

程菁靓, 赵 龙, 杨 彦, 等. 我国长江中下游水稻产区铅污染分区划分方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(1): 70–78.

CHENG Jing-liang, ZHAO Long, YANG Yan, et al. Classification methods for typical lead-contaminated rice production areas of the middle and lower Yangtze River in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(1): 70–78.

我国长江中下游水稻产区铅污染分区划分方法研究

程菁靓^{1,2}, 赵 龙^{2*}, 杨 彦^{1*}, 侯 红², 孙在金², 马 瑾²

(1. 常州大学环境与安全工程学院, 江苏 常州 213000; 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)

摘 要:以我国典型水稻产区——长江中下游平原为研究对象,在系统收集文献中20种水稻品种可食部位及其对应土壤中重金属铅(Pb)的协同调研数据基础上,综合考虑了水稻品种和土壤理化性质的影响,探讨了基于物种敏感性分布(SSD)法来划分水稻“宜产、限产、禁产”三区的方法,并以保护不同比例水稻品种反推出了各划分区的土壤Pb含量阈值。研究表明:该典型水稻产区的土壤pH与水稻Pb的富集系数间呈负相关,相关系数为 $-0.46 (P<0.05)$,土壤有机碳(SOC)与水稻Pb的富集系数间呈正相关,相关系数为 $0.91 (P<0.01)$,同时由pH和SOC两个变量所建立的回归模型可以解释水稻富集系数83.20%的变异;4种典型情景土壤中的水稻品种敏感性顺序分布基本一致;长江中下游平原区划分水稻“宜产、限产、禁产”三区的土壤Pb含量分别为 $\leq 14.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $14.81 \sim 185.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $\geq 185.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。“宜产、限产、禁产”划分方法具有较好的科学性、普适性及可操作性,可推广至全国水稻产区的分区划分,将为我国农用地土壤的风险管理提供重要的技术支撑。

关键词:水稻产区划分;铅;富集系数;物种敏感性分布

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)01-0070-09 doi:10.11654/jaes.2018-0853

Classification methods for typical lead-contaminated rice production areas of the middle and lower Yangtze River in China

CHENG Jing-liang^{1,2}, ZHAO Long^{2*}, YANG Yan^{1*}, HOU Hong², SUN Zai-jin², MA Jin²

(1. School of Environmental & Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213000, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: We selected the middle and lower reaches of the Yangtze River basin, a typical rice-producing area in China, as the research object. We considered the effects of rice varieties and soil physico-chemical properties, and we investigated the techniques for classifying rice-producing areas as “suitable yield” “restricted yield” and “forbidden yield” using the species sensitivity distribution (SSD) method. This decision was based upon the collection of collaborative survey data regarding lead contamination of 20 rice varieties and the corresponding soil. Furthermore, the soil lead content threshold for the three classification areas was derived to protect different proportions of rice variety. The results show that the soil pH of this typical rice-producing area negatively correlated to the lead enrichment coefficient of rice. The correlation coefficient was $-0.46 (P<0.05)$. The soil organic carbon was positively correlated to the lead enrichment coefficient of rice, and the correlation coefficient was $0.91 (P<0.01)$. The regression model, derived from pH and soil organic carbon variables, can explain the 83.20% variation of rice enrichment factors. The sequence of rice variety sensitivity distribution in the four typical scenarios was consistent. The soil lead content in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin was less than or equal to $14.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $14.81 \sim 185.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and greater than or equal to $185.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Generally, this classification method shows good rationality, universality, and

收稿日期:2018-07-03 录用日期:2018-09-25

作者简介:程菁靓(1994—),女,安徽人,硕士研究生,从事土壤基准研究。E-mail:1036829052@qq.com

*通信作者:赵 龙 E-mail:zhaolong1227@126.com;杨 彦 E-mail:yy129129@163.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2017FYD0801101-2)

Project supported: The National Key R&D Program of China(2017FYD0801101-2)

operability. Furthermore, it can be extended to the classification of rice-producing areas nationwide. It also provides important technical support opportunities for the risk management of agricultural land in China.

Keywords: classification of rice production area; lead; enrichment coefficient; species sensitivity distribution

近年来,随着我国经济的高速发展,耕地土壤污染的范围及面积呈现出不断扩大的趋势。2014年4月,原环境保护部和原国土资源部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》中指出:我国土壤环境状况总体不容乐观,部分地区土壤污染较重,耕地土壤环境质量堪忧。就耕地土壤而言,其点位超标率达19.40%,主要污染物为镉、镍、铜、砷、汞、铅等重金属^[1]。重金属可在污染土壤中迁移,并积累在农作物中,最终通过食物链对人类和动物健康产生潜在危险^[2]。水稻是我国主要的粮食作物,据研究表明,我国目前每年大约有10%的稻谷重金属镉和铅超标^[3],污染防治的形势十分严峻。基于此,国务院于2016年5月正式出台了土壤污染防治行动计划(简称“土十条”),对今后我国土壤污染防治工作的主要内容和任务等提出了具体要求和时间安排。其中,对于农用地土壤要实施分类管理,按污染程度将农用地划为3个类别,即优先保护类、安全利用类和严格管控类,并分别采取相应管理措施,保障农产品质量安全。

“毒大米”事件的发生,使得重金属污染水稻的安全性问题受到了高度关注。除了重金属镉(Cd)以外,重金属铅(Pb) also 具有很强的危害性,能导致包括人类在内的各种生物生殖功能下降、机体免疫力降低,并引起头晕、头疼、记忆力减退和腹痛等一系列症状^[4]。近年来,国内外有关Pb污染耕地土壤对水稻的影响研究也有一些报道,但大都是针对Pb在水稻各器官中的迁移积累规律以及对水稻生长发育影响等方面的研究^[5-8]。如Liu等^[9]研究表明水稻植株成熟期不同部位的Pb含量差异很大,范中亮等^[10]研究表明水稻籽粒对重金属的累积量总体上随着外加重金属质量分数的增加而呈现增多的趋势。但是目前对于不同品种水稻富集重金属Pb的敏感性研究却鲜有报道,更没有针对保护不同比例水稻品种而划定水稻“宜产、限产、禁产”区的研究报告。

水稻吸收土壤重金属不仅受污染来源、土壤基本性质和气候条件等的影响,不同水稻种类、甚至不同基因型水稻的重金属富集特征都有明显差异^[11-15]。物种敏感度分布(SSD)曲线方法能在结构复杂的生态系统中,通过概率或者经验分布函数来描述不同物种样本对胁迫因素的敏感度差异^[16]。其还可以用于

环境质量标准的制定,即用来确定一个可以保护生态系统中大部分物种的污染物浓度^[17]。通常,利用不同的分布函数,如Log-normal、Log-logistic、BurrⅢ等,拟合毒理学数据求出概率分布模型^[18-19],并最终得到危害浓度 HC_p (Hazardous concentration),即污染物对生物的效应浓度 $\leq HC_p$ 的概率为 p ,在此浓度下,生境中 $(100-p)\%$ 的生物是(相对)安全的^[20-21]。国内对SSD曲线的研究多是由于建立各种污染物的环境基准值,如:王小庆等^[22]用SSD曲线推导了土壤中重金属镍的生态阈值;杜建国等^[23]构建了8种常见重金属对海洋生物的SSD曲线,比较了海洋脊椎动物和无脊椎动物对8种重金属的敏感性以及不同重金属的急性生态风险。但目前尚未有利用SSD曲线进行水稻种植区划分的研究报告。

基于此,本研究以我国典型水稻产区——长江中下游平原为研究对象,在系统收集、汇总分类及分析数据的基础上,研究该区域中不同品种水稻对重金属Pb的富集情况,利用Log-logistic模型计算不同品种水稻对Pb富集的SSD频次,并根据SSD曲线保护不同比例的水稻品种推导计算,揭示出水稻“宜产、限产、禁产”区的土壤Pb含量阈值。研究结果将为我国农用地类别划分提供重要的技术方法支撑,并为农用地土壤环境管理和风险管控工作奠定坚实的基础。

1 材料与方法

1.1 数据收集

1.1.1 不同品种水稻籽粒对重金属Pb的富集数据

系统收集已发表的有关我国典型农田土壤及对应水稻籽粒中Pb含量的数据。在中国知网(CNKI)数据库中分别以关键字“土壤”“Pb”和“水稻籽粒”等为搜索条件,在Google Scholar中以“soil”“rice”和“lead”等为搜索条件获取数据,在搜索结果中对所有基于我国典型区的土壤和水稻中Pb的富集数据进行筛选,筛选条件如下:①试验以自然土壤为介质,不包括水培试验;②试验流程及数据处理规范,同时具有土壤和协同采集水稻籽粒中重金属Pb含量数据,富集系数(BCF)值为水稻籽粒中重金属Pb含量($mg \cdot kg^{-1}$)与土壤中对应该Pb含量($mg \cdot kg^{-1}$)的比值;③富集数据应标明对应水稻品种;④文献中至少同时附有受

试土壤的pH和SOC数据。

1.1.2 长江中下游平原代表区土壤采样数据

长江中下游平原区包括湖南、江苏、江西、湖北、安徽、上海等省市,海拔在50 m以下,由长江冲积而成,河网密布,水量充足,适于水稻等粮食生产,因此素有“鱼米之乡”的美誉。长江中下游平原区是我国重金属污染较为严重的地区且为水稻主产区,在水稻生产中占有十分重要的地位,因此本研究将长江中下游平原区作为典型研究区域,从公开发表的文献中收集长江中下游平原水稻种植区(水稻优势产区)农田土壤样品的土壤理化性质和土壤Pb含量(mg·kg⁻¹)。

1.2 数据统计分析

使用Excel 2010、SPSS 18.0软件对收集的数据进行处理、完成数据回归分析和均值聚类分析,使用Origin 9.0软件绘制拟合曲线。

1.3 模型方法

1.3.1 主要土壤性质参数的确定

将长江中下游平原区具有代表性的农田土壤样品pH、SOC(g·kg⁻¹)作为自变量,通过SPSS 19.0软件进行K-均值聚类分析,由于按照土壤性质可以将土壤分为酸性、碱性、中性和石灰性,因此这里将聚类分析确定为4种土壤典型情景,但由于长江中下游平原区土壤性质差异不大,因此聚类的结果没有出现明显的中性和碱性的土壤性质(表1)。

1.3.2 富集数据的计算与归一化

通过收集获取到的水稻籽粒及其对应土壤中的重金属Pb含量,来计算水稻籽粒的富集系数(BCF),其计算公式如下:

$$BCF = \frac{C_{\text{水稻}}}{C_{\text{土壤}}} \times 100\%$$

式中: C_{水稻}为水稻籽粒中重金属Pb含量,mg·kg⁻¹; C_{土壤}为土壤中重金属Pb含量,mg·kg⁻¹。

通过SPSS软件对水稻籽粒富集系数(%)与土壤pH和SOC(g·kg⁻¹)进行回归分析,得到本研究所用的归一化方程,利用预测模型将各水稻籽粒不同BCF数据归一化到特定土壤条件下,以消除土壤理化性质差

异对水稻籽粒富集数据的影响。归一化的公式如下:

$$\lg BCF = a \times pH + b \times \lg SOC + k$$

式中:pH为土壤pH值;SOC为土壤有机碳含量,g·kg⁻¹;a、b为无量纲参数,表示土壤性质对富集系数的影响程度;k为方程的截距,表征水稻品种对重金属Pb积累的固有敏感性。

1.3.3 SSD曲线拟合

将富集系数作为x轴,对数据点进行参数拟合即可得到SSD曲线。作物对土壤中污染物富集效应敏感分布应遵循“S”型曲线分布,利用逻辑斯蒂克分布模型(Logistic)对本研究中水稻籽粒富集系数和累积概率进行拟合,方程如下:

$$y = \frac{a}{1 + (\frac{x}{x_0})^b}$$

式中:x为1/BCF;y为对应x值水稻样品的累积概率,%;a、b、x₀为常数。

2 结果与讨论

2.1 水稻籽粒富集系数与土壤性质相关性分析以及典型区土壤典型情景确定

将收集的水稻籽粒富集系数与土壤理化性质进行相关性分析,结果见表2。

由表2可知,上述水稻籽粒富集系数与土壤pH相关性显著(P<0.05),与SOC相关性极显著(P<0.01),而与CEC相关性不显著(P>0.05)。另外李志涛等^[24]在南方典型区域水稻镉富集系数差异影响因素探析中研究表明,土壤pH和SOC是影响水稻籽粒重金属富集系数最大的两个土壤理化因子。因此,本研究选择将土壤pH和SOC作为影响水稻富集Pb的主要因子建立回归模型。将收集到的文献中有关江苏、湖南、湖北、江西、浙江的土壤pH和SOC通过SPSS 18.0软件进行K-均值聚类分析,由此确定的长江中下游平原区土壤的典型情景见表1。

表2 水稻籽粒Pb富集系数与土壤理化性质的相关性分析
Table 2 Correlation analysis of lead bio-concentration factor between rice and soil physical and chemical properties

	pH	SOC	CEC
BCF	-0.46*	0.91**	0.25
	P=0.04	P<0.01	P=0.36

注:**在0.01水平(双侧)上极显著相关,*在0.05水平(双侧)上显著相关。
Note: ** significantly correlated at the 0.01 level (bilateral), * significantly correlated at the 0.05 level (bilateral).

表1 长江中下游平原区土壤的典型情景

Table 1 Typical situation of soil in the middle and lower reaches of the Yangtze River

项目 Item	聚类 K-means			
	1	2	3	4
pH	6.04	5.91	5.78	5.66
SOC/g·kg ⁻¹	9.31	23.08	29.81	15.93

由于长江中下游平原区的土壤大多数偏酸性,所以均值聚类分析确定的4种典型情景均为酸性。由表1可以看出,这4种典型情景pH值之间差别较小,SOC含量基本在 $10\sim 30\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,属于正常值范围,只有第1种情景SOC偏小。4种典型情景按照pH值从大到小排列,前3种为pH大SOC小到pH小SOC大,第4种为pH小而SOC也小。

2.2 不同品种水稻Pb富集系数的归一化处理

2.2.1 不同品种水稻的Pb富集数据

不同品种水稻在不同土壤中富集重金属的能力不同^[25-26],稻米的重金属含量也存在明显差异。本研究收集文献为水稻在不同土壤理化性质下的Pb富集系数,为一定程度地消除土壤理化性质的影响,需将水稻富集系数进行归一化到特定土壤条件下。表3为从各文献中收集到的不同水稻品种Pb富集数据。

本研究所收集筛选的水稻Pb富集数据中受试土壤主要分布在湖南、江苏、江西、浙江、安徽等长江中下游平原地区。这些富集数据存在的土壤性质不同,水稻品种也不同。土壤性质大多数为酸性,pH值在4.50~6.00之间,有一部分为中性土壤,pH值在6.50~

7.50之间。水稻品种为长江中下游平原区常种的20种,其中15种为杂交水稻,杂交水稻有深两优5814、T优618、湘优66、丰优9号、Q优6号、Ⅱ优416、两优527、H28优9113、616、隆平006、中粳稻9311、K优818、扬稻4号共13种;杂交粳稻有嘉花1号和秀水63两种;5种为常规水稻,常规粳稻有运梗7号、镇稻5171、晚梗9707共3种;常规籼稻有特三矮2号和湘晚粳12号两种。

2.2.2 归一化模型的确定

我国土壤类型复杂多样,不同区域土壤性质差异较大。土壤理化性质是影响重金属生物富集的关键因素^[37-39],因此土壤污染物含量阈值的建立应考虑土壤理化性质差异的影响。采用生物富集回归模型对污染物富集数据进行归一化处理可以体现出土壤理化性质对污染物富集的影响,更具科学性。研究者在量化不同物种的污染物毒性阈值与土壤性质的关系^[40-41]方面作了很多研究,这些研究也在土壤中重金属生态阈值的建立上^[42]被广泛采用。

本研究将这20种水稻籽粒的Pb富集系数与其对应的土壤理化性质绘制成回归曲线,得到的回归模型为: $\lg\text{BCF} = -0.061\text{ pH} + 0.144\lg\text{SOC} - 0.373$ ($R^2 = 0.832$)。

由回归模型可以看出,pH前的系数为负,表示BCF与pH呈负相关,SOC前的系数为正,表示BCF与SOC呈正相关。pH和SOC两个变量可以解释水稻富集系数模型83.20%的变异。系数-0.373为各水稻品种的固有敏感性,在归一化的运算过程中可忽略。

2.2.3 归一化后不同水稻品种的富集系数

为进一步消除土壤理化性质对水稻富集系数的影响,将20种水稻分别通过回归模型归一化到长江中下游平原区4种典型土壤情景下,得到20种水稻的富集系数,见表4。如水稻深两优5814在 $\text{pH}=5.38$ 、 $\text{SOC}=6.87\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的土壤中Pb的BCF为0.13%,利用Pb富集预测模型 $\lg\text{BCF} = -0.061\text{ pH} + 0.144\lg\text{SOC} - 0.373$ ($R^2=0.832$)将其归一化到土壤 $\text{pH}=6.04$ 、 $\text{SOC}=9.31\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 条件下,则归一化后的结果为 $\text{BCFs}=0.13\times 10^{-0.061\times(6.04-5.38)+0.144\lg(9.31/6.87)}$,其他水稻品种以此类推。若一种水稻有对应不同土壤条件下的多个BCF值时,则分别对每个BCF进行归一化后取其几何平均值作为该水稻品种的归一化BCF值。

由于4种典型土壤情景是将收集的长江中下游平原区土壤情景作均值聚类所得,因此这4种典型情景可认为代表了整个长江中下游平原区的土壤理化

表3 不同水稻品种的Pb富集数据

Table 3 Lead enrichment data of different rice cultivars

地区 District	pH	SOC/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	水稻品种 Rice cultivar	BCF/%	文献来源 Literature resources
湖南郴州	5.38	6.87	深两优5814	0.13	Zhou H等 ^[27]
	5.38	6.87	T优618	0.33	
	5.38	6.87	湘优66	0.23	
	5.38	6.87	丰优9号	0.08	
	5.38	6.87	Q优6号	0.36	
	5.38	6.87	Ⅱ优416	0.28	
	5.38	6.87	两优527	0.25	
	5.38	6.87	H28优9113	0.16	
江苏昆山	6.54	24.30	运梗7号	3.47	李正文 ^[28]
	6.54	24.30	镇稻5171	2.67	
浙江嘉兴	5.89	16.94	秀水63	1.91	程旺大 ^[29]
湖南临湘	7.20	12.99	湘晚粳12号	0.36	彭华 ^[30]
江西鹰潭	4.95	4.41	616	0.45	黄德乾等 ^[31]
	5.07	12.00	晚梗9707	0.38	吴亮等 ^[32]
	5.07	12.00	特三矮2号	0.67	吴亮等 ^[32]
江西德兴	4.69	12.23	隆平006	1.07	王小玲等 ^[33]
安徽合肥	6.80	11.77	中粳稻9311	0.93	陈慧茹等 ^[34]
江苏南京	7.50	15.30	K优818	1.21	陈慧茹等 ^[34]
	6.20	10.79	扬稻4号	1.12	陈志德等 ^[35]
湖南株洲	5.80	2.57	嘉花1号	0.35	Hu Y等 ^[36]

性质,在此种情景下校正的富集系数在一定程度上可以忽略土壤理化性质的影响,也可以适用于整个长江中下游平原区。

富集系数是表征稻米对重金属富集能力的重要指标,稻米对重金属离子的吸收和富集能力决定了稻米重金属含量^[43]。从表4数据可以看出,土壤SOC是控制水稻籽粒吸收Pb的主要因素,土壤的SOC值越高,越有利于Pb在水稻籽粒中富集。与土壤SOC值相反,pH越低则越有利于Pb在水稻籽粒中富集。由于在相关性分析中土壤SOC与水稻富集系数的关系比土壤pH与水稻富集系数的关系要显著,因此归一化后的富集数据受土壤SOC的影响更大,因此,表4第2种与第4种情景中在土壤pH和SOC都减小的情况下,归一化后的水稻富集系数受土壤SOC的影响更大,富集系数减小。20种水稻在4种典型土壤情景下的Pb富集系数从大到小排序一致,均为运梗7号>镇稻5171>秀水63>K优818>扬稻4号>中粳稻9311>隆平006>特三矮2号>616>嘉花1号>湘晚粳12号>Q优

表4 20种水稻在4种典型土壤情景下归一化后的富集数据
Table 4 Enrichment data of 20 rice cultivars after normalization under four typical soil conditions

水稻品种 Rice cultivar	BCF/%			
	1	2	3	4
深两优5814	0.12	0.14	0.15	0.14
T优618	0.31	0.37	0.39	0.36
湘优66	0.22	0.25	0.27	0.20
丰优9号	0.08	0.09	0.09	0.09
Q优6号	0.34	0.40	0.42	0.39
Ⅱ优416	0.27	0.31	0.33	0.30
两优527	0.23	0.28	0.29	0.27
H28优9113	0.15	0.18	0.19	0.17
运梗7号	3.24	3.76	3.98	3.70
镇稻5171	2.50	2.90	3.06	2.84
秀水63	1.72	1.99	2.10	1.96
湘晚粳12号	0.40	0.47	0.50	0.46
616	0.43	0.50	0.53	0.49
晚粳9707	0.32	0.38	0.40	0.37
特三矮2号	0.56	0.65	0.69	0.64
隆平006	0.85	0.99	1.04	0.97
中粳稻9311	1.00	1.16	1.23	1.14
K优818	1.38	1.61	1.70	1.58
扬稻4号	1.12	1.30	1.38	1.28
嘉花1号	0.41	0.48	0.51	0.46

注:表中“1、2、3、4”对应为表2中4种典型土壤情景。下同。

Note: “1, 2, 3, 4” in Table 4 correspond to the four typical soil scenarios in Table 2. The same below.

6号>晚粳9707>T优618>Ⅱ优416>两优527>湘优66>H28优9113>深两优5814>丰优9号。

2.3 典型区土壤Pb的水稻敏感性分布(SSD)与水稻产区划分

目前,物种敏感性分布规律研究中,常用的参数拟合方法主要包括Burr-Ⅲ、Log-triangular以及Logistic等模型^[44],本研究根据上述不同品种水稻的Pb富集数据,对不同水稻的富集系数进行对数变换后,利用Logistic分布模型对不同水稻Pb富集的SSD曲线进行拟合。

SSD是通过将污染物的富集数据用一个数学分布来描述,认为获得的富集数据是来自于这个分布的大量样本,用来估算该分布的参数^[45]。

将上述水稻品种归一化后的富集数据由大到小排列并设定相应序数 R ,计算其累积概率,累积概率(P)公式如下:

$$P = \frac{R}{N + 1}$$

式中: R 是物种从小到大排序的秩; N 是样本数。

以1/BCF作横坐标,累积概率作纵坐标,利用Logistic分布模型在Origin 9.0中作出的拟合曲线如图1。图1为4种长江中下游典型土壤情景下的水稻敏感性曲线分布。

由图1可知,4种典型情景土壤中的水稻品种敏感性顺序基本一致,不同品种水稻对Pb富集能力差异显著,曲线上端代表水稻对重金属Pb的富集性差。综合分析可知,杂交稻对土壤中的Pb富集能力较弱,而常规稻对Pb吸收能力较强。其中H28优9113、深两优5814和丰优9号处于SSD曲线的上端,对Pb的富集能力较弱,较不敏感,而运梗7号、镇稻5171和秀水63位于SSD曲线的下端,对Pb的富集能力较强,较敏感,湘晚粳12号、Q优6号和晚粳9707处于SSD曲线的中端,对Pb的富集能力处于中度敏感水平。

基于Logistic分布模型拟合结果,经过模型的计算分别得到基于保护80%、50%、5%水稻品种的Pb不同富集系数值(表5)。结果表明,在所测定的20个不同水稻品种中,基于保护80%品种水稻的富集系数为1.20%~1.47%。根据《食品安全国家标准食品中污染物限量》中规定的稻米中Pb标准限值为0.20 mg·kg⁻¹,按照BCF公式可反推出土壤中的Pb阈值($C_{土壤}$ 即 HC_p 值)见表5。

根据上述研究分析,建议分别将能保护80%、50%、5%的水稻品种作为划分水稻宜产、限产、禁产

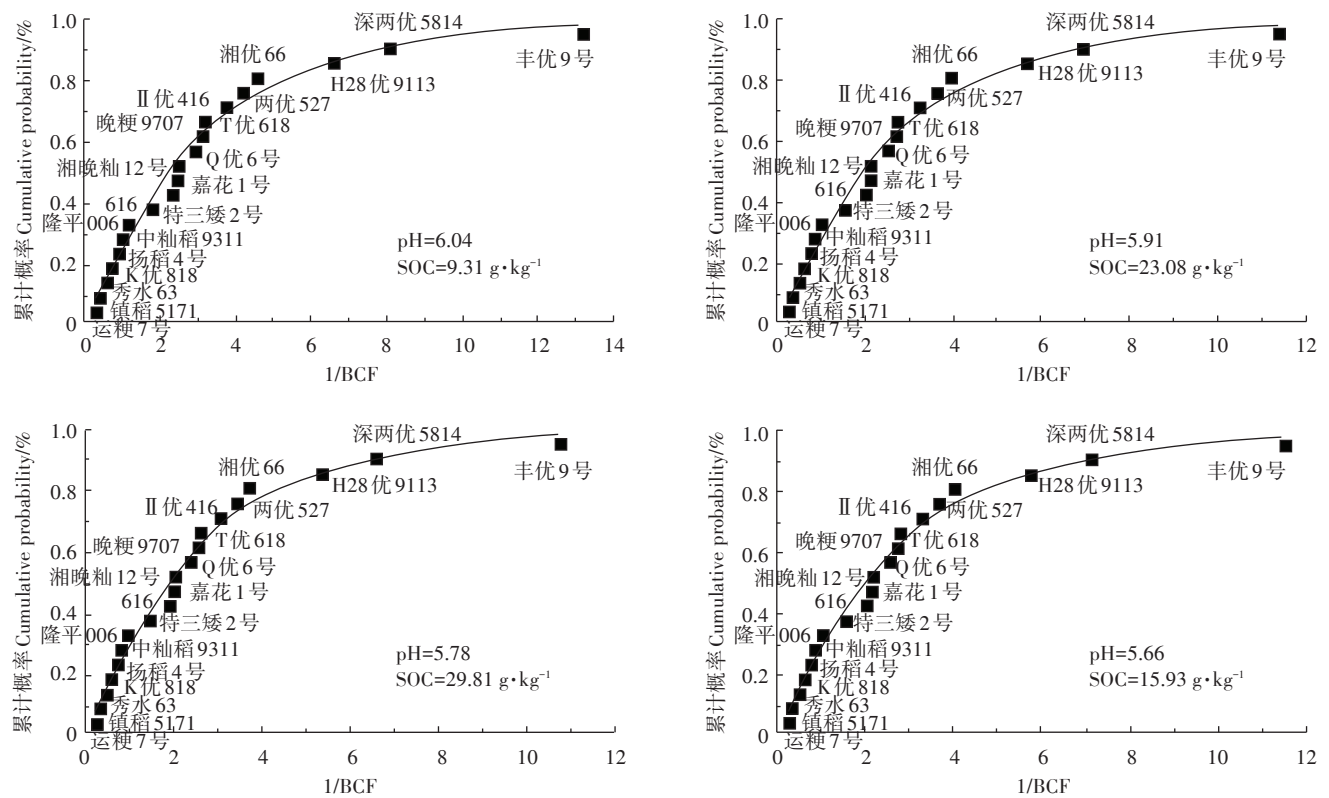


图1 长江中下游平原区4种典型情景下水稻品种敏感度分布曲线

Figure 1 Sensitivity distribution curves of rice cultivars under four typical conditions in the middle and lower reaches of the Yangtze River

的依据。由于4种典型土壤情景均为偏酸性,因此将4种土壤情景下得到的土壤中Pb含量取几何平均值作为最终代表长江中下游平原区的水稻产区划分值,结果为:当土壤中Pb含量 $\leq 14.81\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,能保护80%的水稻品种正常生长,可将该区域划为水稻宜产区,适宜种植大部分的水稻品种; $14.81\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} <$ 土壤中Pb含量 $< 185.24\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,可将该区域划为水稻限产区, $14.81\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} <$ 土壤中Pb含量 $\leq 40.22\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,应限制某些高积累水稻品种的种植,如不应种植运梗7号和湘晚籼12号,而 $40.22\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} <$ 土壤中Pb含量 $\leq 185.24\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,只考虑种植部分Pb低积累的水稻品种,如适宜种植宜优673和深两优5814;而当土壤中Pb含量 $\geq 185.24\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,95%的水稻品种都比较容易富集重金属Pb,会严重影响水稻的正常生长,应将该区域划为水稻禁产区,建议改种其他不易富集重金属Pb的作物或观赏性植物如蜈蚣草等。

将上述水稻宜产、限产、禁产区划分标准值应用于所收集数据的地区,发现约有80%的区域可划为宜产及限产区,剩余20%的地区将会被划为水稻禁产区,该划分比例是基本符合水稻产区划分管理需求

表5 基于Log-logistic拟合曲线保护不同比例水稻品种的土壤Pb生态阈值

Table 5 Lead ecological threshold value of soil for protecting rice cultivars with different proportions based on Log-logistic fitting

P	1		2		3		4	
	BCF/ %	HC _p / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	BCF/ %	HC _p / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	BCF/ %	HC _p / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	BCF/ %	HC _p / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
20	1.20	16.72	1.39	14.42	1.47	13.65	1.37	14.62
50	0.44	45.56	0.51	39.06	0.54	36.97	0.50	39.76
95	0.10	208.33	0.11	180.18	0.12	170.94	0.11	183.49

注:“P=20、50、95”分别代表能保护80%、50%、5%水稻品种的土壤中Pb含量。
Note: “P=20, 50, 90” indicate lead content in soils that can protect 80%, 50%, and 10% of rice cultivars, respectively.

的。未来我们将对应用SSD法划分Pb污染区水稻产区的合理性进行更为深入的研究,并征求管理部门及相关领域权威专家的意见和建议。

3 结论

(1)通过水稻Pb富集系数与土壤理化性质之间的回归分析表明,土壤pH与水稻Pb富集系数间呈负相关,SOC与水稻Pb富集系数间呈正相关,同时由pH和SOC两个变量建立的回归模型可以解释水

稻富集系数83.20%的变异。归一化过程可以在一定程度上消除土壤理化性质对水稻富集重金属土壤Pb的影响。

(2)4种典型情景土壤中的水稻品种敏感性分布顺序基本一致。其中H28优9113、深两优5814和丰优9号对Pb较不敏感,不易富集Pb,而运梗7号、镇稻5171和秀水63对Pb的富集能力较强,较为敏感。

(3)逻辑斯蒂克分布(Logistic)模型拟合结果表明,在长江中下游平原区,当土壤中Pb含量 $\leq 14.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,将该区域划为水稻宜产区; $14.81 < \text{土壤中Pb含量} \leq 40.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $40.22 < \text{土壤中Pb含量} \leq 185.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,将该区域划为水稻限产区;而当土壤中Pb含量 $\geq 185.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,将该区域划为水稻禁产区。

参考文献:

- [1] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014(5):10-11.
The Ministry of Environmental Protection, The Ministry of Land and Resources. Report on the national soil contamination survey[J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014(5):10-11.
- [2] 王海慧, 邹恒福, 罗 瑛, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术[J]. 中国农学通报, 2009, 25(11):210-214.
WANG Hai-hui, HUAN Heng-fu, LUO Ying, et al. Soil contaminated by heavy metals and its phytoremediation technology[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(11):210-214.
- [3] 骆永明, 滕 应. 我国土壤污染退化状况及防治对策[J]. 土壤, 2006, 38(5):505-508.
LUO Yong-ming, TENG Ying. Status of soil pollution degradation and countermeasures in China[J]. *Soil*, 2006, 38(5):505-508.
- [4] 李广云, 曹永富, 赵书民, 等. 土壤重金属危害及修复措施[J]. 山东林业科技, 2011, 41(6):96-101.
LI Guang-yun, CAO Yong-fu, ZHAO Shu-min, et al. Review of hazards induced by soil contamination of heavy metals and remediation techniques[J]. *Shandong Forestry Science and Technology*, 2011, 41(6):96-101.
- [5] 安晨昕. 基于As、Pb、F浓度变化对水稻品质及土壤性质的影响研究[D]. 沈阳:沈阳农业大学, 2016.
AN Chen-xin. Research on the effect of rice quality and soil property based on the As, Pb, F concentration change[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2016.
- [6] 钟 静, 饶 胜, 刘 杉, 等. 铅对水稻种子萌发和幼苗生长的影响[J]. 湖北农业科学, 2016, 55(5):1109-1111.
ZHONG Jing, RAO Sheng, LIU Shan, et al. Effects of lead on seed germination and seedling growth of rice[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2016, 55(5):1109-1111.
- [7] 马孟莉, 卢丙越, 苏一兰, 等. 铜、铅、镉对不同水稻品种种子萌发的影响[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(4):79-81.
MA Meng-li, LU Bing-yue, SU Yi-lan, et al. Effects of copper, lead and cadmium on seed germination of different varieties of rice[J]. *Journal of Jiangsu Agricultural Sciences*, 2015, 43(4):79-81.
- [8] 邹继颖, 刘 辉. Cr^{6+} 、 Pb^{2+} 污染对水稻幼苗生长发育的影响[J]. 河南农业科学, 2014, 43(2):31-34.
ZOU Ji-ying, LIU Hui. Effects of chromium and lead pollution on growth and development of rice seedling[J]. *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 2014, 43(2):31-34.
- [9] Liu J G, Li K Q, Xu J K, et al. Lead toxicity, uptake, and translocation in different rice cultivars[J]. *Plant Science*, 2003, 165(4):793-802.
- [10] 范中亮, 季 辉, 杨 菲, 等. 不同土壤类型下Cd和Pb在水稻籽粒中累积特征及其环境安全临界值[J]. 生态环境学报, 2010, 19(4):792-797.
FAN Zhong-liang, JI Hui, YANG Fei, et al. Accumulation characteristics of Cd and Pb in rice grain and their security threshold values in paddy field under different soil types[J]. *Chinese Journal of Eco-Environment*, 2010, 19(4):792-797.
- [11] Chen W P, Li L Q, Chang A C, et al. Characterizing the solid solution partitioning coefficient and plant uptake factor of As, Cd, and Pb in California croplands[J]. *Agr Ecosyst Environ*, 2009, 129(1/2/3):212-220.
- [12] 龚伟群, 李恋卿, 潘根兴, 等. 杂交水稻对Cd的吸收与籽粒积累:土壤和品种交互影响[J]. 环境科学, 2006, 27(8):1647-1653.
GONG Wei-qun, LI Lian-qing, PAN Gen-xing, et al. Cd uptake and accumulation in grains by hybrid rice in two paddy soils: Interactive effect of soil type and cultivars[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(8):1647-1653.
- [13] Provoost J, Cornelis C, Swartjes F. Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: Why do they differ? [J]. *Soils Sediments*, 2006, 6(3):173-181.
- [14] 肖细元, 陈同斌, 廖晓勇, 等. 我国主要蔬菜和粮油作物的砷含量与砷富集能力比较[J]. 环境科学学报, 2009, 29(2):291-296.
XIAO Xi-yuan, CHEN Tong-bin, LIAO Xiao-yong, et al. Comparison of concentrations and bioconcentration factors of arsenic in vegetables, grain and oil crops in China[J]. *Journal of Environmental Science*, 2009, 29(2):291-296.
- [15] 秦榕璘, 李 元, 祖艳群, 等. 不同基因型玉米品种对Pb的富集特征[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(3):268-275.
QIN Rong-lin, LI Yuan, ZU Yan-qun, et al. Accumulation characteristics of Pb by *Zea mays* of different genotypes[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2016, 33(3):268-275.
- [16] 陈波宇, 郑斯瑞, 牛希成, 等. 物种敏感度分布及其在生态毒理学中的应用[J]. 生态毒理学报, 2010, 5(4):491-497.
CHEN Bo-yu, ZHENG Si-rui, NIU Xi-cheng, et al. Species sensitivity distribution and its application in ecotoxicology[J]. *Journal of Ecotoxicology*, 2010, 5(4):491-497.
- [17] 刘亚莉, 谢玉为, 张效伟, 等. 应用物种敏感性分布评价敌敌畏对淡水生物的生态风险[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(2):531-538.
LIU Ya-li, XIE Yu-wei, ZHANG Xiao-wei, et al. Assessing ecological risks of dichlorvos to freshwater organisms by species sensitivity distribution[J]. *Journal of Ecotoxicology*, 2016, 11(2):531-538.

- [18] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species sensitivity distributions in ecotoxicology[M]. Boca Raton: Lewis Publishers CRC Press, 2002: 3-9.
- [19] Shao Q. Estimation for hazardous concentrations based on NOEC toxicity data: An alternative approach[J]. *Environmetrics*, 2000, 11(5): 583-595.
- [20] 王小庆, 李一波, 马义兵, 等. 土壤中镍、铜植物毒性预测模型的种间外推[J]. *生态毒理学报*, 2013, 8(1): 77-84.
WANG Xiao-qing, LI Bo, MA Yi-bing, et al. Cross-species extrapolation of phytotoxicity prediction models for nickel and copper added to soil [J]. *Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(1): 77-84.
- [21] Staples C A, Woodburn K B, Klecka G M, et al. Comparison of four species sensitivity distribution methods to calculate predicted no effect concentrations for bisphenol[J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2008, 14(3): 455-478.
- [22] 王小庆, 韦东普, 黄占斌, 等. 物种敏感性分布在土壤中镍生态阈值建立中的应用研究[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(1): 92-98.
WANG Xiao-qing, WEI Dong-pu, HUANG Zhan-bin, et al. Application of species sensitivity distribution in deriving of ecological thresholds for nickel in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(1): 92-98.
- [23] 杜建国, 赵佳懿, 陈彬, 等. 应用物种敏感性分布评估重金属对海洋生物的生态风险[J]. *生态毒理学报*, 2013, 8(4): 561-570.
DU Jian-guo, ZHAO Jia-yi, CHEN Bin, et al. Assessing of ecological risks of heavy metals to marine organisms by species sensitivity distributions[J]. *Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(4): 561-570.
- [24] 李志涛, 王夏晖, 赵玉杰, 等. 南方典型区域水稻镉富集系数差异影响因素探析[J]. *环境科学与技术*, 2017, 40(10): 1-7.
LI Zhi-tao, WANG Xia-hui, ZHAO Yu-jie, et al. Analysis of the difference and causes in rice cadmium uptake factor in typical south region[J]. *Environmental Science and Technology*, 2017, 40(10): 1-7.
- [25] 唐非, 雷鸣, 唐贞, 等. 不同水稻品种对镉的积累及其动态分布[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(6): 1092-1098.
TANG Fei, LEI Ming, TANG Zhen, et al. Accumulation characteristic and dynamic distribution of Cd in different genotypes of rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(6): 1092-1098.
- [26] 周歆, 周航, 胡森, 等. 不同杂交水稻品种糙米中重金属Cd、Zn、As含量的差异研究[J]. *中国农学通报*, 2013, 29(11): 145-150.
ZHOU Xin, ZHOU Hang, HU Miao, et al. The difference of Cd, Zn and As accumulation in different hybrid rice cultivars[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2013, 29(11): 145-150.
- [27] Zhou H, Zeng M, Zhou X, et al. Heavy metal translocation and accumulation in iron plaques and plant tissues for 32 hybrid rice (*Oryza sativa* L.) cultivars[J]. *Plant and Soil*, 2015, 386(1/2): 317-329.
- [28] 李正文. 镉处理下不同水稻品种对两种土壤中铅、镉的吸收及其生育期动态[D]. 南京: 南京农业大学, 2003.
LI Zheng-wen. Uptake of Pb and Cd by two rice cultivars in two soils differing in physico-chemical properties under spiked Cd treatment and its dynamics in growing period[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2003.
- [29] 程旺大. 水稻籽粒有毒重金属含量的基因型和环境效应研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2004.
CHENG Wang-da. Genotypic and environmental effect of toxic heavy metal concentrations in rice grains[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2004.
- [30] 彭华. Cd、Pb低吸收积累水稻品种筛选研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2009.
PENG Hua. Selection of rice varieties with low absorption and accumulation of Cd and Pb[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2009.
- [31] 黄德乾, 王玉军, 汪鹏, 等. 三种不同类型土壤上水稻对Cu、Pb和Cd单一及复合污染的响应[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(1): 46-49.
HUANG De-qian, WANG Yu-jun, WANG Peng, et al. Response of rice in three types of soils to Cu, Pb and Cd with single and combined pollution[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(1): 46-49.
- [32] 吴亮, 孙波. 不同品种对水稻铅汞耐性和富集能力的影响[J]. *土壤*, 2014, 46(6): 1061-1068.
WU Liang, SUN Bo. Effects of rice cultivars on their tolerance and accumulation for Pb and Hg pollution[J]. *Soil*, 2014, 46(6): 1061-1068.
- [33] 王小玲, 刘腾云, 幸学俊, 等. 6个水稻品种对Cr、As、Zn、Pb和Cu吸收积累的差异性[J]. *江西农业大学学报*, 2016, 38(6): 1009-1016.
WANG Xiao-ling, LIU Teng-yun, XING Xue-jun, et al. Differences in the uptake and accumulation of Cr, As, Zn, Pb and Cu from soil among six rice cultivars[J]. *Journal of Jiangxi Agricultural University*, 2016, 38(6): 1009-1016.
- [34] 陈慧茹, 董亚玲, 王琦, 等. 重金属污染土壤中Cd、Cr、Pb元素向水稻的迁移累积研究[J]. *中国农学通报*, 2015, 31(12): 236-241.
CHEN Hui-ru, DONG Ya-ling, WANG Qi, et al. Distribution and transportation of Cd, Cr, Pb in rice with contamination in soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2015, 31(12): 236-241.
- [35] 陈志德, 仲维功, 王军, 等. 胁迫和对照条件下水稻品种铅积累的差异[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(5): 967-971.
CHEN Zhi-de, ZHONG Wei-gong, WANG Jun, et al. Difference of accumulation in rice cultivars under Pb stress and the control[J]. *Journal of Agricultural Environmental Science*, 2009, 28(5): 967-971.
- [36] Hu Y, Huang Y C, Liu Y X, et al. Effect of selenium fertilization on the accumulation of cadmium and lead in rice plants[J]. *Plant and Soil*, 2014, 384(1/2): 131-140.
- [37] Deng Y S, Xia D, Cai C F, et al. Effects of land uses on soil physico-chemical properties and erodibility in collapsing-gully alluvial fan of Anxi County, China[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016, 15(8): 1863-1873.
- [38] Weng L P, Wolthoorn A, Lexmond T M, et al. Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(1): 156-162.
- [39] Smolders E, Buekers J, Oliver I, et al. Soil properties affecting toxicity of zinc to soil microbial properties in laboratory-spiked and field-contaminated soils[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23

- (11):2633-2640.
- [40] 李 波, 马义兵, 刘继芳, 等. 西红柿铜毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. 土壤学报, 2010, 47(4):665-673.
- LI Bo, MA Yi-bing, LIU Ji-fang, et al. Major soil controlling copper toxicity to tomato in a wide range of Chinese soils and the predictable models[J]. *Journal of Soil Science*, 2010, 47(4):665-673.
- [41] 李 波. 外源重金属铜、镍的植物毒害及预测模型研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2010.
- LI Bo. The phytotoxicity of added copper and nickel to soils and predictive models[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2010.
- [42] 王小庆, 韦东普, 黄占斌, 等. 物种敏感性分布法在土壤中铜生态阈值建立中的应用研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(6):1787-1794.
- WANG Xiao-qing, WEI Dong-pu, HUANG Zhan-bin, et al. Application of species sensitivity distribution in deriving of ecological thresholds for copper in soils[J]. *Journal of Environmental Science*, 2013, 33(6):1787-1794.
- [43] 王 琳, 杜瑞英, 王 旭, 等. 不同品种稻米重金属富集差异研究[J]. 热带农业科学, 2015, 35(6):56-81.
- WANG Lin, DU Rui-ying, WANG Xu, et al. Difference in heavy metals enrichment of different varieties of rice[J]. *Journal of Tropical Agriculture*, 2015, 35(6):56-81.
- [44] 雷炳莉, 黄圣彪, 王子健. 生态风险评价理论和方法[J]. 化学进展, 2009, 21(2/3):350-358.
- LEI Bing-li, HUANG Sheng-biao, WANG Zi-jian. Theories and methods of ecological risk assessment[J]. *Progress in Chemistry*, 2009, 21(2/3):350-358.
- [45] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4):367-382.
- WU Feng-chang, FENG Cheng-lian, CAO Yu-jing, et al. Toxicity characteristic of zinc to freshwater biota and its water quality criteria [J]. *Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(4):367-382.