

福建沿海地区土壤—稻谷重金属含量关系与影响因素

王腾云^{1,2}, 周国华^{2*}, 孙彬彬², 贺灵², 曾道明², 陈亚东^{1,2}, 叶荣^{1*}

(1. 中国地质大学(北京)地球科学与资源学院, 北京 100083;

2. 中国地质科学院地球物理地球化学勘查研究所应用地球化学开放实验室, 河北 廊坊 065000)

摘要: 福建沿海地区土壤 Pb 含量远高于我国其他地区及全国背景值, 其对农产品安全、生态环境的影响值得关注。本文采集该地区典型耕作区 58 套土壤—水稻样品, 查明 Pb、Cd 等重金属元素含量特征及其关键控制因素。研究表明从水稻根→茎叶→稻谷, 重金属元素含量和富集系数呈现明显的下降趋势, 有害重金属 As、Pb 等的递减速率远大于植物营养元素 Cu、Zn, 指示水稻根部对重金属元素具有一定的阻截作用。土壤—稻谷间 Pb 具有显著正相关性, 显示土壤 Pb 是稻谷 Pb 的重要来源; 稻谷 Pb 含量与土壤有机碳呈显著负相关关系, 与土壤 pH 呈弱负相关关系, 说明富含有机碳、相对碱性的土壤环境可降低土壤 Pb 的生物有效性, 减少稻谷对土壤 Pb 的吸收富集。土壤理化条件对稻谷 Cd 富集系数有显著影响, 富含有机碳、Al₂O₃、Fe₂O₃、CaO、MgO、S 的土壤条件有利于阻断稻谷对土壤 Cd 的吸收, 降低土壤 Cd 污染的生态风险。本项研究为开展水田土壤重金属污染治理修复、预测稻谷食用安全提供了重要的依据。

关键词: 水稻; 土壤; 重金属含量; 富集系数; 影响因素; 福建沿海地区

中图分类号: S151.93

文献标识码: A

土壤是农业的基础, 由于城市化等人类活动影响, 全球范围内约有 33% 的土壤发生退化或受到污染^[1-2]。土壤重金属可通过食物链危害人体健康^[3], 土壤重金属污染及其对农产品安全性影响是当今社会关注的热点问题。土壤—作物体系中重金属含量关系十分复杂。作物体内重金属含量除了与土壤中重金属含量有关外, 还与作物品种、土壤理化条件及其决定的土壤重金属生物有效性有关。李坤权等^[3]对 20 个水稻品种(系)的研究表明, 不同品种对 Pb 的吸收分配存在明显差异。刘建国等^[4]研究发现水稻对 Pb 的积累能力依次为新株型>粳型>籼型。多数研究表明糙米对 Pb 富集能力很差, 但刘建国等发现一些耐 Pb 性较强的水稻品种, 在 Pb 未对水稻的生长发育造成明显影响时, 糙米 Pb 含量已超过卫生标准。

土壤重金属有效性不是一个单纯的概念, 它与土壤性质(pH、Eh、CEC、有机质含量、质地、含水量等)有关, 土壤理化性质不仅直接影响土壤重金属赋存形态及其生物有效性, 而且影响到作物根系发

育及其对重金属的吸收。铅等重金属元素的生物有效性通常随土壤酸性的增强而增加, 随土壤 Eh 的降低而下降^[5]。胡红青等^[6]研究发现土壤对 Cu²⁺的吸附量随 CEC 值增大而增加。富粘粒组分、粘闭性强或土壤紧实度高的土壤, 不利于作物根系的发育, 使作物可吸收利用的土壤养分与活动性铅的量远低于分析测定值, 在这种情况下得到的土壤有效铅测定值往往不能真正反映土壤铅生物有效量。土壤富含有机质时可产生大量可溶性有机结合铅, 但由于有机质与铅的强烈结合, 铅生物有效性反而较低。只有综合考虑土壤铅的活化迁移行为、生物毒性、生物可利用性等因素, 才能客观评价土壤铅污染程度^[7]。本文选取福建沿海典型水稻种植区 58 套土壤—水稻样品, 分析了土壤—稻谷间重金属等元素含量关系, 剖析了影响稻谷对土壤铅、镉吸收累积的关键影响因素, 为土壤重金属污染评价和生态风险防治提供地球化学依据。

收稿日期: 2015-08-08; 修回日期: 2016-05-04; 接受日期: 2016-05-05

基金项目: 国土资源部公益性行业科研专项经费项目《典型红壤区农业生态地质研究》课题二“典型地质环境区红壤化过程地球化学特征研究”(201411091-2)资助

作者简介: 王腾云, 硕士, 勘查地球化学专业。E-mail: 120599171@qq.com。

通讯作者: 周国华, 博士, 教授级高工, 应用地球化学专业, 主要从事环境地球化学调查与研究。E-mail: zhouguohua@igge.cn。

1 研究区概况

研究区位于福建沿海的厦门—漳州、闽侯—连江—长乐地区,是福建省地势相对平缓、耕地资源集中连片分布的重要农业种植区。该区属亚热带季风气候,温暖湿润。地势西北高、东南低,地貌类型复杂多样。区内人口密集、经济发达,人为活动和污染影响较为强烈。研究区地质背景和成土母质成因复杂,土壤类型多样。多目标区域地球化学调查发现,福建省沿海地区表层与深层土壤 Pb 含量平均值分别为 42.6 mg/kg 和 41.4 mg/kg^[8],分别是全国 A 层和 C 层土壤 Pb 平均值的 1.85 倍和 1.80 倍^[9],是我国重要的土壤 Pb 地球化学高背景区。研究表明,区内土壤中 Pb 含量主要受地质背景的控制和影响^[8]。福建沿海地区广泛分布中—酸性火山岩、钾长花岗岩、花岗闪长岩等中酸性岩浆岩,其岩石 Pb 丰度较高^[10],决定了由其风化形成的残积、残坡积土壤富含 Pb。

福州闽侯—连江—长乐研究区主要分布上侏罗统凝灰质砂砾岩、粉砂岩、页岩及中—酸性火山碎屑岩夹凝灰岩,下白垩统凝灰质砂砾岩、砂岩、粉砂岩以及英安岩、流纹岩,并出露有燕山中—晚期钾长花岗岩、二长花岗岩体。土壤类型以湿润富铁土(普通红壤)为主,局部分布有紫色土。闽江及其支流河谷成土母质为冲积物,闽江河口及长乐沿海平原为第四系冲海积成因,土壤类型为水耕人为土(水稻土),以渗育型水稻土为主。漳州—厦门研究区主要分布上侏罗统凝灰质砂砾岩、粉砂岩、页岩及中—酸性火山碎屑岩夹凝灰岩,并广泛出露燕山中—晚期钾长花岗岩、二长花岗岩体、花岗闪长岩,土壤类型多为赤红壤。九龙江及其支流河谷多为冲积成因,九龙江口及沿海平原为第四系冲海积成因,土壤类型主要为脱潜型水稻土。

2 实验部分

2.1 样品采集与处理

在 2013 年秋季晚稻收获期开展野外采样工作,共采集 58 套水稻根、茎叶、稻谷样品,以及对应的耕层土壤样。在选定的田块内布设 5 个以上采样小区,每处取水稻 10~20 株,构成组合样,保证稻穗重量大于 500 g。在野外现场将稻穗剪下,装入布样袋,晒干。水稻根、茎叶在河流中初步清洗,回野外驻地后再用自来水清洗、去离子水冲洗,彻底洗净粘着土壤,分剪后,晾晒干,装入布样袋。样品采样、加工、晾晒过程中避免玷污尘土。稻穗样品送实验室

后脱粒,自然晾干,用纯净水清洗干净,烘干后脱壳去皮,每个样品取 200 g 粉碎至 40 目,分析测试元素指标。

在采集水稻植物样处,采集耕层土壤样,采样深度为 0~20 cm,样品重量大于 2500 g。将采集的土壤装入洁净布样袋内,风干,用木棒敲碎后过 10 目筛(<2 mm),混匀备用。

2.2 样品分析测试

水稻根、茎叶、稻谷样品送安徽省地质实验研究所,依据 GB/T5009—2003 测定样品中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Se、Zn 等元素含量。水稻根、茎叶称取 0.5 g 样品,稻谷样品称取 1.0 g 样品,经微波消解后采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定 Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Se,电感耦合等离子体光发射谱法(ICP-OES)测定 Zn,原子荧光光谱法(AFS)测定 As,离子选择性电极法(ISE)测定 F,分析方法及质量参数见表 1。可见除了 F 元素外,其他元素指标的分析质量均符合中国地质调查局颁布的 DD2005-03《生态地球化学评价样品分析技术要求》中生物样品分析质量要求。

土壤样品由中国地质科学院地球物理地球化学勘查研究所中心实验室测定 SiO₂、Al₂O₃、TFe₂O₃、MgO、CaO、Na₂O、K₂O、CEC、pH、有机碳、As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Se、Zn 等指标。取过 10 目筛的土壤样,按 LY/T1239—1999 测定 pH 值,按 LY/T1243—

表 1 水稻样品分析方法、检出限及其分析质量

Table 1 Analytical methods, detection limits and analytical quality for vegetable samples

指标	提取方法	检测方法	方法 检出限 (mg/kg)	报出率 (%)	双份分析		合格率 (%)
					标样 RE 最大值* RE	最大值** (%)	
As	微波消解	ICP-MS	0.03	100	6.81	15.42	100
Cd	微波消解	ICP-MS	0.002	100	1.93	15.46	100
Cr	微波消解	ICP-MS	0.005	100	5.33	13.85	100
Cu	微波消解	ICP-MS	0.005	100	2.47	13.32	100
Hg	微波消解	ICP-MS	0.0005	100	1.32	15.03	100
Ni	微波消解	ICP-MS	0.005	100	0.60	14.11	100
Pb	微波消解	ICP-MS	0.005	100	4.35	15.55	100
Se	微波消解	ICP-MS	0.01	100	4.79	17.81	100
Zn	微波消解	ICP-OES	0.05	100	2.60	14.61	100
F	扩散法	ISE	0.5	100	20.18	13.33	100

注: * 表示共插入标样 9 件,插入标样分析相对误差绝对值要求低于 10%; ** 表示水稻根、茎叶、稻谷样品各 58 件全部进行双份分析,即重复分析样 174 件,重复分析相对误差绝对值要求低于 20%。

1999 测定阳离子交换量(CEC)。取 80g 土壤样,研磨至 200 目后,采用氧化热解-电位法测定有机碳,氢化物-原子荧光光谱法(HG-AFS)测定 As、Se,冷蒸气-原子荧光光谱法(CV-AFS)测定 Hg,压片制样 X 射线荧光光谱法(XRF)测定 SiO₂、Al₂O₃、TFe₂O₃、MgO、CaO、Na₂O、K₂O、Cr,电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定 Cd、Cu、Ni、Pb、Zn。

采用国家一级标准物质和重复样监控分析质量,分析检出限、报出率以及正确度、精密度等质量参数全部达到了中国地质调查局颁布的 DZ/T 0258—2015 多目标区域地球化学调查规范(1:250000)的要求(表 2)。

表 2 土壤样品分析方法、检出限及分析质量

Table 2 Analytical methods, detection limits and analytical quality for soil samples

指标	分析方法	检出限	报出率 (%)	一级标准物质合格率 (%)	重复样合格率 (%)
SiO ₂	XRF	0.1%	100	100	100
Al ₂ O ₃	XRF	0.1%	100	100	100
TFe ₂ O ₃	XRF	0.1%	100	100	100
MgO	XRF	0.05%	100	100	100
CaO	XRF	0.05%	100	100	100
Na ₂ O	XRF	0.05%	100	100	100
K ₂ O	XRF	0.05%	100	100	100
CEC	乙酸铵交换法	0.25 cmol(+)/kg	100	100	100
pH	电位法	0.1	100	100	100
有机碳	POT	0.1%	100	100	100
As	HG-AFS	0.2 mg/kg	100	100	100
Cd	ICP-MS	20 ng/g	100	100	100
Cr	XRF	2 mg/kg	100	100	100
Cu	ICP-MS	1 mg/kg	100	100	100
Hg	CV-AFS	2 ng/g	100	100	100
Ni	ICP-MS	2 mg/kg	100	100	100
Pb	ICP-MS	2 mg/kg	100	100	100
Se	HG-AFS	0.01 mg/kg	100	100	100
Zn	ICP-MS	2 mg/kg	100	100	100

注: XRF 为压片-X 射线荧光光谱法; ICP-MS 为等离子体质谱法; HG-AFS 为氢化物-原子荧光光谱法; CV-AFS 为冷蒸气-原子荧光光谱法; POT 为氧化热解-电位法。

2.3 评价标准

本文采用 GB15618—1995《土壤环境质量标准》的水田土壤二级标准重金属元素限值,根据土壤 pH 值和重金属元素测定值,评价土壤环境质量。

采用国家标准 GB2762—2012《食品安全国家标准食品中污染物限量》中稻谷(糙米)重金属限值指标,根据糙米中重金属元素浓度实测值,评价稻谷食用安全性。

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属含量及环境质量

土壤重金属含量统计特征见表 3。可见水稻土 pH 值变化在 4.5~7.8 之间,中位数 5.8,土壤普遍呈酸性,仅有 8 件样品 pH 在 6.5~7.5 之间,2 件样品 pH 大于 7.5。参照 GB15618—1995《土壤环境质量评价标准》中的二级标准评价表明,超标元素有 Hg、Cd、Zn、Cu、As,超标率分别为 27.6%、10.3%、6.9%、3.4%、1.7%,Cr、Ni、Pb 元素不超标。研究区土壤重金属元素的变异系数排序为 Hg > As > Cu > Ni > Cd、Cr > Pb > Zn,以 Hg 变异系数最大(1.0),Zn 变异系数最小(0.40),多数重金属的变异系数大于 0.4,表明元素含量差异较大,这与本次采样点分布范围广、地质背景和成土母质复杂等因素有关。

表 3 水稻土重金属含量统计参数及超标情况(n=58)

Table 3 Statistical parameters of heavy metal concentration in paddy soils (n=58)

项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	pH
平均值	6.8	210	35	27.5	315	15.1	68	122	5.8
中位数	6.7	200	33	25.4	175	14.3	62	117	5.8
标准差	5.6	100	16	16.3	329	8.0	30	51	0.8
变异系数	0.81	0.47	0.46	0.59	1.04	0.53	0.45	0.42	0.13
最小值	0.9	72	11	7.2	35	3.5	20	27	4.5
最大值	43.0	738	87	119.0	1612	38.5	205	353	7.8
超标样数*	1	6	0	2	16	0	0	4	
超标率(%)	1.7	10.3	0	3.4	27.6	0	0	6.9	

注: Cd、Hg 单位为 ng/g,其他为 mg/kg。超标是指其含量大于土壤环境质量评价标准(GB15618—1995)中水田土壤二级标准值。

3.2 水稻重金属含量与安全性评价

由表 4 可见,从稻根→茎叶→稻谷,各种元素含量均呈下降趋势,稻谷、茎叶中含量远低于稻根含量,表明水稻根对重金属元素运移起到截留作用^[11],尤其是对于 As、Pb 等植物毒害元素,从根→茎叶→稻谷的含量衰减速率远高于植物营养元素 Cu、Zn。

通常以植物与根系土中元素含量的比值(富集系数,以 BCF 表示)来表征植物对土壤元素的吸收富集能力。计算表明,从水稻根→茎叶→稻谷,各种元素的富集系数呈现明显的下降趋势,非植物营养元素 As、Pb 等的递减速率远大于植物营养元素 Cu、Zn,说明植物营养元素在水稻植株中的运移能力大于非营养元素。稻谷富集系数排序为 Cd > Zn > Cu > Se > Ni > Hg > As > Cr > Pb,茎叶富集系数为 Cd > Cu > Zn > Se > As > Hg > Ni > Pb > Cr,稻根富集系数

为 $Cd > As > Cu > Zn, Se > Hg > Pb > Ni > Cr$ 。有毒重金属元素 Cd 的富集系数甚至高于植物营养元素 Cu、Zn,这与土壤中 Cd 生物有效性高有关。大量研究表明土壤中水溶态、离子交换态、碳酸盐态等有效态或潜在可利用态 Cd 比例高^[12-15],稻田长期施用有机肥会大大提高 Cd 的全量、有效态含量及活化率^[16]。镉元素的生物毒害性很大,稻谷对镉的高富集能力及其引起的“镉米”,成为威胁人们生命健康的一大隐患。总体来看,Pb、Cr、Hg、As、Ni 富集系数很小,尤其是在稻谷,说明水稻植株尤其是作为种子的稻谷对于有毒重金属元素的吸收富集率很低。

表4 水稻根、茎叶、稻谷中重金属含量及其统计特征($n=58$)

Table 4 The mean values of heavy metal content in root, stem leaf and rice ($n=58$)

项目	介质	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
平均值	稻谷	0.14	0.15	0.25	6.14	0.006	0.67	0.17	0.060	34.13
	茎叶	1.32	0.61	0.53	23.93	0.028	0.39	1.77	0.203	101.22
	稻根	9.28	1.07	1.42	31.43	0.030	1.17	10.72	0.242	121.26
稻谷安全标准	-	0.2	1		0.02		0.2			
稻谷超标率 (%)	-	20.70	0		0		17.20			
富集系数	稻谷	0.03	0.81	0.009	0.28	0.04	0.064	0.003	0.27	0.34
	茎叶	0.26	3.42	0.019	1.09	0.19	0.038	0.026	0.89	0.98
	稻根	1.59	5.85	0.048	1.43	0.18	0.094	0.168	1.03	1.26

注: Cd、Hg 单位为 ng/g, 其他为 mg/kg。

GB2762—2012《食品安全国家标准食品中污染物限量》中稻谷(糙米)重金属限值指标分别为 Pb 0.2 mg/kg、Cd 0.2 mg/kg、Hg 0.02 mg/kg、Cr 1 mg/kg。与之比较,本次采集的 58 件稻谷样品中 Cd 超标 12 件, Pb 超标 10 件, 超标率分别为 20.7% 和 17.2%。由于该标准给出了糙米无机砷限量为 0.2 mg/kg, 其他谷物(不包括稻谷)及加工品的总砷限量为 0.5 mg/kg, 而本次测定了稻谷总砷浓度, 因此难以评价稻谷砷的超标情况。值得注意的是土壤 Pb 虽未超标, 但稻谷 Pb 却出现一定的超标率, 反映了我国土壤 Pb 标准定值可能不尽合理, 事实上近年来学术界对此颇具争议^[17]。正在制订中的农用地土壤环境质量标准(GB15168—201X, 征求意见稿)将农田土壤 Pb 标准定为 80 mg/kg, 远低于 GB15618—1995《土壤环境质量评价标准》中的二级标准限值。如果以土壤 Pb 80 mg/kg 为标准, 则研究区土壤 Pb 超标率达 20.69%。

3.3 稻谷铅含量影响因素

本研究区土壤 Pb 浓度未超出稻田土壤铅二级

标准, 但稻谷铅超标率却达 17.2%。因此, 有必要研究水稻对土壤铅的吸收富集规律及其影响因素, 从而为稻谷铅超标的防治提供科学依据。影响稻谷铅含量的生态环境因素很多, 包括土壤 Pb 全量、pH 值、有机质、质地等^[18-21], 本文对其中几个影响因素进行了初步的探讨研究。

3.3.1 土壤 Pb 含量

大气干湿沉降可能是农田土壤重金属的重要来源^[22], 因此, 从理论上讲作物体内的重金属除了来自根系吸收外, 还有部分来自大气, 特别是在大气污染较为严重的地区。本研究区 58 套土壤—稻谷数据的 Pb 相关系数为 0.401 (图 1a), 剔除 1 个离散数据点后相关系数为 0.451, 达到极显著正相关水平, 说明土壤 Pb 含量对稻谷 Pb 含量具有重要影响, 土壤 Pb 高含量是造成稻谷 Pb 超标的重要原因。

3.3.2 土壤 pH 值

统计分析表明, 稻谷 Pb 含量与土壤 pH 间呈弱负相关关系 ($R = -0.148$)。虽然未达到显著相关水平, 但从散点分布(图 1b)可见, 土壤 pH 值对稻谷铅含量具有一定的影响, 表现为土壤酸性越强, 稻谷铅含量越高, 说明相对酸性的土壤环境有利于增强土壤 Pb 的生物有效性, 增强稻谷对土壤 Pb 的吸收富集能力。对稻谷 Pb 超标样品的进一步分析发现, 与稻谷 Pb 超标样品对应的土壤样 pH 值多 ≤ 6.5 , 属于强酸性、酸性土壤, 仅有 2 件超标稻谷样对应土壤为中性土(pH 为 6.7 和 6.9)。土壤 pH 对稻谷 Pb 含量的这一影响规律, 提供了通过调节土壤酸碱度来调控土壤 Pb 生物有效性, 达到阻隔或减少水稻对土壤铅吸收, 保障稻米食用安全性的土壤 Pb 污染控制技术。事实上, 在酸性土壤分布区通过适量施用石灰从而减轻重金属污染危害是土壤污染修复的传统技术手段^[23]。

3.3.3 土壤有机碳

有研究表明, 有机质含量不仅决定了土壤肥力水平, 而且通过与土壤重金属形成络合物而影响其活动性和生物有效性^[6]。图 1-c 显示, 稻谷 Pb 含量与土壤有机碳呈负相关(剔除 1 个离散点后, $R = -0.320$, 达显著负相关水平), 说明随着土壤有机碳的增加, 稻谷铅含量呈降低趋势。这说明适当增施有机肥, 在提高土壤肥力的同时, 还可降低土壤铅的生物有效性, 减少铅迁移进入稻谷的比例, 降低土壤铅污染的生态风险, 这也是通过增施有机肥固化土壤重金属进而达到修复治理铅污染土壤的机理所在^[24]。

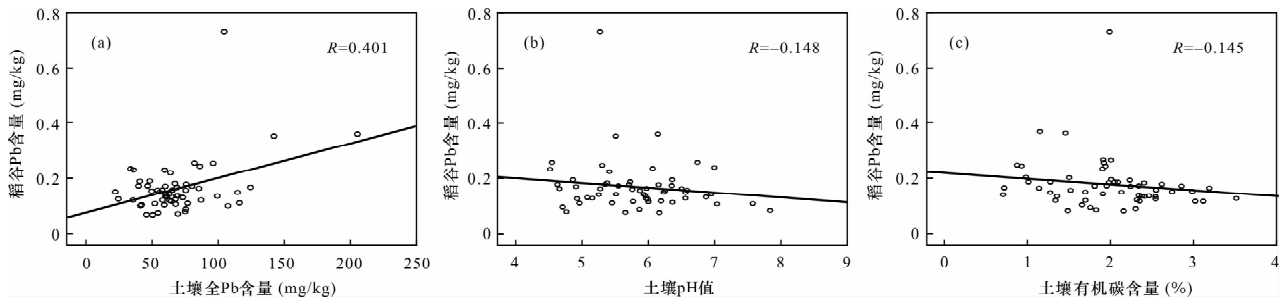


图 1 稻谷 Pb 与土壤 Pb、pH 和有机碳的相关关系图

Fig. 1 Relationship of lead in rice with lead, pH and organic carbon in soil

3.4 稻谷镉含量影响因素

本研究结果表明稻谷 Cd 的超标率达 20.7% (表 4), 这与土壤 Cd 含量及超标率较高 (达 10.3%, 见表 3), 且稻谷对土壤 Cd 的富集系数高于其他重金属元素, 甚至高于植物营养元素 Cu 和 Zn 的富集系数 (表 4) 有关。

本研究区稻谷与土壤 Cd 含量间无显著相关关系, 剔除 2 组离散样本后, 仅有弱正相关显示 ($R=0.139, n=56$), 说明除了土壤 Cd 浓度外, 还有更重要的因素影响到稻谷对 Cd 的吸收。有研究发现土壤 SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 组成在一定程度上反映了土壤质地^[25], ($\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$)/ SiO_2 越大, 反映土壤粘闭性越强。本研究中当置信度为 0.05 时, 稻谷对 Cd 元素的富集系数 (BCF) 与土壤 SiO_2 成显著正相关 ($R=0.384$), 而与有机碳 (Corg.)、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 呈显著负相关 (R 值分别为 -0.378 , -0.378 和 -0.407), 说明富有机质、细粒粘闭性土壤可减少稻谷对土壤 Cd 的吸收。稻谷对 Cd 富集系数与土壤 MgO、CaO 呈显著负相关, 说明风化程度较弱、富含盐基离子的土壤, Cd 的生态风险也相对较低。稻谷对 Cd 的富集系数与土壤 S 负相关 ($R=-0.395$), 可能是当土壤 S 含量较高时, 特别是灌溉淹水条件下土壤氧化还原电位较低, 易形成溶解度极低的 CdS, 从而降低土壤 Cd 的生物有效性。基于上述分析, 适当增施有机肥增加土壤有机质, 通过灌溉等耕作管理措施可在一定程度上降低土壤 Cd 生态风险。

4 结论

本文通过研究福建沿海地区土壤-水稻样品, 查明该地区主要耕作区土壤、水稻重金属含量与分配特征, 发现土壤 Pb 生物有效性较高^[26], pH、有机碳、质地等土壤理化指标是影响其生物有效性以及稻谷吸收富集的重要因素, 本研究为土壤环境质量

标准中农田 Pb 标准修订、土壤 Pb、Cd 重金属污染治理修复提供了方法技术依据。

5 参考文献

- [1] Demetriades A, Birke M, Albanese S, et al. Continental, Regional and Local Scale Geochemical Mapping [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2015, 154: 1-5.
- [2] 张慧敏, 王丽平, 章明奎. 城市土壤不同颗粒中重金属的分布及其对人体吸入重金属的影响 [J]. *广东微量元素科学*, 2007, 14(7): 14-19.
Zhang H M, Wang L P, Zhang M K. Metal Distribution in Various Particle Fractions of Urban Soils and Its Relation to Soil Ingestion by Man [J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 2007, 14(7): 14-19.
- [3] 李坤权, 刘建国, 陆小龙, 等. 水稻不同品种对镉的吸收及分配的差异 [J]. *农业环境科学报*, 2003, 22(5): 529-532.
Li K Q, Liu J G, Lu X L, et al. Uptake and Distribution of Cadmium in Different Rice Cultivars [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(5): 529-532.
- [4] 刘建国, 李坤权, 张祖建, 等. 水稻不同品种对铅的吸收、分配的差异及机理 [J]. *应用生态学报*, 2004, 15(2): 291-294.
Liu J G, Li K Q, Zhang Z J, et al. Difference of Lead Uptake and Distribution in Rice Cultivars and Its Mechanism [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(2): 291-294.
- [5] Gabrielson J, K hn I. Microplate-based Microbial Assay for Risk Assessment and (Eco)toxic Finger Printing of Chemicals [J]. *Analytica Chimica Acta*, 2003, 485: 121-130.
- [6] 关天霞, 何红波, 张旭东, 等. 土壤中重金属元素形态分析方法及形态分布的影响因素 [J]. *土壤通报*, 2011, 42(2): 503-512.
Guan T X, He H B, Zhang X D, et al. The Methodology of Fractionation Analysis and the Factors Affecting the

- Species of Heavy Metals in Soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2011, 42(2):503-512.
- [7] 胡红青,陈松,李妍,等. 几种土壤的基本理化性质与 Cu^{2+} 吸附的关系[J]. 生态环境, 2004, 13(4):544-545.
Hu H Q, Chen S, Li Y, et al. Heavy Metal Distribution along the Tibet Railroad[J]. Ecology and Environment, 2004, 13(4):544-545.
- [8] 周国华. 土壤重金属生物有效性研究进展[J]. 物探与化探, 2014, 38(6):1097-1106.
Zhou G H. Recent Advances of Heavy Metal Bioavailability in Soil[J]. Geophysical & Geochemical Exploration, 2014, 38(6):1097-1106.
- [9] 林才浩,许美辉,杨军华. 福建省沿海经济带生态地球化学调查与评价[J]. 地质通报, 2007, 26(5):605-612.
Lin C H, Xu M H, Yang J H. Eco-geochemical Investigations and Assessments of the Coastal Economic Zone of Fujian Province, China[J]. Geological Bulletin of China, 2007, 26(5):605-612.
- [10] 柳检,罗立强. As、Cd 和 Pb 植物根系吸收途径和影响因素研究现状与进展[J]. 岩矿测试, 2015, 34(3):269-277.
Liu J, Luo L Q. Research Progress on Root Uptake Pathway of As, Cd and Pb and Its Influence Factors [J]. Rock and Mineral Analysis, 2015, 34(3):269-277.
- [11] 杨金燕,杨肖娥,何振立. 土壤中铅的来源及生物有效性[J]. 土壤通报, 2005, 35(6):765-772.
Yang J Y, Yang X E, He Z L. Resource and Bio-availability of Lead in Soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2005, 35(6):765-772.
- [12] 鄢明才,迟清华. 中国东部地壳与岩石的化学组成[J]. 物探与化探, 1997, 21(6):451-459.
E M C, Chi Q H. Chemical Compositions of Continental Crust and Rocks in Eastern China[J]. Geophysical & Geochemical Exploration, 1997, 21(6):451-459.
- [13] 王芳,李恋卿,潘根兴. 黄土泥不同粒径微团聚体对 Cd^{2+} 的吸附与解吸研究[J]. 环境科学, 2006, 27(3):590-593.
Wang F, Li L Q, Pan G X. Sorption and Desorption of Cd^{2+} by Size Fractions of Micro-aggregates from a Paddy Soil [J]. Environmental Science, 2006, 27(3):590-593.
- [14] 谢丹,徐仁扣,蒋新,等. 有机酸对 Cu, Pb, Cd 在土壤表面竞争吸附的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 25(3):704-710.
Xie D, Xu R K, Jiang X, et al. Effect of Organic Acids on Competitive Adsorption of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by Variable Charge Soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 25(3):704-710.
- [15] 周通,潘根兴,李恋卿,等. 南方几种水稻土重金属污染下的土壤呼吸及微生物学效应[J]. 南方环境科学学报, 2009, 28(12):2568-2573.
Zhou T, Pan G X, Li L Q, et al. Effects of Heavy Metals on Soil Respiration and Microbial Indices in Paddy Field of South China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(12):2568-2573.
- [16] 王岚,王亚平,许春雪,等. 水稻土中重金属元素 Cd、Pb 的竞争吸附[J]. 地质通报, 2012, 31(4):601-607.
Wang L, Wang Y P, Xu C X, et al. Competitive Adsorption of Cadmium and Lead in Paddy Soils; A Case Study of Paddy Soils in Changsha-Zhuzhou-Xiangtan Area of Hunan Province [J]. Geological Bulletin of China, 2012, 31(4):601-607.
- [17] 王开峰,彭娜,王凯荣,等. 长期施用有机肥对稻田土壤重金属含量及其有效性的影响[J]. 水土保持学报, 2008, 22(1):105-108.
Wang K F, Peng N, Wang K R, et al. Effects of Long-term Manure Fertilization on Heavy Metal Content and Its Availability in Paddy Soils [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2008, 22(1):105-108.
- [18] 利锋,张学先,戴睿志. 重金属有效态与土壤环境质量标准制定[J]. 广东微量元素科学, 2008, 15(1):7-10.
Li F, Zhang X X, Dai R Z. The Bioavailability of Heavy Metal and Environmental Quality Standard for Soil [J]. Guangdong Trace Elements Science, 2008, 15(1):7-10.
- [19] 李俊莉,宋华明. 土壤理化性质对重金属行为的影响分析[J]. 环境科学动态, 2003(1):24-25.
Li J L, Song H M. The Physicochemical Property of Soil Have Effects on Behavior of Heavy Metals [J]. Environmental Science Trends, 2003(1):24-25.
- [20] 雷鸣,廖柏寒,秦普丰. 土壤重金属化学形态的生物可利用性评价[J]. 生态环境, 2007, 16(5):1551-1556.
Lei M, Liao B H, Qin P F. Assessment of Bioavailability of Heavy Metal in Contaminated Soils with Chemical Fractionation [J]. Ecology and Environment, 2007, 16(5):1551-1556.
- [21] 浦瑞丰,康尔泗,艾崇蒿,等. 黑河流域农业土壤重金属人为污染的富集因子分析[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(5):108-111.
Pu R F, Kang E S, Ai C H, et al. The Analysis on the Enrichment Factors of Heavy Metal Pollution in the Agricultural Soil Made by People in Heihe River Valley [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2007, 21(5):108-111.
- [22] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An Inventory of Heavy Metals Inputs to Agricultural Soils in

- England and Wales [J]. The Science of the Total Environment, 2003, 311: 205 - 219.
- [23] 何电源. 关于稻田施用石灰的研究[J]. 土壤学报, 1992, 29(1): 87 - 93.
He D Y. A Review About Studies Sliming Paddy Soil [J]. Acta Pedologica Sinic, 1992, 29(1): 87 - 93.
- [24] 李波, 青长乐, 周正宾, 等. 肥料中氮磷和有机质对土壤重金属的影响及治污中的应用[J]. 重庆环境科学, 2000(6): 37 - 40.
Li B, Qing C L, Zhou Z B, et al. Influence of N, P and Organic Matter of Fertilizers on Heavy Metals in Soil and Its Application [J]. Chongqing Environmental Science, 2000(6): 37 - 40.
- [25] 孙彬彬, 周国华, 刘占元, 等. 黄河下游山东段沿岸土壤中重金属元素异常的成因[J]. 地质通报, 2008, 27(2): 265 - 270.
Sun B B, Zhou G H, Liu Z Y, et al. Origin of Heavy Metal Anomalies in Soils along the Shandong Reach of the Lower Yellow River, China [J]. Geological Bulletin of China, 2008, 27(2): 265 - 270.
- [26] 陈守莉, 孙波, 王平祖, 等. 污染水稻土中重金属的形态分布及其影响因素[J]. 土壤, 2007, 39(3): 375 - 380.
Chen S L, Sun B, Wang P Z, et al. Chemical Form Distribution of Heavy Metals in Polluted Paddy Soils and Its Influencing Factors [J]. Soils, 2007, 39(3): 375 - 380.

Relationship of Heavy Metal Contents between Soils and Rice as Well as the Influencing Factors in Coastal Areas, Fujian Province

WANG Teng-yun^{1,2}, ZHOU Guo-hua^{2*}, SUN Bin-bin², HE Ling², ZENG Dao-ming²,
CHEN Ya-dong^{1,2}, YE Rong^{1*}

(1. School of Earth Science and Resources, China University of Geoscience (Beijing), Beijing 100083, China;
2. Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Laboratory for Applied Geochemistry, Langfang 065000, China)

Abstract: The lead content in soil in coastal areas of Fujian Province is higher than background value of China. So there is potential risk for food safety. Based on 58 suites of soil and rice analytical data, we found the significance of the lead and cadmium contents and their critical influencing factors. The research shows that the concentrations and BCF values of heavy metals decrease rapidly from root to stem leaf to rice and the descending speed of toxic element like arsenic and lead is faster than plant nutrient like copper and zinc, meaning rice root has barrier effect for toxic element uptake. Lead content in rice is significant positively related with lead content in soil. This means that soil lead is the main source of lead in rice. Lead content in rice is negative related with organic carbon contents, and weakly negative related with pH of soil. This means that abundant of organic carbon and neutral-alkaline soil condition may reduce bioavailability of lead in soils. The Bio-concentration factor of cadmium has good relation with soil physicochemical conditions. The relationship indicate that relative abundance of organic carbon, Al₂O₃, Fe₂O₃, CaO, MgO and S can hinder the uptake of cadmium by rice and reduce its eco-risk. This research provides the foundation for restoring paddy field polluted by heavy metal and predicting the impact of soil heavy metal pollution upon the safety of rice.

Key words: rice; soil; heavy metal content; BCF; influencing factors; coastal areas in Fujian Province