂对冷泥田水稻生长、养分吸收及土壤性质的影响. 植物营养与肥料学报, **21**(3): 773-781.

高雪松, 邓良基, 张世熔. 2014. 基于能值方法的成都平原农田生态系统秸秆循环利用模式研究. 中国生态农业学报, **22**(6): 729-736.

韩 雷, 陈 娟, 杜 平, 等. 2018. 不同钝化剂对 Cd 污染农田土壤生态安全的影响. 环境科学研究, **31**(7): 1289-1295.

黄 宇. 2017. 镉低积累型水稻品种联合调控技术保障污染农田生产安全的研究(硕士学位论文). 杭州:浙江大学.

胡红青, 黄益宗, 黄巧云, 等. 2017. 农田土壤重金属污染化学钝化修复研究进展. 植物营养与肥料学报, **23**(6): 1676-1685.

环境保护部, 国土资源部. 2014. 全国土壤污染状况调查公报. 中国环保产业, **36**(5): 1689-1692.

蓝盛芳, 钦 佩. 2001. 生态系统的能值分析. 应用生态学报, **12**(1): 129-131.

蓝盛芳, 钦 佩, 陆宏芳. 2002. 生态经济系统能值分析. 北京:化学工业出版社.

李剑睿, 徐应明, 林大松, 等. 2014. 农田重金属污染原位钝化修复研究进展. 生态环境学报, **23**(4): 721-728.

李江遐, 张 军, 马友华, 等. 2017. 不同水稻品种对镉的吸收转运及其非蛋白硫基含量的变化. 生态环境学报, **26**(12): 2140-2145.

李 敏, 滕泽栋, 朱 静, 等. 2018. 解磷微生物修复土壤重金属污染研究进展. 生态学报, **38**(10): 3393-3402.

李 楠, 高振蕊, 张晓娜, 等. 2016. 大豆镉运输相关 GmNramp1 基因的克隆与表达. 生态学杂志, **35**(12): 3293-3298.

吕貽忠. 2006. 土壤学. 北京:中国农业出版社.

荣勤雷, 王秀斌, 唐栓虎, 等. 2015. 不同措施改良反酸田及水稻产量效果. 植物营养与肥料学报, **21**(2): 404-412.

孙 路, 韩霁昌, 吕发启. 2017. 农户型“猪-沼-石榴”循环农业模式能值及经济效益. 干旱地区农业研究, **35**(4): 199-204.

陶秀珍, 唐常源, 吴 攀, 等. 2017. 贵州煤矿区成熟期水稻中重金属的分布特征及风险评价. 生态环境学报, **26**(7): 1216-1220.

谢运河, 纪雄辉, 田发祥, 等. 2017. 不同 Cd 污染特征稻田施用钝化剂对水稻吸收积累 Cd 的影响. 环境工程学报, **11**(2): 1242-1250.

徐 敏, 宋 春, 陈宇亮, 等. 2016. 不同玉米与大豆栽培模式的能值效益分析. 生态学杂志, **35**(10): 2667-2675.

张永杰. 2016. 基于能值分析的定西市农田生态系统可持续发展评价(硕士学位论文). 兰州:甘肃农业大学.

Brown MT, Ulgiati S. 2016. Assessing the global environmental sources driving the geobiosphere: A revised emergy baseline. *Ecological Modelling*, **339**: 126-132.

Campbell DE, Lu HF, Lin BL. 2014. Emergy evaluations of the global biogeochemical cycles of six biologically active elements and two compounds. *Ecological Modelling*, **271**: 32-51.

Dreyer L, Niemann A, Hauschild M. 2008. Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **8**: 191-200.

Jiang MM, Chen B, Zhou JB, et al. 2007. Emergy account for biomass resource exploitation by agriculture in China. *Emergy Policy*, **35**: 4704-4719.

Lead US. 2011. Department of Health and Human Service. *Journal of Hospice & Palliative Nursing*, **4**: 206-207.

Liu K, Lü J, He W, et al. 2015. Major factors influencing cadmium uptake from the soil into wheat plants. *Ecotoxicology*

- and *Environmental Safety*, **113**: 207–213.
- Lorenz N, Hintemann T, Kramarewa T, *et al.* 2006. Response of microbial activity and microbial community composition in soils to long-term arsenic and cadmium exposure. *Soil Biology & Biochemistry*, **38**: 1430–1437.
- Lou B, Ulgiati S. 2013. Identifying the environmental support and constraints to the Chinese economic growth: An application of the Emergy Accounting method. *Energy Policy*, **55**: 217–233.
- Odum HT. 1988. Self-organization, transformity, and information. *Science*, **242**: 1132–1139.
- Odum HT. 1996. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. New York: Wiley.
- Salah SA, Barrington SF. 2006. Effect of soil fertility and transpiration rate on young wheat plants (*Triticum aestivum*) Cd/Zn uptake and yield. *Agricultural Water Management*, **82**: 177–192.
- Wang L, Zhang J, Ni W. 2005. Emergy evaluation of Eco-Industrial Park with Power Plant. *Ecological Modelling*, **189**: 233–240.
- Zhang X, Jiang W, Deng S, *et al.* 2009. Emergy evaluation of the sustainability of Chinese steel production during 1998–2004. *Journal of Cleaner Production*, **17**: 1030–1038.
- Zhang X, Zhang R, Wu J, *et al.* 2016. An emergy evaluation of the sustainability of Chinese crop production system during 2000–2010. *Ecological Indicators*, **60**: 622–633.
- 
- 作者简介** 赖星,男,1992年生,硕士,主要从事土壤环境污染修复方面的研究。E-mail: xingye19920901@qq.com
- 责任编辑** 魏中青
-