

徐 宁, 魏忠义. 沈抚灌区耕地重金属Cd、Pb的变化特征分析[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(6): 783-791.

XU Ning, WEI Zhong-yi. Analysis on the variation character of heavy metals Cd and Pb in the cultivated land of Shenfu sewage irrigation district[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2019, 36(6): 783-791.

沈抚灌区耕地重金属Cd、Pb的变化特征分析

徐 宁, 魏忠义*

(沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110866)

摘 要:选择沈抚灌区东部13个自然村庄的农业种植区,以1500 m间距网格化布点29处,调查研究区历史耕作情况,选取18个停灌时间不同的耕地样点,每个样点按0~20、20~40、40~60 cm采集3层土壤样品,分析测定重金属Cd、Pb的全量及化学形态,并测定了地上作物的茎叶、籽粒中重金属含量,探究研究区不同停灌时间及利用类型耕地土壤中Cd、Pb的分布特征及变化规律。结果表明:0~20、20~40、40~60 cm土壤中Cd含量分别为0.65~1.57、0.66~1.18、0.61~1.18 mg·kg⁻¹,停灌20~25年的土壤0~20 cm土层Cd含量最高,为1.57 mg·kg⁻¹;各土层Pb变化范围分别为21.07~38.59、14.97~30.59、15.71~25.66 mg·kg⁻¹,未随停灌时间发生明显变化;Cd在20~40、40~60 cm土层迁移率分别为0.42~0.50、0.46~0.52,而Pb仅为0~0.34、0~0.68;玉米茎叶、籽粒中Cd含量分别为0.33~0.47、0.02~0.07 mg·kg⁻¹,水稻茎叶、籽粒中Cd含量分别为0.33~0.89、0.02~0.09 mg·kg⁻¹,Pb含量分别为1.51~2.32、0.47~0.62 mg·kg⁻¹,Cd、Pb在作物茎叶、籽粒中未随不同耕作方式及停灌时间表现出明显差异;水田土壤可交换态Cd含量占总量的37.33%,旱田可交换态Cd含量占总量的7.82%~13.95%;水田土壤可交换态Pb含量占总量的9.03%,旱田占总量的0.87%~4.18%。研究结果可为重金属污染耕地的利用管理及污染修复提供依据。

关键词: Cd; Pb; 重金属; 耕地; 沈抚灌区

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2019)06-0783-09

doi: 10.13254/j.jare.2019.0129

Analysis on the variation character of heavy metals Cd and Pb in the cultivated land of Shenfu sewage irrigation district

XU Ning, WEI Zhong-yi*

(College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)

Abstract: In selected farmland, including 13 natural villages, in the eastern part of the Shenfu sewage irrigation district, twenty-nine 1500 m squares were gridded, and historical farming in the study area was investigated. Furthermore, 18 soil sampling points with different irrigation times were selected. Here, soil samples were collected from 0~20, 20~40 cm and 40~60 cm depth. To study the distribution characteristics and the variations of soil Cd and Pb in the study area for different irrigation stop times and different types of farmland, the total amount and chemical forms of Cd and Pb were analyzed, and the content of heavy metals in the stems or leaves and seeds of the ground crops was also determined. The results showed that the content of Cd in the soils of 0~20, 20~40 cm, and 40~60 cm was 0.65~1.57, 0.66~1.18 mg·kg⁻¹, and 0.61~1.18 mg·kg⁻¹, respectively. The soil Cd at 0~20 cm reached a maximum of 1.57 mg·kg⁻¹ at 20~25 years of irrigation stop time. The range of soil Pb in the three soil layers was 21.07~38.59, 14.97~30.59 mg·kg⁻¹, and 15.71~25.66 mg·kg⁻¹, which changed less with the irrigation stop time. The migration rate of Cd between the soil layers was 0.42~0.50 and 0.46~0.52, and Pb was 0~0.34 and 0~0.68. The range of Cd content in maize stems or leaves and seeds was 0.33~0.47 mg·kg⁻¹ and 0.02~0.07 mg·kg⁻¹, respectively, which was significantly lower than that in rice stems or leaves and seeds, at 0.33~0.89 mg·kg⁻¹ and 0.02~0.09 mg·kg⁻¹, respectively. There

收稿日期: 2019-03-14 录用日期: 2019-07-02

作者简介: 徐 宁(1993—),男,辽宁沈阳人,硕士研究生,研究方向为土地修复与利用。E-mail: 562582045@qq.com

*通信作者: 魏忠义 E-mail: drweizy@163.com

基金项目: 国土资源部公益性行业科研专项(201111016-03)

Project supported: Ministry of Land and Resources Special Research Fund for Public Welfare Industry(201111016-03)

was no significant difference in Cd or Pb content under different irrigation times. The proportion of exchangeable Cd in total Cd in paddy farmland was 37.33%, and the exchangeable Cd in total Cd in dry farmland was 7.82%~13.95%. The exchangeable Pb content in paddy farmland was 9.03% of the total amount, and for dry farmland was 0.87%~4.18%. The results can help in the use, management, and restoration of farmland that has been contaminated by heavy metals.

Keywords: cadmium; lead; heavy metal; farmland; Shenfu sewage irrigation district

我国利用污水进行农业灌溉的历史已有60年,长时间污水灌溉导致农田重金属污染十分严重^[1]。残留在土壤中的重金属不能被降解,会发生迁移、蓄积并造成复杂的生态效应,最终威胁到生态环境安全与人体健康^[2-3]。沈抚污灌区于20世纪90年代逐步停止了工业污水灌溉,至今已有近25年的历史,在此期间,受灌溉水短缺、农产品市场价格及农业政策导向等因素影响,灌区耕地利用方式及类型发生较大变化,部分耕地停止灌溉改作自然降水灌溉的旱田。而耕地利用类型的不同,导致重金属进入土壤后的迁移转化以及地上作物吸收产生较大差异,研究表明,Cd、Pb等重金属随耕作方式的不同,在土壤层次间的迁移能力有所不同,水田比旱田更易使重金属随介质水发生纵向迁移^[4]。同时,不同的水分管理对重金属在土壤中的形态产生影响,稻田淹水条件下土壤的还原作用引起Cd解吸量的提高,导致土壤Cd交换态含量升高,更易发生迁移与被地上作物吸收^[5-6]。土壤重金属随耕作时间的增加其含量及化学形态会发生改变,本文通过调查选取沈抚灌区不同停灌时间的农田,探究Cd、Pb在近25年耕作历史下的累积、垂向迁移规律,并分析Cd、Pb在作物茎叶、籽粒中含量特征,为农田土壤安全利用、保护与管理提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于沈阳城郊东部13个自然村庄的农业种植区(123°35'~123°41'E,41°44'~41°47'N),属于季风影响的湿润-半湿润温带大陆性气候,平均气温6~8℃,年均降雨量700mm,年蒸发量1440mm。沈抚污灌区始建于20世纪60年代,期间承担着1.03×10⁴hm²的稻田灌溉任务,是我国面积最大的石油化工废水灌区。由于污水灌溉造成了土壤污染,自1995年停止工业污水灌溉,并修建清水灌渠、进行旱地补贴及耕作制度变更等一系列改善措施^[7-9]。停止工业污水灌溉至今的25年间,灌区耕地利用方式也发生较大变化,核心区耕地先后停止灌溉,改为旱田种植玉米,灌溉模式也由使用地下水改为依靠自然降水,仅有少数农田继续保持原有水田种植模式^[10]。

1.2 样品采集

前期以2009年第二次土地调查数据库作为基础资料,在对研究区域耕地利用类型情况初步了解后,于2017年10月,对研究区网格化布设控制点29个,调查耕地灌溉历史及耕作现状,设置点位在研究区均匀分布,如图1所示。

而后根据研究区耕地的种植时间、作物、肥料种

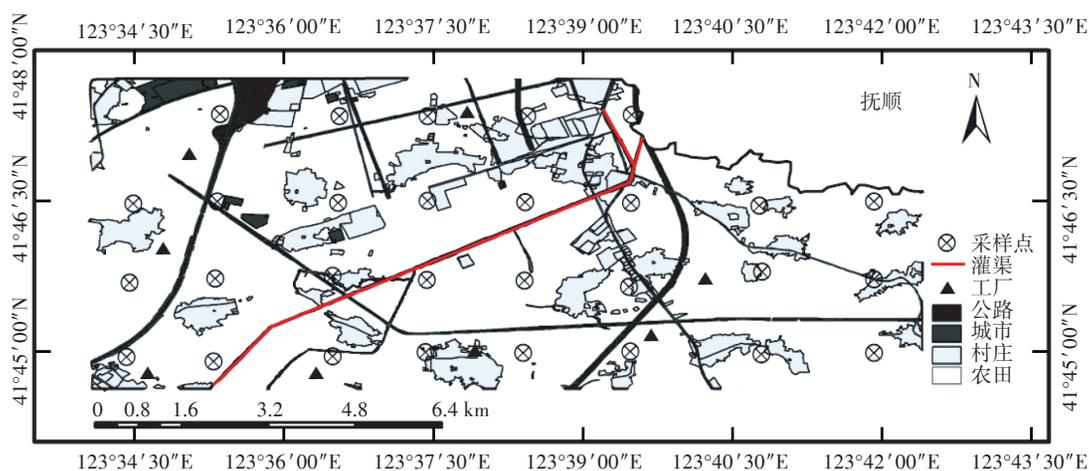


图1 研究区地理位置及调查点位分布图

Figure 1 Geographical location and sampling points of the study area

类及灌溉等情况,综合分析后选取其中耕地利用情况相同、停止灌溉时间不同的采样点18个,将时间相近的3个采样点归为一组,分为5~10、10~15、15~20年及20~25年共4组,并与未停止灌溉的水田(0年)及没有水田使用历史的旱田(CK)进行对比,如表1所示。

土壤样品采集:采用多点取样法,每个样点在样方10 m×10 m范围内采用对角线法取5点,用土钻自上而下分别采集0~20、20~40 cm及40~60 cm共3层土壤样品,每层土壤样品分别混匀后用四分法取100 g,用自封袋封装并编号,共计54个土壤样品。

作物样品采集:在对应的土壤样点上采集地上作物的籽粒、茎叶样品,共计玉米样品15组、水稻样品3组,带回实验室备用。

1.3 样品预处理及测定方法

土壤样品经风干、研磨,分别过10目、100目尼龙筛,以备分析。作物样品的茎叶、籽粒分别用自来水、蒸馏水冲洗3遍,110℃杀青15 min,70℃烘干,粉碎后待测。土壤重金属总量测定参照《土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》(GB/T 17141—1997)进行预处理。重金属形态分析采用 Tessier 连续提取法^[11],按顺序提取5种重金属形态,即可交换

态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态。土壤标准样品选用GSS-11。作物样品参照《食品安全国家标准 食品中镉的测定》(GB 5009.15—2014)进行预处理。土壤重金属Cd、Pb总量采用ICP-AES测定,土壤重金属各形态及作物中重金属含量采用ICP-MS测定。

1.4 数据分析

采用迁移率(WWC)分析重金属在土壤层次间的迁移能力。南忠仁等^[12]分析了重金属元素淋失迁移的规律,认为扣除元素背景含量后可视为剖面中重金属元素的淋失下移量。本文参照李亮亮等^[13]的算法,对之前的方法进行修正,以扣除背景值的下层土壤重金属含量与扣除背景值的总量之比作为土壤重金属的迁移率,公式为:

$$WWC=(M_{i-1}-C)/(M_i-C)+(M_{i-1}-C)$$

式中:WWC为*i*层中元素的迁移率; M_{i-1} 为*i*-1层中某元素的含量; M_i 为*i*层中某元素的含量;*C*为土壤环境背景值。土壤环境背景值以《辽宁省土壤环境质量报告书》^[14]中东陵区土壤环境背景值作为标准,Cd、Pb背景值分别为0.19、22.2 mg·kg⁻¹。

采用富集系数(BCF)分析重金属在土壤-作物系统吸收、迁移的能力。富集系数指作物各组织器官中重金属相对于土壤的富集程度,用作物各器官中重金属含量与土壤中重金属含量的比值来表示,公式为:

$$BCF=C_p/C_s$$

式中:BCF为富集系数; C_p 为地上作物某器官中重金属含量; C_s 为0~20 cm土层土壤某元素的含量。

数据分析采用Excel 2010和SPSS 19.0对土壤、作物重金属含量进行均值、标准差等数据的统计分析、显著性检验及图表的绘制。

2 结果与讨论

2.1 土壤中Cd、Pb垂向分布特征

2.1.1 Cd在土壤中的垂向分布特征

不同耕地利用类型及停灌时间土壤Cd的垂向分布如图2所示。0~20 cm土壤重金属Cd整体含量范围为0.65~1.57 mg·kg⁻¹,水田中土壤0~20 cm Cd含量最低,停灌20~25年Cd含量最高,0~20 cm含量显著高于下面两土层,随停灌时间的增加在0~20 cm土层Cd含量呈明显增加的趋势;水田三个层次Cd含量分别为0.65、0.66、0.61 mg·kg⁻¹,明显低于其他旱田土壤各层次Cd含量,且垂直三次间无明显差异;旱田对照CK各层次土壤重金属Cd含量与停灌

表1 研究区采样点基本情况

Table 1 Basic conditions of soil samples

样点编号 Sample	耕地类型 Land use type	停灌时间 Ages since irrigation stopping/a	村属 Village	作物品种 Crop species
1	水田	0	竹村	水稻
2			树村	水稻
3			树村	水稻
4	旱地	5~10	井村	玉米
5			井村	玉米
6			井村	玉米
7	旱地	10~15	康村	玉米
8			子村	玉米
9			子村	玉米
10	旱地	15~20	台村	玉米
11			桥村	玉米
12			桥村	玉米
13	旱地	20~25	子村	玉米
14			子村	玉米
15			西村	玉米
16	旱地	CK	庙村	玉米
17			井村	玉米
18			井村	玉米

20~25年无显著差异。根据学者对该区域的研究结果,浑河水、研究区地下水以及稻田水中重金属含量均未达到污染的风险等级^[15-16],农业灌溉输入并不是直接影响重金属含量变化的主要原因。上述分析结果显示,土壤Cd含量随旱田使用时间的增加而增加。乔鹏炜等^[17]、孙亚乔等^[18]和凌乃规^[19]的研究结果与本研究相似,这与旱田和水田对重金属的累积效应及土壤理化性质的影响有关。旱田土壤中重金属形态稳定、迁移性差,不易随水等介质流失^[20-21],随逐年耕作的输入不断累积,在0~20 cm层次累积现象明显;而水田通过田间排水、渗漏作用,部分重金属被带走或淋失至深层次土壤中,具有较高的移动性,不易产生累积^[22]。

2.1.2 Pb在土壤中的垂向分布特征

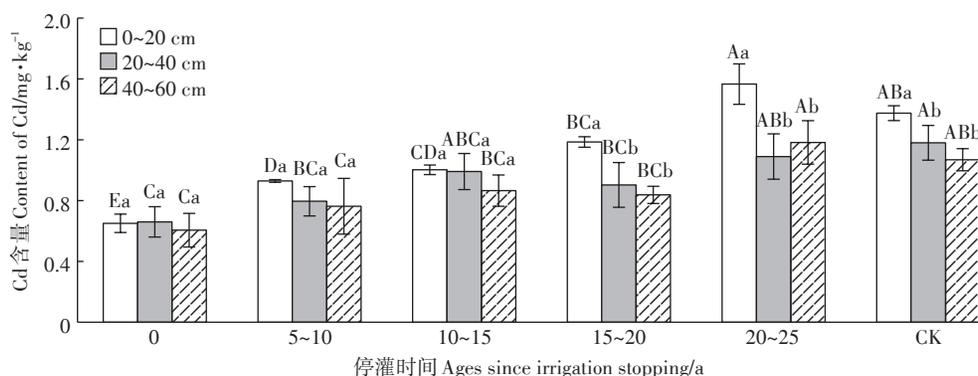
土壤中Pb的垂向分布特征与Cd相比有所差异,如图3所示,各组土壤0~20 cm Pb含量在21.07~

38.59 mg·kg⁻¹之间,20~40、40~60 cm含量范围分别为14.97~30.59、15.71~25.66 mg·kg⁻¹,由上层至下层有降低的趋势,且各组层间差异达到显著水平,表现出在0~20 cm累积的特征,而各组间的Pb含量变化未随农田利用类型及停灌时间表现出明显的变化规律。原因可能在于正常的农业耕作并不是Pb的主要来源。研究表明农田中Pb的主要来源为汽车废气^[23]、矿山开采及工业活动^[24]等。研究区位于城郊三至四环间,受交通活动影响较大,而多年水田、旱田耕作环境的不同并未明显影响到Pb的迁移特性。

2.2 土壤中Cd、Pb垂向变化规律

2.2.1 Cd、Pb在土壤垂向上的迁移特征

迁移率的大小反映了土壤层次间Cd、Pb的迁移强弱,Cd和Pb的迁移率如表2所示。各组停灌后土壤中20~40 cm Cd的迁移率与水田迁移率0.50相比总体上略有降低,其中停灌15年以上样点的迁移率



大写字母表示同一土层不同组之间差异显著;小写字母表示同一组不同土层之间差异显著($P<0.05$)。下同
The different capital letters indicate significant differences among different groups for the same soil layer; The different lowercase letters indicate significant differences among different soil layers for the same group ($P<0.05$). The same below

图2 不同耕地利用类型及停灌时间土壤Cd的垂向分布

Figure 2 Vertical distribution of soil Cd in different tillage types and ages since irrigation stopping

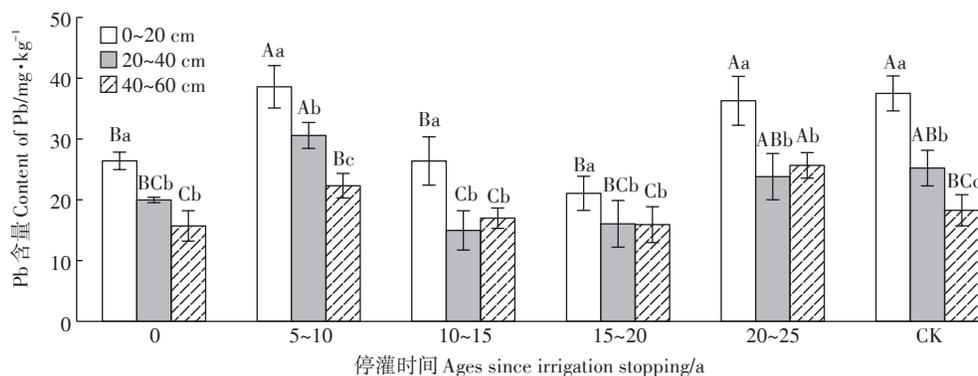


图3 不同耕地利用类型及停灌时间土壤Pb的垂向分布

Figure 3 Vertical distribution of soil Pb in different tillage types and ages since irrigation stopping

下降明显。水田环境中更易导致Cd由表层向下层迁移的现象。40~60 cm迁移率在0.46~0.52之间,受淋溶作用的影响,Cd易迁移至40~60 cm土层产生一定累积现象,但各组变化规律不明显,未表现出随停灌时间或耕地类型的不同而变化的规律。

Pb在20~40、40~60 cm土层间迁移率范围分别为0~0.34、0~0.68,均表现出在表层累积而不易迁移的特点,其变化规律不明显,未随停灌时间及耕地类型的不同表现明显规律。相比于Cd,各组Pb迁移率小于Cd,表明Cd的流动性相对较高,比Pb更易淋失到下层土壤中。

Cd、Pb在相同利用历史条件下的垂直迁移有所差异,Cd在土体中的迁移能力高于Pb。重金属的迁移、累积特性与重金属化学形态特征及化学特性相关^[25],迁移性强会进一步对生态环境及人体健康产生影响^[26]。Cd的迁移性虽然可减少土壤0~20 cm的Cd含量,但Cd的迁移会导致向下淋溶扩散影响深层次土壤及地下水环境;而Pb在表层累积的潜在风险较高,在土壤环境发生改变时易被作物吸收。

2.2.2 Cd、Pb在作物中的含量变化特征

由表3可以看出,各组玉米茎叶及籽粒中Cd含量及富集系数均显著低于水稻。Cd更易在水稻各器官中产生累积,而作物中Cd在各停灌时间下并未表现出明显规律性变化。

Pb在作物茎叶与籽粒中重金属含量范围分别为1.51~2.32、0.47~0.62 mg·kg⁻¹,虽与Cd在茎叶、籽粒中的含量范围0.33~0.89、0.02~0.09 mg·kg⁻¹相比明显偏高,但其作物各部分的富集系数却明显低于Cd,Cd比Pb更容易在水稻、玉米中产生累积。与水田相比Pb含量在茎叶、籽粒中均未表现出显著差异,各停灌年限下Pb亦未见随停灌时间产生规律性变化。

作物不同器官对同种重金属的富集能力有所不同,Cd和Pb两种重金属在作物茎叶中的含量值以及富集系数均高于作物籽粒数倍,土壤中重金属元素更易在作物茎叶中累积。与《饲料卫生标准》(GB 13078—2001)相比,样品茎叶中Cd、Pb含量分别有39%、6%超标,秸秆饲料化时应予以适当考虑。

2.3 土壤中Cd、Pb的形态分布特征

Cd与Pb在土壤中的迁移分布、作物吸收与两种元素在土壤中的存在形态相关,为讨论重金属迁移分

表2 Cd、Pb在土壤各层间的迁移率

Table 2 Migration rate of soil Cd and Pb among the layers

停灌时间 Ages since irrigation stopping/a	耕地类型 Land use type	Cd		Pb	
		20~40 cm	40~60 cm	20~40 cm	40~60 cm
5~10	旱地	0.45±0.06a	0.49±0.11b	0.34±0.03a	0.01±0.00b
10~15	旱地	0.50±0.05a	0.46±0.10b	0b	0b
15~20	旱地	0.42±0.09b	0.48±0.09b	0b	0b
20~25	旱地	0.40±0.07b	0.52±0.02a	0.10±0.03b	0.68±0.03a
0	水田	0.50±0.03a	0.47±0.18b	0b	0b
CK	旱地	0.46±0.05a	0.47±0.02b	0.16±0.03b	0b

注:同列不同字母表示组间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different letters in a column indicate significant difference ($P<0.05$). The same below.

表3 不同停灌时间下作物茎叶、籽粒的重金属含量及富集系数

Table 3 Contents and enrichment factors of heavy metals in crop straw and seed under different ages since irrigation stopping

停灌时间 Ages since irrigation stopping/a	作物 品种 Crop species	Cd				Pb			
		作物茎叶 Crop straw/ mg·kg ⁻¹	茎叶富集系数 Enrichment coefficient in straw	作物籽粒 Seed/ mg·kg ⁻¹	籽粒富集系数 Enrichment coefficient in seed	作物茎叶 Crop straw/ mg·kg ⁻¹	茎叶富集系数 Enrichment coefficient in straw	作物籽粒 Seed/ mg·kg ⁻¹	籽粒富集系数 Enrichment coefficient in seed
5~10	玉米	0.38±0.18b	0.24	0.07±0.01b	0.05	1.97±0.20a	0.06	0.53±0.07a	0.02
10~15	玉米	0.42±0.22b	0.42	0.05±0.01b	0.04	1.88±0.32a	0.05	0.52±0.15a	0.01
15~20	玉米	0.33±0.19b	0.28	0.02±0.00b	0.02	1.51±0.81a	0.06	0.59±0.26a	0.02
20~25	玉米	0.44±0.08b	0.48	0.06±0.02b	0.07	1.77±0.39a	0.08	0.47±0.13a	0.02
0	水稻	0.89±0.16a	1.36	0.09±0.03a	0.14	2.32±0.71a	0.09	0.62±0.12a	0.02
CK	玉米	0.47±0.16b	0.34	0.04±0.01b	0.03	1.67±1.04a	0.05	0.49±0.07a	0.01

布及作物吸收的规律,采用 Tessier 法提取两种元素的各形态。其中可交换态及碳酸盐结合态对作物与环境危害较大,一般认为可交换态包括水溶态及离子交换态,该形态易被作物直接吸收利用,具有较强的迁移性^[27],而碳酸盐结合态的重金属在土壤环境变酸的条件易被分解释放,存在一定的迁移性;铁锰氧化物结合态是土壤中与铁锰等氧化物结合在一起的重金属,在结合物处于还原环境时易释放到环境中,迁移性较弱,具有潜在的威胁性;有机结合态是与有机质、部分硫化物结合在一起的重金属,当土壤环境变为氧化态时易被释放到环境中,有较强的潜在威胁;残渣态为无效态,很难随水迁移,不易被作物吸收。

2.3.1 0~20 cm 土层 Cd 的形态分布及其对作物的影响

由表 4 可看出,研究区 0~20 cm 土层中 Cd 的不同形态含量及占全量的比例有较大的差异。水田中可交换态与碳酸盐结合态占全量的比例较高,明显高于各组的旱田土壤。在停灌多年的各组中,Cd 全量含量随停灌时间的增加由 0.93 mg·kg⁻¹ 增至 1.57 mg·kg⁻¹,而可交换态 Cd 占全量的 7.82%~13.95%,并未随总量的增加而明显变化。而残渣态含量在各组旱田土壤中占全量 Cd 含量的比例较高,为 63.49%~83.47%,在水田中残渣态占全量的 25.57%,占比相对

较低,各旱田耕作的土壤中残渣态 Cd 明显高于水田,停灌后土壤 Cd 更易固定在土壤 0~20 cm,向下层迁移的能力降低。

可交换态 Cd 在水田环境下含量比例较高,而停灌后可交换态含量明显降低。研究表明,淹水条件下易导致土壤 pH、CEC 值、水溶性有机质等发生变化从而导致可交换态 Cd 含量的增加^[5]。停灌后,残留在 0~20 cm 土层的 Cd 部分转化为残渣态等其他不易溶解的形态被固定在土壤表层,多年耕作导致在 0~20 cm 土层 Cd 含量累积的现象愈发明显。

作物茎叶与籽粒中重金属 Cd 含量与土壤表层含量的相关性分析如表 5 所示,作物茎叶 Cd 与土壤表层可交换态 Cd 呈极显著正相关,作物籽粒与可交换态 Cd 具有显著的正相关,土壤中可交换态 Cd 是导致作物吸收利用的主要影响因素。残渣态的 Cd 与作物茎叶 Cd 含量呈显著负相关关系。

2.3.2 0~20 cm 土层 Pb 的形态分布及其对作物的影响

由表 6 可看出,Pb 在土壤 0~20 cm 的形态分布以不易迁移的铁锰氧化物结合态与残渣态为主。铁锰氧化物结合态含量在水田中占全量的 64.72%,各旱田土壤中占比为 27.82%~49.30%,停灌后该形态占比有所降低。而残渣态 Pb 在水田中占比普遍低于各组旱田,随停灌时间的增加略有上升的趋势。同时,Pb

表 4 不同耕地类型及停灌时间 0~20 cm 土层 Cd 化学形态含量及其占全量的百分比

Table 4 Content and proportion of Cd chemical forms under different tillage types and ages since irrigation stopping

停灌时间 Ages since irrigation stopping/a	可交换态 Exchangeable form		碳酸盐结合态 Carbonated form		铁锰氧化物结合态 Fe/Mn binding form		有机结合态 Organic form		残渣态 Residual form		Cd 全量 Total Cd/ mg·kg ⁻¹
	含量 Content/ mg·kg ⁻¹	占比 Ratio/%									
5~10	0.11±0.03b	11.32	0.17±0.21a	18.55	0.06±0.02a	6.54	0b	0.1	0.59±0.22b	63.49	0.93±0.06d
10~15	0.08±0.04b	7.82	0.06±0.01a	5.66	0.03±0.02a	2.98	0b	0.06	0.84±0.06b	83.47	1.00±0.02cd
15~20	0.17±0.07ab	13.95	0.03±0.00a	2.94	0.07±0.03a	5.69	0.09±0.00a	7.27	0.83±0.14b	70.15	1.19±0.10bc
20~25	0.17±0.03ab	10.83	0.09±0.06a	5.88	0.02±0.02a	1.57	0b	0.04	1.28±0.17a	81.68	1.57±0.25a
0	0.24±0.02a	37.33	0.18±0.14a	27.8	0.04±0.02a	5.62	0.02±0.04b	3.68	0.17±0.22c	25.57	0.65±0.19e
CK	0.15±0.12ab	10.98	0.04±0.02a	2.99	0.04±0.03a	2.93	0.01±0.01b	0.39	1.14±0.06a	82.70	1.37±0.13ab

表 5 作物茎叶、籽粒 Cd 含量与 0~20 cm 土层 Cd 化学形态的相关性(r)

Table 5 Correlation between Cd content in crop straw, seed and soil chemical forms of Cd at 0~20 cm level(r)

项目 Items	可交换态 Exchangeable form	碳酸盐结合态 Carbonated form	铁锰氧化物结合态 Fe/Mn binding form	有机结合态 Organic form	残渣态 Residual form	Cd 全量 Total Cd
作物茎叶 Crop straw	0.67**	0.17	0.14	0.24	-0.55*	0.43
作物籽粒 Seed	0.54*	0.17	-0.09	0.10	-0.07	0.05

注:* P<0.05,** P<0.01。下同。

Note:* P<0.05,** P<0.01. The same below.

的可交换态含量较低,旱田大致占全量的0.87%~4.18%,水田略高于各组旱田,占比9.03%。Pb在各类耕地中均以较稳定的形态存在于土壤0~20 cm中,迁移能力较弱。水田及早田土壤中Cd、Pb的比例均为可交换态Cd>可交换态Pb,进一步反映前述Cd迁移能力高于Pb的原因。

如表7所示,作物茎叶和籽粒中Pb含量与土壤表层可交换态Pb含量均呈显著正相关关系,影响Pb在作物组织中含量的主要形态为可交换态,土壤有效态Pb含量较低,在作物中富集能力弱。

3 结论

(1)受耕地利用方式及其利用时间的影响,土层间Cd含量差异显著,在停灌20~25年土壤中,表层Cd含量最高,水田中三土层Cd含量无明显差异。Pb未随耕地利用类型及停灌时间的不同在含量上产生明显差异。

(2)水田中Cd迁移率总体上略高于其他组旱田,与停灌15年以上样点的层次间迁移率差异显著,但多年耕作下Cd的迁移使20~40、40~60 cm两层含量仍较高;Pb未随耕地利用类型的不同表现明显差异,且不易迁移,主要存在于0~20 cm,对20~40、40~60 cm土壤影响较小。

(3)水田中Cd以可交换态、碳酸盐结合态等易迁

移的形态为主;各组旱田Cd以残渣态为主,迁移能力较低,易固定在0~20 cm土层。各类型耕地中Pb以铁锰氧化物结合态、残渣态为主,停灌后可交换态占总量的比例低于水田。

(4)作物中Cd、Pb在各停灌时间下并未表现出明显规律性变化。Cd在茎叶、籽粒中的含量分别为0.33~0.89、0.02~0.09 mg·kg⁻¹,Pb分别为1.51~2.32、0.47~0.62 mg·kg⁻¹,作物茎叶与籽粒中Cd的富集系数明显高于Pb。按照《饲料卫生标准》(GB 13078—2001),样品茎叶中Cd、Pb含量分别有39%、6%超标,秸秆饲料化时应予以适当考虑。

参考文献:

- [1] 庄国泰. 我国土壤污染现状与防控策略[J]. 中国科学院院刊, 2015, 30(4):477-483.
ZHUANG Guo-tai. Current situation of national soil pollution and strategies on prevention and control[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2015, 30(4):477-483.
- [2] 孙亚芳, 王祖伟, 孟伟庆, 等. 天津污灌区小麦和水稻重金属的含量及健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(4):679-685.
SUN Ya-fang, WANG Zu-wei, MENG Wei-qing, et al. Contents and health risk assessment of heavy metals in wheat and rice in Tianjin sewage irrigation area, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4):679-685.
- [3] 李名升, 连进军. 辽宁省污灌区土壤重金属污染特征与生态风险评估[J]. 中国生态农业学报, 2008(6):1517-1522.

表6 不同耕地类型及停灌时间0~20 cm土层Pb化学形态含量及其占全量的百分比

Table 6 Content and proportion of Pb chemical forms under different tillage types and ages since irrigation stopping

停灌时间 Ages since irrigation stopping/a	可交换态 Exchangeable form		碳酸盐结合态 Carbonated form		铁锰氧化物结合态 Fe/Mn binding form		有机结合态 Organic form		残渣态 Residual form		Pb 全量 Total Pb/ mg·kg ⁻¹
	含量 Content/ mg·kg ⁻¹	占比 Ratio/%									
5~10	0.23±0.03a	0.87	1.92±1.15b	7.29	11.48±3.26b	43.49	1.85±0.21ab	7.00	10.91±3.20ab	41.35	35.25±6.89a
10~15	0.71±0.72a	2.71	2.89±2.86ab	10.95	11.97±1.33ab	45.34	1.10±0.79b	4.18	9.72±3.59ab	36.83	26.41±2.48b
15~20	1.28±1.72a	3.80	2.62±2.28ab	7.80	9.34±0.99b	27.82	1.87±0.80ab	5.58	18.47±7.41a	55.01	22.07±10.60b
20~25	1.33±1.12a	3.77	6.53±2.31a	18.52	17.38±4.31a	49.30	2.68±1.33a	7.60	7.33±3.09bc	20.80	34.17±10.95a
0	1.99±0.74a	9.03	2.29±1.45ab	10.37	14.28±2.12ab	64.72	0.48±0.43b	2.17	3.03±2.12c	13.72	26.39±5.07b
CK	1.43±2.12a	4.18	3.70±2.62ab	10.83	13.52±4.27ab	39.56	2.91±0.63a	8.51	12.62±7.26ab	36.93	33.57±8.47a

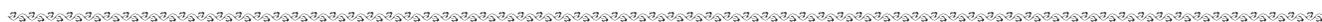
表7 作物茎叶、籽粒Pb含量与0~20 cm土层Pb化学形态的相关性(r)

Table 7 Correlation between Pb content in crop straw, seed and soil chemical forms of Pb at 0~20 cm level(r)

项目 Items	可交换态 Exchangeable form	碳酸盐结合态 Carbonated form	铁锰氧化物结合态 Fe/Mn binding form	有机结合态 Organic form	残渣态 Residual form	Pb 全量 Total Pb
作物茎叶 Crop straw	0.479*	-0.108	0.094	-0.192	-0.192	0.181
作物籽粒 Seed	0.514*	-0.141	0.05	0.076	-0.135	0.093

- LI Ming-sheng, TONG Lian-jun. Specificity and ecological risk of heavy metal pollution in Liaoning sewage irrigation district[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008(6): 1517-1522.
- [4] 王 新, 周启星, 贾永锋. Cd和Cu在草甸棕壤-植物系统中行为特性的研究[J]. 生态环境, 2005, 14(6): 838-842.
- WANG Xin, ZHOU Qi-xing, JIA Yong-feng. Behavior characteristics of Cd and Cu in meadow brown soil-plant system[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(6): 838-842.
- [5] 葛 滢, 李义纯, 周权锁, 等. 淹水还原作用下土壤镉的吸附与解吸特征的初步探讨[J]. 生态环境, 2006, 15(4): 730-734.
- GE Ying, LI Yi-chun, ZHOU Quan-suo, et al. Preliminary investigation on adsorption and desorption of Cd in soil with different reduction states[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(4): 730-734.
- [6] 钱 翌, 张 玮, 冉德超. 青岛城市土壤重金属的形态分布及影响因素分析[J]. 环境化学, 2011, 30(3): 652-657.
- QIAN Yi, ZHANG Wei, RAN De-chao. The chemical speciation and influencing factors of heavy metals in Qingdao urban soils[J]. *Environmental Chemistry*, 2011, 30(3): 652-657.
- [7] 安 婧, 宫晓双, 陈宏伟, 等. 沈抚灌区农田土壤重金属污染时空变化特征及生态健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(1): 37-44.
- AN Jing, GONG Xiao-shuang, CHEN Hong-wei, et al. Temporal and spatial characteristics and health risk assessments of heavy metal pollution in soils of Shenfu irrigation area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(1): 37-44.
- [8] 陈晓东, 常文越, 冯晓斌, 等. 沈抚灌区土壤生态恢复途径初步研究[J]. 环境保护科学, 2002, 28(2): 277-278.
- CHEN Xiao-dong, CHANG Wen-yue, FENG Xiao-bin, et al. Primary study on the approach of farmland ecological resume in Shen-Fu irrigation area[J]. *Environmental Protection Science*, 2002, 28(2): 277-278.
- [9] 张大庚, 依艳丽, 郑西来. 沈抚污水灌区石油烃对土壤及水稻的影响[J]. 土壤通报, 2003, 34(4): 333-336.
- ZHANG Da-geng, YI Yan-li, ZHENG Xi-lai. Effect of petroleum groups on soil and rice in the Shen-Fu irrigation region[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2003, 34(4): 333-336.
- [10] 任瑞霞, 张 颖, 李 慧, 等. 石油污染土壤水改旱后污染物组份及微生物群落结构变化[J]. 应用生态学报, 2007, 18(5): 1107-1112.
- REN Rui-xia, ZHANG Ying, LI Hui, et al. Pollutant components and microbial community structure of oil-polluted soils after converted from paddy field to upland[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(5): 1107-1112.
- [11] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844-850.
- [12] 南忠仁, 李吉均. 干旱区耕作土壤中重金属镉铅镍剖面分布及行为研究——以白银市区灰钙土为例[J]. 干旱区研究, 2000(4): 39-45.
- NAN Zhong-ren, LI Ji-jun. Study on the distribution and behavior of selected metals (Cd, Ni, Pb) in cultivated soil profile in arid zone: Take Baiyin region as an example[J]. *Arid Zone Research*, 2000(4): 39-45.
- [13] 李亮亮, 张大庚, 依艳丽, 等. 葫芦岛市连山区·龙港区土壤重金属垂直分布与迁移特征[J]. 安徽农业科学, 2007(13): 3916-3918, 3978.
- LI Liang-liang, ZHANG Da-geng, YI Yan-li, et al. Vertical distribution and immigration character of heavy metals in soil in Lianshan District and Longgang Districts of Huludao City[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2007(13): 3916-3918, 3978.
- [14] 辽宁省环境保护局. 辽宁省环境质量报告书(2001—2005)[R]. 沈阳: 辽宁省环境保护局, 2001—2005.
- Liaoning Environment Protection Bureau. Liaoning environmental quality report (2001—2005) [R]. Shenyang: Liaoning Environment Protection Bureau, 2001—2005.
- [15] 吴学丽, 杨永亮, 汤奇峰, 等. 沈阳河水、地下水及沉积物中重金属的生态风险评估及来源辨析[J]. 生态学杂志, 2011, 30(3): 438-447.
- WU Xue-li, YANG Yong-liang, TANG Qi-feng, et al. Ecological risk assessment and source analysis of heavy metals in river waters, groundwater along river banks, and river sediments in Shenyang[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(3): 438-447.
- [16] 车 飞. 辽宁省沈抚污水灌区多介质重金属污染的人体健康风险评估[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2009.
- CHE Fei. Health risk assessment of heavy metals in multimedia environment in Shen-fu irrigation area in Liaoning Province[D]. Beijing: China Research Academy of Environmental Sciences, 2009.
- [17] 乔鹏炜, 周小勇, 杨 军, 等. 云南个旧锡矿区大屯盆地土壤重金属污染与生态风险评估[J]. 地质通报, 2014, 33(8): 1253-1259.
- QIAO Peng-wei, ZHOU Xiao-yong, YANG Jun, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of Datun basin in the Gejiu tin mining area, Yunnan Province[J]. *Geological Bulletin of China*, 2014, 33(8): 1253-1259.
- [18] 孙亚乔, 钱 会, 段 磊, 等. 土地利用方式对土壤重金属含量的影响分析(英文)[J]. 农业科学与技术, 2010, 11(1): 159-162.
- SUN Ya-qiao, QIAN Hui, DUAN Lei, et al. Effects of land use patterns on soil heavy metal contents[J]. *Agricultural Science & Technology*, 2010, 11(1): 159-162.
- [19] 凌乃规. 广西不同类型农田土壤重金属含量状况分析[J]. 农业环境与发展, 2010, 27(4): 91-94.
- LING Nai-gui. Analysis of heavy metal in different types of farmland soils in Guangxi[J]. *Agro-Environment & Development*, 2010, 27(4): 91-94.
- [20] 赵淑苹, 陈立新. 大庆地区不同土地利用类型土壤重金属分析及生态危害评价[J]. 水土保持学报, 2011, 25(5): 195-199.
- ZHAO Shu-ping, CHEN Li-xin. Soil heavy content analysis and ecological risk assessment of different landuse types in Daqing region[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(5): 195-199.
- [21] 杨 刚, 沈 飞, 钟贵江, 等. 西南山地铅锌矿区耕地土壤和谷类产品重金属含量及健康风险评估[J]. 环境科学学报, 2011, 31(9): 2014-2021.
- YANG Gang, SHEN Fei, ZHONG Gui-jiang, et al. Concentration and health risk of heavy metals in crops and soils in a zinc-lead mining ar-

- ea in southwest mountainous regions[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(9):2014-2021.
- [22] 邓超冰,李丽和,王双飞,等. 典型铅锌矿区水田土壤重金属污染特征[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11):2297-2301.
DENG Chao-bing, LI Li-he, WANG Shuang-fei, et al. Pollution characteristics of heavy metal in paddy soil near a typical Pb-Zn mining area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(11):2297-2301.
- [23] 咏梅,张漫,王圣伟,等. 山东省滨城区农田土壤重金属来源解析及评价[J]. 中国农业大学学报, 2014, 19(6):119-125.
YONG Mei, ZHANG Man, WANG Sheng-wei, et al. Farmland soil heavy metal source analysis and evaluation in Bincheng County of Shandong Province, China[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2014, 19(6):119-125.
- [24] 周艳,陈樯,邓绍坡,等. 西南某铅锌矿区农田土壤重金属空间主成分分析及生态风险评估[J]. 环境科学, 2018, 39(6):2884-2892.
ZHOU Yan, CHEN Qiang, DENG Shao-po, et al. Principal component analysis and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils around a Pb-Zn mine in southwest China[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(6):2884-2892.
- [25] 黄安香,杨守禄,杨定云,等. 竹笋地土壤剖面的铅和镉的积累迁移及潜在生态风险评估[J]. 土壤通报, 2018, 49(5):1225-1232.
HUANG An-xiang, YANG Shou-lu, YANG Ding-yun, et al. Accumulation and migration and ecological risk assessment of lead and cadmium in soil profile of bamboo shoots forest[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, 49(5):1225-1232.
- [26] 陈召亚,刘会玲,张新星,等. 不同种植年限温室土壤中铜、铅垂直分布特征[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1):321-325, 330.
CHEN Zhao-ya, LIU Hui-ling, ZHANG Xin-xing, et al. Vertical distribution of Cu and Pb in greenhouse soils with different growing years [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30(1):321-325, 330.
- [27] 张萌,毋燕妮,解静芳,等. 太原市污灌区土壤镉存在形态与生物可利用性研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35(10):3276-3283.
ZHANG Meng, WU Yan-ni, XIE Jing-fang, et al. Chemical speciation and bioavailability of cadmium in sewage-irrigated farm soils in Taiyuan[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(10):3276-3283.



欢迎订阅

2020年《农业资源与环境学报》

《农业资源与环境学报》(*Journal of Agricultural Resources and Environment*)是全国性学术类科技期刊,由农业农村部主管,农业农村部环境保护科研监测所和中国农业生态环境保护协会联合主办,是中文核心期刊、中国科技核心期刊、天津市优秀期刊。被Scopus、《国际农业与生物科学研究中心》(CABI)、《开放存取期刊目录》(DOAJ)、《史蒂芬斯数据库》(EBSCO)、《乌利希期刊指南(网络版)》(Ulrichsweb)等数据库收录。开设栏目:战略与管理、农业资源、农业生态与环境、农产品安全。

《农业资源与环境学报》为双月刊,逢单月10日出版,大16开,152页,每册定价30.00元,全年180.00元。国际标准连续出版物号ISSN 2095-6819,国内统一连续出版物号CN 12-1437/S。国内外公开发行,全国各地邮局均可订阅,国内邮发代号6-40,国外发行代号BM3272,也可直接与编辑部联系订阅。

地址:天津市南开区复康路31号(300191)

电话:022-23611102 传真:022-23674336

邮箱:caed@vip.163.com

网址:www.aed.org.cn