

文章编号:1000-8551(2020)05-1061-09

# 衢州典型重金属污染农田镉、铅输入输出平衡分析

童文彬<sup>1</sup> 郭彬<sup>2,\*</sup> 林义成<sup>2</sup> 刘琛<sup>2</sup> 宋建忠<sup>3</sup>

(<sup>1</sup>浙江省衢州市衢江区土壤肥料技术推广站,浙江 衢州 324022;<sup>2</sup>浙江省农业科学院环境资源与土壤肥料研究所,浙江 杭州 310021;<sup>3</sup>浙江省衢州市衢江区莲花镇农业公共服务中心,浙江 衢州 324022)

**摘要:**为定量评估区域农田土壤重金属输入输出平衡,以浙江省衢州市某典型镉(Cd)、铅(Pb)中、轻度复合污染农田为研究对象,对其主要输入源(大气沉降、灌溉、肥料和农药)的Cd、Pb输入通量以及输出通量(水稻秸秆与籽粒移出)开展了长期监测与定量平衡分析。结果表明,大气沉降通量无显著季节变化,由大气沉降导致的Cd、Pb年均输入量分别为3.18和54.46 g·hm<sup>-2</sup>,输入量占比分别达到34.98%和34.95%;而灌溉水Cd、Pb年均输入量分别为5.76和100.62 g·hm<sup>-2</sup>,占比分别达到63.37%和64.57%;由肥料带入的Cd、Pb年均输入量分别为0.15和0.74 g·hm<sup>-2</sup>,占比仅为1.65%和0.47%;而农药带入的Cd、Pb输入量可忽略不计。在该地区双季稻种植模式下,通过水稻秸秆和籽粒的收获和转移,Cd、Pb年输出量分别为10.69和41.74 g·hm<sup>-2</sup>。综上,调查区域农田土壤Cd的输入输出基本达到平衡,而土壤Pb仍为输入状态,建议对该地区灌溉水进行净化并开展长期监测,同时避免水稻秸秆直接还田。本研究强调了重金属污染区水稻秸秆移除的重要性,为农田土壤重金属污染风险管控提供了理论依据和数据支持。

**关键词:**输入输出清单;重金属;大气沉降;灌溉水;肥料

DOI:10.11869/j.issn.100-8551.2020.05.1061

我国约有1/5的耕地遭受不同程度的重金属污染,已严重影响了我国的粮食安全,因此,保证土壤环境质量与农产品安全是当前既紧迫又十分重要的任务。近年来,我国湖南、广东、广西、河北、浙江等省已陆续开展了重金属污染农田修复试点工作。

农田土壤重金属修复的首要工作是查明土壤中重金属来源,并进行重金属输入输出平衡分析。农田土壤重金属污染源主要包括污水灌溉、重金属超标肥料的施用以及大气沉降等。全国污灌区调查发现,86%的污水灌溉区水质不符合灌溉要求,重金属污染面积占65%<sup>[1]</sup>。陈红金等<sup>[2]</sup>和刘小诗等<sup>[3]</sup>研究表明,连续高用量施用有机肥会增加菜田土壤环境重金属污染风险。刘树堂等<sup>[4]</sup>通过26年的长期定位试验发现,长期施用过磷酸钙,土壤中镉(Cd)含量增加了38倍左右。此外,大气沉降也被认为是土壤重金属污染的主要污染源,Yi等<sup>[5]</sup>通过研究4种功能区(工矿区、畜牧区、

郊区和风险管控区)的水稻土,发现大气沉降输入的重金属占总输入的51.21%~94.74%,远超过施肥和灌溉等农业生产活动的影响。作物收获被认为是农田土壤重金属主要的输出途径<sup>[6]</sup>。如湖南省稻田通过作物输出的Cd占Cd总输出的99.63%<sup>[5]</sup>。

农田土壤重金属输入输出平衡研究包括全国、区域和田间等不同尺度<sup>[7]</sup>。我国已经建立了全国<sup>[8]</sup>和不同区域尺度(如珠江三角洲<sup>[9]</sup>、长江三角洲<sup>[10]</sup>、黑龙江<sup>[6]</sup>、天津<sup>[11]</sup>、湖南<sup>[5]</sup>、南京<sup>[12]</sup>、重庆<sup>[13]</sup>等)农田土壤重金属输入输出的清单,为农田土壤污染管控和政策制定提供了重要的数据支撑。但是,不同区域的农田系统其重金属污染的主要来源不同,大流域尺度研究只能进行定性估算。针对各地广泛开展的农田重金属污染修复试点,鲜见通过农业污染源排放的长期监测,定量核算农业活动对土壤重金属积累贡献的研究。为此,本研究选择浙江衢州典型Cd、铅(Pb)中、轻度污

收稿日期:2019-09-16 接受日期:2019-11-13

基金项目:国家重点研发计划(2018YFD0800202),浙江省科技厅重点研发项目(2015C03020)

作者简介:童文彬,男,高级农艺师,主要从事土壤改良与利用研究。E-mail:zjqztwb@163.com

\* 通讯作者:郭彬,男,副研究员,主要从事土壤污染治理研究。E-mail:ndgb@163.com

染治理试点区域,通过对土壤及污染源的长期监测,开展农田系统重金属的输入输出核算,定量其贡献率,旨在为该区域重金属污染源控制提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地概况

本研究调查地点位于浙江省衢州市某千亩水稻种植区,种植制度为早-晚稻轮作。该区域属亚热带季风气候区,年均气温 17℃,年均降水量 1 700 mm。土壤类型为红壤性水稻土,老黄筋泥田,土壤质地为粉质壤土至壤质粘土,土壤 pH 值 5.0~5.5,土壤有机质 20~30 g·kg<sup>-1</sup>。该调查区域周围 5 km 范围内没有主要交通干线、矿山、工厂等明显的人为污染源。

### 1.2 试验设计

调查区域面积共计 3.5 hm<sup>2</sup>,在区域内按照网格布点法以 40 m×40 m 为间隔进行耕层土壤样品的采集,共采集耕层土壤(0~20 cm)样本 41 个。采用梅花法混合样品,再用四分法取 1.5 kg 土壤,除去大石块和植物根系,风干、研磨过 100 目筛备用,用于分析土壤 Cd、Pb、砷(As)含量。

### 1.3 农业污染源监测

根据区域地形布置污染源样品采集点,进行定点、持续一年监测,监测方法如下:

1)大气沉降:大气沉降样品用集尘缸采集,集尘缸为内径 40 cm、高 60 cm 的圆筒形罐子。将集尘缸置于调查区周边的居民房顶上,共布置 6 个集尘缸。集尘缸内加入保护剂(100 mL 乙二醇),3 个月更换一次集尘缸,共收集 24 个沉降样品。

2)灌溉水:农田灌溉水采样点布设在主要取水口,共设 6 个调查点位。每 2 个月定期取样,共收集 36 个水样。

3)肥料及农药:在调查区域的农户或销售点采集肥料,同时搜集浙江省主要市售肥料,每份样品 1.5 kg,共收集 22 个样品,包括复合肥样品 18 个、尿素样品 3 个、过磷酸钙样品 1 个。该调查区域由水稻种植大户统一管理,在调查区收集具有代表性的农药共计 7 个样品。

4)水稻秸秆及稻米:在 41 个调查点位上进行采集,早晚稻共采集 82 个植株样品。收获后将谷粒与秸秆脱离,分别于 70℃烘干至恒重。使用 FD-889 小型脱壳机(中山市汉瑞电器厂)将水稻谷粒脱壳,收集糙米。茎叶和糙米使用 304 小型粉碎机(永康铂欧五金制品有限公司)粉碎,过 100 目尼龙筛,密封保存待用。

### 1.4 测定项目与方法

土壤、水稻秸秆及稻米重金属含量测定:称取 0.1 g 待测样品于聚四氟乙烯管中,加入 HNO<sub>3</sub>-HF-HClO<sub>4</sub> 混合酸液,静置过夜后,180℃密闭消解 10 h,冷却后用超纯水稀释,采用 6300 型电感耦合等离子体质谱仪(inductively coupled plasma mass spectrometry, ICP-MS, Thermo, 美国)检测 Cd、Pb 含量;230 型原子荧光光谱仪(海光分析仪器公司,中国)测定 As 含量。

灌溉水样品过 0.45 μm 滤膜后,直接用 ICP-MS 检测。

大气沉降样品分为湿样和干样,湿样经 0.45 μm 滤膜过滤,参照上述灌溉水测定方法测定;干样参照上述土壤测定方法测定。

肥料干样用玛瑙研钵磨碎,过 100 目尼龙筛,参照上述土壤测定方法测定。

样品分析时,同步插入空白及相应的标准物质样品。土壤、大气沉降和肥料样品参照标样为 GBW07456-CSS-27,稻米参照标样为 GBW10023-CSB-14,水稻秸秆参照标样为 GBW10023-GSB-14,均购自国家标准物质中心。各标样的测定准确度均在质控范围内。随机抽取 5% 的样品进行加标回收率试验,土壤、大气沉降、稻米、秸秆以及肥料样品的加标回收率分别为 93%~106%、95%~107%、94%~106%、95%~106% 和 94%~104%。

### 1.5 数据分析

采用 Microsoft Excel 2010 进行监测数据的预处理和统计分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 调查区域耕层土壤重金属污染情况

由图 1 可知,调查区域耕层土壤整体呈酸性,41 个调查土样 pH 值均低于 5.5;土壤 Cd、Pb、As 含量均值分别为 0.62、96.17 和 20.08 mg·kg<sup>-1</sup>。根据农用地土壤污染风险管控标准(GB 15618-2018<sup>[14]</sup>)中 Cd、Pb、As 的风险筛选值(在 pH 值<5.5 条件下,分别为 0.3、80 和 30 mg·kg<sup>-1</sup>),该调查区域土壤 Cd 和 Pb 超标率分别达到 97.56% 和 56.10%,表明调查区域土壤已遭受 Cd、Pb 中、轻度复合污染。为此,对该区域开展了 Cd、Pb 输入/输出分析。

### 2.2 Cd、Pb 输入分析

2.2.1 大气沉降中 Cd、Pb 输入分析 由表 1 可知, Cd、Pb 干湿沉降每个季度平均变幅为 0.002~0.003 和 0.035~0.053 mg,且 4 个季度中 Cd、Pb 沉降量无显

著差异。综合计算, Cd 和 Pb 的年沉降量分别为 0.010 和 0.171 mg。沉降缸面积按 0.031 4 m<sup>2</sup> 计算, 平均每年大气沉降带入 Cd 和 Pb 的量分别为 3.18 和 54.46 g·hm<sup>-2</sup>。

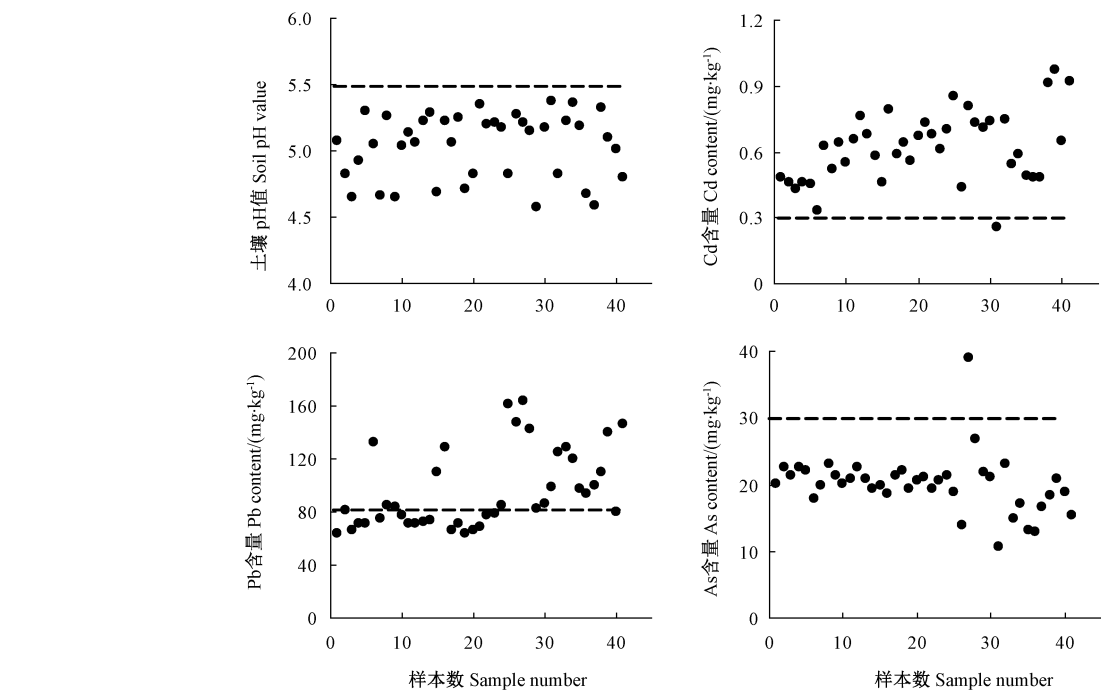


图1 调查区域耕层土壤 pH 值及土壤 Cd、Pb、As 含量

Fig.1 Soil pH value and Cd, Pb and As content of soil in studied area

表1 调查区每季度大气沉降 Cd、Pb 总量

Table 1 Contents of Cd and Pb in atmospheric deposition of studied area /mg

调查点 Studied area	Cd					Pb				
	一季度 1st quarter	二季度 2nd quarter	三季度 3rd quarter	四季度 4th quarter	年总量 Total	一季度 1st quarter	二季度 2nd quarter	三季度 3rd quarter	四季度 4th quarter	年总量 Total
1	0.003	0.003	0.003	0.002	0.011	0.046	0.041	0.038	0.038	0.163
2	0.003	0.002	0.002	0.002	0.009	0.054	0.037	0.044	0.038	0.173
3	0.001	0.002	0.002	0.003	0.009	0.043	0.039	0.045	0.040	0.167
4	0.002	0.003	0.003	0.002	0.010	0.050	0.045	0.039	0.040	0.174
5	0.002	0.002	0.003	0.003	0.010	0.045	0.050	0.036	0.037	0.168
6	0.002	0.003	0.002	0.003	0.010	0.051	0.053	0.040	0.035	0.179
平均 Average	0.002a	0.003a	0.002a	0.003a	0.010	0.051a	0.053a	0.040a	0.035a	0.171

注:同行不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )。  
Note: Different lowercase letters in the same line indicate significant difference at 0.05 level.

2.2.2 田间灌溉水中 Cd、Pb 输入分析 定期对调查区域的灌溉水样进行监测,结果如表 2 所示。整体上,二月份灌溉水水质较好,6 个调查点位 Cd、Pb 含量的平均值分别为 0.20 和 6.24  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,其他月份各调查点 Cd、Pb 含量的平均值分别在 0.55~1.01 和 9.62~15.36  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  范围内,均低于国家农田灌溉水质标准

(GB 5084-2005<sup>[15]</sup>) (Cd、Pb 分别为 10 和 200  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )。根据调查结果,该区域灌溉水中 Cd、Pb 年均含量分别为 0.64 和 11.18  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。按照双季稻灌水定额每年 9 000 m<sup>3</sup>·hm<sup>-2</sup> 灌溉量计算<sup>[16-17]</sup>,由灌溉水年带入的 Cd 和 Pb 量分别为 5.76 和 100.62 g·hm<sup>-2</sup>。

表 2 调查区域灌溉水 Cd、Pb 含量检测结果  
Table 2 Contents of Cd and Pb in irrigation of studied area /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )

重金属 Heavy metal	调查点 Studied area	二月 Feb.	四月 Apr.	六月 Jun.	八月 Aug.	十月 Oct.	十二月 Dec.	平均 Average
Cd	1	0.15	1.17	0.12	0.23	1.3	0.12	
	2	0.23	0.34	0.15	1.11	1.17	0.56	
	3	0.23	0.62	1.13	1.29	0.83	0.11	
	4	0.18	—	1.10	0.42	1.38	1.41	
	5	0.21	0.57	0.30	0.14	0.61	0.54	
	6	0.20	1.65	0.59	0.69	0.74	0.57	
	平均 Average	0.20	0.87	0.57	0.65	1.01	0.55	0.64
Pb	1	4.54	6.91	0.12	5.08	16.34	11.4	
	2	6.50	14.62	14.96	11.01	11.18	16.47	
	3	7.16	14.23	17.62	15.57	13.07	14.48	
	4	6.43	16.77	8.63	5.59	12.54	19.85	
	5	6.25	5.58	11.19	14.47	13.37	13.49	
	6	6.53	8.65	14.27	6.00	15.12	16.48	
	平均 Average	6.24	11.13	11.13	9.62	13.60	15.36	11.18

注：“—”为未检出。  
Note: ‘—’ indicates not detected.

2.2.3 肥料中 Cd、Pb 输入分析 由图 2 可知,复合肥中 Cd 平均含量为  $0.11\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Pb 平均含量为  $0.42\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 尿素中 Cd 平均含量为  $0.01\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Pb 平均含量为  $0.09\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 过磷酸钙中 Cd 含量为  $0.13\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Pb 含量为  $1.05\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。以上肥料 Cd、Pb 含量均远低于有机-无机复混肥料标准 (GB 18877-2009<sup>[18]</sup>) (Cd、Pb 含量为 10 和  $150\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。

当地常规施肥主要以复合肥为基肥, 尿素为追肥的方式施用。其中早稻施肥模式为尿素  $450\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ +过磷酸钙  $300\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ +复合肥  $300\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ , 晚稻施肥模式为尿素  $150\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ +复合肥  $600\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ , 根据上述施肥模式计算, 早稻季由肥料带入的 Cd 和 Pb 量分别为  $0.076$  和  $0.480\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ , 晚稻季为  $0.078$  和  $0.261\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ , 年度合计 Cd、Pb 带入量分别为  $0.15$  和  $0.74\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

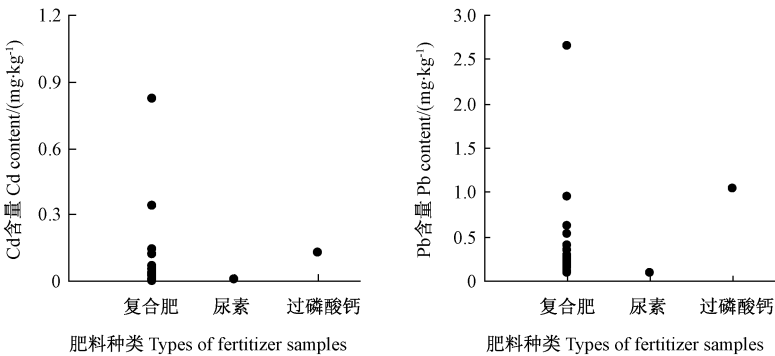


图 2 调查区肥料样品 Cd、Pb 含量  
Fig.2 Cd and Pb of fertilizer samples collected form studied area

2.2.4 农药中 Cd、Pb 输入分析 在调查区采集农药共计 7 个样品, 平均 Cd 含量为  $0.061\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 平均 Pb 含量为  $1.041\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 按照当地农药年均用量

$0.75\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  计算, 由农药带入的 Cd、Pb 量分别为  $4.58\times 10^{-5}$ 、 $7.81\times 10^{-4}\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

表 3 调查区农药样品 Cd、Pb 含量		
Table 3 Cd and Pb content of pesticides collected from studied area /( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		
名称 Name	Cd	Pb
三唑酮-1 Triazolone-1	0.103	1.843
三唑酮-2 Triazolone-2	0.124	1.230
吡螨灵-1 Pyridaben-1	0.021	1.453
吡螨灵-2 Pyridaben-2	0.027	1.375
吡虫啉-1 Imidacloprid-1	0.067	0.661
吡虫啉-2 Imidacloprid-2	0.054	0.541
甲氨基阿维菌素苯甲酸盐 Emamectin benzoate	0.028	0.182
平均 Average	0.061	1.041

2.3 Pb、Cd 输出分析

调查区域主要种植制度为早晚稻轮作,分别在早晚稻收获期,各采集 41 株样本。水稻秸秆及籽粒 Cd、Pb 含量如图 3 所示。由于该区域属于 Cd 轻度污染农田,早晚稻 82 个样本中有 55 个样本的 Cd 含量超过食品安全国家标准(GB 2762-2017<sup>[19]</sup>)( $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),而 Pb 含量有 17 个样本超标( $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。经调查,早稻籽粒 Cd、Pb 平均含量分别为 0.29 和 0.16

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,早稻秸秆 Cd、Pb 平均含量分别为 0.46 和  $2.75\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;晚稻籽粒 Cd、Pb 平均含量分别为 0.27 和  $0.16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,晚稻秸秆 Cd、Pb 平均含量分别为 0.48 和  $2.79\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。调查区域早稻平均产量为  $6\,750\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,晚稻平均产量为  $7\,500\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,水稻秸秆与稻谷比按 1:1 计算。每年由早稻收获带出的 Cd 和 Pb 总量分别为  $5.06$  和  $19.64\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,由晚稻收获带出的 Cd 和 Pb 总量分别为  $5.63$  和  $22.10\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,全年水稻带出的 Cd 和 Pb 总量分别为  $10.69$  和  $41.74\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

2.4 调查区 Cd、Pb 输入输出平衡估算

由表 4 可知,大气沉降和灌溉水是该调查区 Cd、Pb 的主要输入方式。其中大气沉降 Cd、Pb 分别占总输入量的 34.98% 和 34.95%,灌溉水 Cd、Pb 分别占总输入量的 63.37% 和 64.57%,而肥料占比仅为 1.65% 和 0.47%,农药投入可忽略不计。通过秸秆及籽粒的收获和转移,Cd 的输入输出基本达到平衡,表明按照当地常规模式进行农业生产,秸秆全部移除的情况下,可保证该地区 Cd 污染不再加重。但由于灌溉水中和大气沉降中 Pb 含量均较高,Pb 整体上仍处于输入状态,年净输入为  $114.08\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

表 4 调查区 Cd、Pb 输入输出平衡估算					
Table 4 Input-output assessment of Cd and Pb in studied area					
		Cd/( $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ )	占比 Ratio/%	Pb/( $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ )	占比 Ratio/%
输入 Inputs	大气沉降 Atmospheric deposition	3.18	34.98	54.46	34.95
	灌溉水 Irrigation	5.76	63.37	100.62	64.57
	肥料 Fertilizer	0.15	1.65	0.74	0.47
	农药 Pesticide	$4.58\times10^{-5}$	$5.04\times10^{-4}$	$7.81\times10^{-4}$	$5.01\times10^{-4}$
	合计 Total	9.09		155.82	
输出 Outputs	早稻 Early rice	5.06	47.33	19.64	47.05
	晚稻 Late rice	5.63	52.67	22.10	52.95
	合计 Total	10.69		41.74	

3 讨论

在调查区域采集的 41 个耕层土壤样本其 Cd、Pb 含量分别介于  $0.26\sim0.97\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $64\sim164\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  之间,属于 Cd、Pb 中、轻度复合污染农田。而整体监测结果表明,所施入的肥料及灌溉水 Cd、Pb 含量均低于相关国家标准,属于清洁水平。为了查明调查区域重金属主要污染源及平衡状况,本研究开展了该污染农田 Cd、Pb 输入/输出清单定量分析。

农田生态系统主要输入途径包括大气沉降、灌溉水和施用肥料、农药等<sup>[3]</sup>。本研究中,大气沉降 Cd、Pb 输入量占比分别达到了 34.98% 和 34.95%,是该调查区域土壤重金属污染的主要途径之一。与全国平均沉降量相比,Cd 的沉降量基本一致(全国平均为  $4.0\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ ),而 Pb 低于全国平均水平( $200\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ )<sup>[8]</sup>。大气沉降受污染源、长距离运输、降水等气象因素的影响。Silva 等<sup>[20]</sup>对澳大利亚墨尔本高速公路附近农田的调查表明,该区域的重金属污染与汽车尾气排放密切相关。本调查区域为粮食生产功能区,3 公里范围



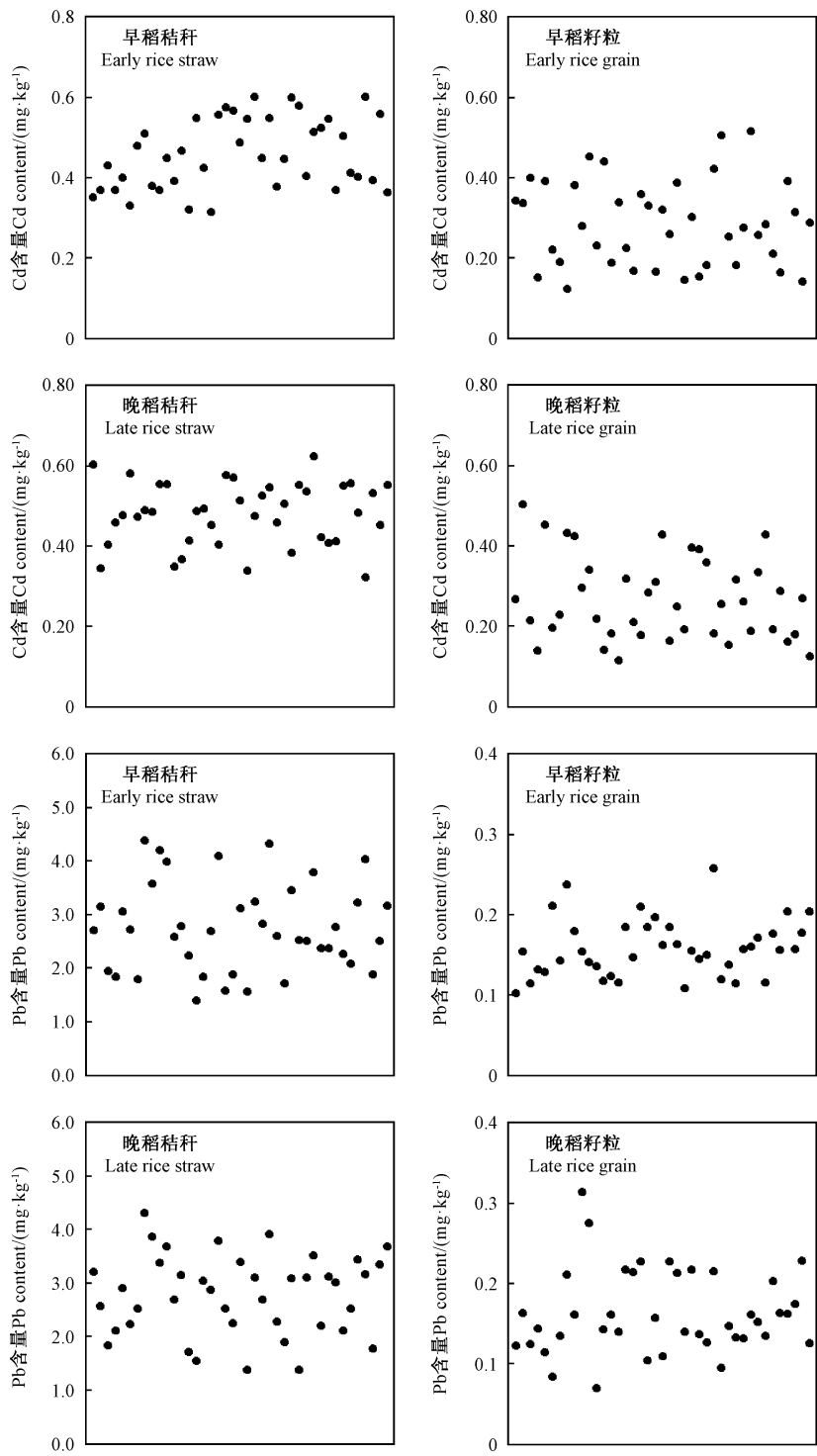


图 3 调查区水稻秸秆、籽粒中 Cd、Pb 含量

Fig.3 Cd and Pb content of grain and straw of rice samples collected from studied area

内无化工厂和高速公路,受工业化、城市化的影响较小,这可能是大气 Pb 沉降的贡献率低于全国平均水平的原因。此外,本研究中大气沉降通量无明显的季节变化,这与张国忠等<sup>[21]</sup>的报道不一致,该调查表明河北典型农田大气沉降通量在冬春季节最大,可能与该地区的冬季供暖、燃煤等人为活动密切相关。

调查区灌溉水 Cd、Pb 输入量占比分别达到了 63.37%和 64.57%,表明灌溉是该区土壤重金属的主要输入途径。这与雷鸣等<sup>[22]</sup>对湘江流域、Khan 等<sup>[23]</sup>对印度泰米尔纳德邦的调查结果一致。但朱鹏等<sup>[24]</sup>对岷江下游的农田系统污染源分析表明,由灌溉输入的 Pb 占比仅为 8%,说明灌溉水质与区域环境密切相

关。虽然本调查区灌溉水 Cd、Pb 含量远低于国家水质标准,但受周边畜禽养殖废水和生活污水的影响,Pb 浓度仍高于我国某些地区,如遵义<sup>[25]</sup>、西安市<sup>[26]</sup>、福建<sup>[27]</sup>等,造成了本调查区农田 Pb 的不断累积。建议对灌溉水长期监测,并采取相应的水生植物-微生物联合净化等措施。

受有机肥施用成本高,而无机肥料价格平稳等因素的影响,该调查区当年度只施用了无机肥。由于近年来国家对化肥生产进行了严格的管控,所收集的复合肥、尿素、过磷酸钙等肥料质量较优,Cd、Pb 含量均低于国家肥料相关标准,由肥料带入的 Cd、Pb 输入量占比仅为 1.65%和 0.47%。该结论与 Hu 等<sup>[12]</sup>对南京的调查研究结果一致。朱鹏等<sup>[24]</sup>认为畜禽粪便源有机肥的投入是农田重金属的主要输入源之一。畜禽粪便的田间施用量是化肥的 5~10 倍。由于 Cd、Pb 等重金属以饲料添加剂杂质的形式进入饲料-畜禽-粪便体系,导致畜禽粪便源有机肥的 Cd、Pb 含量远高于化肥<sup>[28-29]</sup>,因此,在重金属污染农区应严格加强畜禽粪便源有机肥的监测与管控。

由农药施用所导致的 Cd、Pb 输入占比可忽略不计。一方面,农药年均施用量仅约为 0.75 kg·hm<sup>-2</sup>;另一方面,该区所用农药均为有机农药,在生产过程中不涉及重金属,Cd、Pb 含量均值仅为 0.06 和 1.04 mg·kg<sup>-1</sup>。本研究结果与苏加强<sup>[30]</sup>对甘肃省市场上常规农药产品的重金属含量调查结果基本一致。

本研究结果表明,秸秆移除是控制该区域农田重金属输入输出平衡的重要途径。Yi 等<sup>[5]</sup>在湖南省稻田系统的重金属输出分析中也强调了秸秆移除的重要性。近年来,为了减轻大气污染和促进农业资源循环,我国大力推广秸秆全部还田技术<sup>[31]</sup>,但在重金属污染农田,建议将富集 Cd、Pb 等重金属的秸秆通过能源化和原料化等方式进行资源利用<sup>[32]</sup>,避免被植物吸收的重金属再次输入农田,造成重金属在土壤表聚的问题。

4 结论

该调查区属于 Cd、Pb 中、轻度复合污染农田。灌溉水及肥料的 Cd、Pb 含量均低于国家标准,属于安全级别。大气沉降和灌溉水是该地区 Cd、Pb 的主要输入源,通过秸秆和籽粒的收获和转移,土壤 Cd 的输入输出基本达到平衡,而土壤 Pb 仍为输入状态。建议对该地区灌溉水进行长期监测,并采取相应的水体净化措施,对秸秆进行资源化利用,避免直接还田。

参考文献:

[ 1 ] 秦宏, 郑传祯. 污水灌溉国内外研究综述及基于中国问题的展望[J]. 世界农业, 2018, 465(1): 24-29

[ 2 ] 陈红金, 孙万春, 林辉, 王飞, 王斌, 马军伟, 符建荣. 有机肥施用对蔬菜—土壤体系中重金属迁移累积的影响[J]. 浙江农业学报, 2016, 28(6): 1041-1047

[ 3 ] 刘小诗, 李莲芳, 曾希柏, 胡新. 典型农业土壤重金属的累积特征与源解析[J]. 核农学报, 2014, 28(7): 1288-1297

[ 4 ] 刘树堂, 赵永厚, 孙玉林, 韩晓日, 姚源喜. 25 年长期定位施肥对非石灰性潮土重金属状况的影响[J]. 水土保持学报, 2005, 19(1): 164-167

[ 5 ] Yi K X, Fan W, Chen J Y, Jiang S, Huang S, Peng L, Zheng Q, Luo S. Annual input and output fluxes of heavy metals to paddy fields in four types of contaminated areas in Hunan Province, China [J]. Science of the Total Environment, 2018, 634(7): 67-76

[ 6 ] Xia X Q, Yang Z F, Cui Y J, Li Y S, Hou Q Y, Yu T. Soil heavy metal concentrations and their typical input and output fluxes on the southern Song-nen Plain, Heilongjiang Province, China[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014, 139(1): 85-96

[ 7 ] Keller A, Schulin R. Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms[J]. European Journal of Agronomy, 2003, 20(1/2): 181-198

[ 8 ] Luo L, Ma Y B, Zhang S Z, Wei D P, Zhu Y G. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(8): 2524-2530

[ 9 ] 周永章, 沈文杰, 李勇, 窦磊, 李文胜, 赖启宏, 杜海燕, 钟莉莉, 梁婷. 基于通量模型的珠江三角洲经济区土壤重金属地球化学累积预测预警研究[J]. 地球科学进展, 2012, 27(10): 1115-1125

[ 10 ] Hou Q Y, Yang Z F, Ji J F, Yu T, Chen G G, Li J, Xia X Q, Zhang M, Yuan X Y. Annual net input fluxes of heavy metals of the agroecosystem in the Yangtze River delta, China[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014, 139(1): 68-84

[ 11 ] 侯佳渝, 申燕, 曹淑萍, 程绪江, 王卫星. 天津市郊区菜地土壤重金属通量的研究[J]. 安徽农业科学, 2013, 41(13): 5764-5773

[ 12 ] Hu W Y, Huang B, Shi X Z, Chen W P, Zhao Y C, Jiao W T. Accumulation and health risk of heavy metals in a plot-scale vegetable production system in a peri-urban vegetable farm near Nanjing, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2013, 98(12): 303-309

[ 13 ] 熊安琪, 陈玉成, 代勇, 侯建浩, 易廷辉. 基于输入输出平衡的重庆地区城郊菜地土壤铅的通量研究[J]. 环境影响评价, 2016, 38(6): 92-96

[ 14 ] 中国生态环境部, 国家市场监督管理总局. GB 15618-2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S]. 北京: 中国环境出版社出版, 2018

[ 15 ] 农业部环境保护科研监测所. GB 5084-2005 农田灌溉水质标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2005

[ 16 ] 熊剑英, 刘方平. 江西水利普查灌区水稻灌溉用水定额计算方法浅析[J]. 中国水利, 2012(12): 55-56

- [17] 刘路广, 谭君位, 吴瑕, 王丽红, 曹俊龙. 鄂北地区水稻适宜节水模式与节水潜力[J]. 农业工程学报, 2017, 33(4): 177-185
- [18] 深圳市芭田生态工程股份有限公司. GB 18877-2009 有机-无机复混肥料标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009
- [19] 国家食品药品监督管理总局. GB 2762-2017 食品安全国家标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017
- [20] Silva S D, Ball A S, Huynh T, Reichman S M. Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia; Effect of road age, traffic density and vehicular speed [J]. Environmental Pollution, 2015, 208(1): 102-109
- [21] 张国忠, 黄威, 潘月鹏, 顾梦娜, 吕雪梅, 倪雪, 何月欣, 刘博文, 王跃思, 田世丽. 河北典型农田大气重金属干沉降通量及来源解析[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(8): 1245-1254
- [22] 雷鸣, 秦普丰, 铁柏清. 湖南湘江流域重金属污染的现状与分析[J]. 农业环境与发展, 2010, 2(2): 62-65
- [23] Khan R, Israili S H, Ahmad H, Mohan A. Heavy metal pollution assessment in surface water bodies and its suitability for irrigation around the Neyevli Lignite mines and associated industrial complex, Tamil Nadu, India[J]. Mine Water and the Environment, 2005, 24(3): 155-161
- [24] 朱鹏, 刘洋, 陈良华, 高顺, 张健, 杨万勤. 岷江下游农田生态系统重金属铅镉锌的输入源格局[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1814-1820
- [25] 赵建, 李青山, 汪玉, 韩小斌, 彭玉龙, 刘京, 祝乾湘, 万军, 王慎强. 遵义市植烟区灌溉水和有机肥料中重金属含量调查[J]. 农业资源与环境学报, 2018, 35(1): 82-86
- [26] 栗婷, 汪庆华, 黄东亚, 任晓姣, 闫金婷, 彭圉凯, 杨雍. 西安市农业产地环境农田灌溉水重金属污染评价[J]. 黑龙江农业科学, 2018, 293(11): 100-102
- [27] 武小净, 李德成, 胡锋, 郭金平, 庄云, 石屹, 徐宜民, 王程栋, 马兴华. 福建典型烟区土壤、灌溉水和肥料中重金属含量调查[J]. 土壤, 2013, 45(2): 246-249
- [28] Qian M R, Wu H Z, Wang J M, Zhang H, Zhang Z L, Zhang Y Z, Lin H, Ma J W. Occurrence of trace elements and antibiotics in manure-based fertilizers from the Zhejiang Province of China [J]. Science of The Total Environment, 2016, 559(6): 174-181
- [29] 覃丽霞, 马军伟, 孙万春, 王飞, 陆宏, 俞巧钢. 浙江省畜禽有机肥重金属及养分含量特征研究[J]. 浙江农业学报, 2015, 27(4): 604-610
- [30] 苏加强. 甘肃省常规农药产品中 Cr、Pb、Cd、As、Hg 重金属元素分析研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2015
- [31] 张经廷, 张丽华, 吕丽华, 董志强, 姚艳荣, 金欣欣, 姚海坡, 贾秀领. 还田作物秸秆腐解及其养分释放特征概述[J]. 核农学报, 2018, 32(11): 2274-2280
- [32] 崔明, 赵立欣, 田宜水, 孟海波, 孙丽英, 张艳丽, 王飞, 李冰峰. 中国主要农作物秸秆资源能源化利用分析评价[J]. 农业工程学报, 2008, 24(12): 291-296



## Assessment of Input-output Patterns of Cd and Pb of Typical Heavy Metal Polluted Agricultural Land in Quzhou

TONG Wenbin<sup>1</sup> GUO Bin<sup>2,\*</sup> LIN Yicheng<sup>2</sup> LIU Chen<sup>2</sup> SONG Jianzhong<sup>3</sup>

(<sup>1</sup>Soil and Fertilizer Technology Promotion Station of Qujiang, Quzhou, Zhejiang 324022; <sup>2</sup>Institute of Environment, Resource, Soil and Fertilizer, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou, Zhejiang 310021; <sup>3</sup>Agricultural Public Service Center of Lianhua Town of Qujiang, Quzhou, Zhejiang 324022)

**Abstract:** In order to assess the input-output patterns of heavy metals of agricultural land, a typical paddy soil polluted by cadmium (Cd) and lead (Pb) in Quzhou, Zhejiang province was investigated. Four input pathways (atmospheric deposition, irrigation, fertilizer and pesticide) and two output pathways (rice straw and grain removal) were considered so as to figure out the Cd and Pb balance throughout the topsoil. Results showed that atmospheric deposition flux has no difference among seasonal, and the annual inputs of Cd and Pb were 3.18 and 54.46 g·hm<sup>-2</sup>, accounting for 34.98% and 34.95% of the total inputs, respectively. Irrigation was an important source of Cd and Pb, responsible for 5.76 and 100.62 g·hm<sup>-2</sup>, 63.37% and 64.57% of the total inputs, respectively. The average annual input of Cd and Pb by fertilizer application were 0.15 and 0.74 g·hm<sup>-2</sup>, accounting for only 1.65% and 0.47% of the total inputs, respectively. Whereas, Cd and Pb input by pesticides were negligible. Based on double-cropping rice mode in this region, the annual outputs of Cd and Pb were 10.69 and 41.74 g·hm<sup>-2</sup> through the harvest of rice straw and grain. In brief, annual balance results demonstrated that the input of Cd was in-line with the output of Cd in this surveyed area, while soil Pb still remained input status. Control strategies were suggested such as monitoring and purification of the irrigation water, and avoiding direct returning of rice straw to the field. This work emphasizes the significance of rice straw removal for heavy metal contaminated soil, which is helpful in developing strategies to reduce heavy metal inputs into agricultural land.

**Keywords:** input-output assessment, heavy metal, atmospheric deposition, irrigation, fertilizer