

祁迎春,王 建,黄 瑶,等. 延安市蔬菜大棚土壤重金属污染评价及影响因素[J]. 江苏农业科学,2019,47(6):249-253.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.06.053

# 延安市蔬菜大棚土壤重金属污染评价及影响因素

祁迎春,王 建,黄 瑶,陈 珂,张 旺,卢超超

(延安大学石油工程与环境工程学院,陕西延安 716000)

**摘要:**通过对陕西省延安市蔬菜基地大棚土壤中铬(Cr)、镉(Cd)、铅(Pb)、锰(Mn)、镍(Ni)5种重金属含量和土壤基本理化性质的测定,分析土壤重金属污染特征及影响因素,并采用单项污染指数法、内梅罗综合污染指数法、潜在生态危害指数法对土壤重金属污染进行评价。结果表明,土壤重金属 Cr、Pb、Ni 的含量均小于《土壤环境质量标准》的二级限值,单项污染指数均小1,属于清洁水平;Cd 含量在 0.11~1.08 mg/kg 之间,超标样品比率达 60%,单项污染指数为 1.03,达到轻度污染水平;重金属内梅罗综合污染指数平均值为 0.83,属于警戒线水平;5种重金属综合潜在生态风险指数均值为 214.05,处于中等潜在生态风险等级,Cd 对潜在生态风险的贡献率为 92.6%,是最主要的生态风险因子;相关性分析表明,土壤重金属污染与肥料的施用有关,Cd 含量与有机质含量、速效磷含量、全氮含量间呈极显著或显著正相关关系。

**关键词:**蔬菜大棚;土壤重金属;污染特征;影响因素

**中图分类号:** S155.4<sup>+</sup>1;X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)06-0249-05

土壤作为农业生产的重要基础,其质量的优劣直接影响着农作物安全和土壤环境的可持续发展<sup>[1]</sup>。随着我国农业结构的优化与调整,设施农业得到迅速发展。设施农业土壤常年处于高温、高湿的环境,加之化肥农药的大量使用及土地超强度的利用致使土壤理化性质发生改变,继而出现土壤酸化板结、盐渍化、养分失调、重金属累积、微生物区系改变等一系列问题,尤其是重金属污染问题日益突出。贺小琴等调查结果表明,丽水市水阁工业园区石牛大桥附近蔬菜基地铅(Pb)、镉(Cd)超标 10 倍<sup>[2]</sup>;楚纯洁等对河南省叶县等地的露天和设施蔬菜地土壤重金属分析得出,菜地土壤已受到不同程度的重金属污染<sup>[3]</sup>。李瞳等研究发现,不同棚龄土壤铬

(Cr)、Pb、砷(As)、汞(Hg)含量均随着种植年限的增加而提高,种植蔬菜 1~5 年,土壤 Cd、As、Hg 含量分别提高 143.5%、51.1%、60.2%<sup>[4]</sup>。可见,菜地土壤重金属超标问题已成为威胁人类食品安全的突出环境问题。不同区域、不同种植模式下土壤重金属污染特征、污染评价及影响因素和生态修复等成为学者们研究的热点<sup>[5-10]</sup>。目前,陕北地区土壤重金属污染方面的研究主要集中在矿区和农田,而对蔬菜大棚土壤重金属污染方面的研究很少。因此,为了解当地土地利用方式和管理模式下蔬菜大棚土壤重金属的污染特征,以陕西省延安市近郊典型的蔬菜生产基地为研究对象,分别测定土壤中 Cr、Cd、Pb、锰(Mn)、镍(Ni)5种重金属的含量,采用污染指数法对土壤重金属污染进行评价,并运用统计分析方法研究重金属污染的影响因素,揭示土壤重金属污染特征和土壤环境质量状况,为大棚蔬菜的安全生产和重金属污染修复提供必要的基础数据和理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 土壤样品的采集与处理

以陕西省延安市典型的 4 个蔬菜生产基地蔬菜大棚为采样地点,每个蔬菜基地分别选取具有代表性的大棚 5 个,每个

收稿日期:2018-06-11

基金项目:国家级大学生创新训练项目(编号:201710719015);陕西省延安市科技计划项目(编号:2018KN-06)。

作者简介:祁迎春(1983—),女,青海海东人,硕士,高级实验师,主要从事土壤污染与治理方面的研究。E-mail:qiyingchun@nwsuaf.edu.cn。

通信作者:王 建,博士,副教授,主要从事环境监测方面的研究。E-mail:wangjian595573@sohu.com。

[16] 张晓琳,熊立华,林 琳,等. 五种潜在蒸散发公式在汉江流域的应用[J]. 干旱区地理,2012,35(2):229-237.

[17] Lecina S, Martinez - Cob A, Perez P J, et al. Fixed versus variable bulk canopy resistance for reference evapotranspiration estimation using the Penman - Monteith equation under semiarid conditions [J]. Agricultural Water Management, 2003, 60(3):181-198.

[18] Irmak S, Allen R G, Whitty E B. Daily grass and alfalfa - reference evapotranspiration estimates and alfalfa - to - grass evapotranspiration ratios in Florida [J]. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 2003, 129(5):360-370.

[19] 刘晓英,林而达. 气候变化对华北地区主要作物需水量的影响

[J]. 水利学报, 2004(2):77-82, 87.

[20] 高 歌,陈德亮,任国玉,等. 1956—2000 年中国潜在蒸散量变化趋势[J]. 地理研究, 2006, 25(3):378-387.

[21] 霍再林,史海滨,陈亚新,等. 参考作物潜在蒸散量的人工神经网络模型研究[J]. 农业工程学报, 2004, 20(1):40-43.

[22] 尹鹤,吴绍洪,戴尔阜. 1971—2008 年我国潜在蒸散时空演变的归因[J]. 科学通报, 2010, 55(22):2226-2234.

[23] 徐 灵,侯小风. 基于区域生长的遥感影像河流提取[J]. 测绘与空间地理信息, 2015, 38(3):198-200.

[24] 付 晓,严 华,贺 新. 基于遥感图像的河流提取方法及应用研究[J]. 人民黄河, 2014, 36(3):10-12.

大棚采取 0~20 cm 土层土壤样品 3 个,就地混合成 1 个土壤样品,共 20 个样品,同时用全球定位系统(GPS)记录每个样点的具体坐标。采回的土样经自然风干后,拣出石块和植物

残体,研磨并全部通过 100 目尼龙筛保存供重金属含量的测定。采样点位置见表 1,土壤基本理化性状见表 2。

表 1 采样点位置

采样点	经纬度				
	1	2	3	4	5
1 号	36°44′9″N,109°23′26″E	36°44′49″N,109°23′29″E	36°37′5″N,109°27′29″E	36°44′19″N,109°23′28″E	36°44′22″N,109°23′26″E
2 号	36°37′5″N,109°27′39″E	36°38′2″N,109°18′19″E	36°37′5″N,109°27′33″E	36°38′2″N,109°18′19″E	36°38′22″N,109°18′31″E
3 号	36°25′57″N,109°4′8″E	36°26′4″N,109°4′7″E	36°27′19″N,109°4′36″E	36°26′3″N,109°4′20″E	36°26′9″N,109°4′23″E
4 号	36°14′52″N,109°21′25″E	36°14′52″N,109°21′25″E	36°14′49″N,109°21′26″E	36°14′49″N,109°21′23″E	36°14′49″N,109°21′26″E

表 2 土壤基本性状

采样点	pH 值	碱解氮含量 (mg/kg)	速效钾含量 (mg/kg)	有机质含量 (g/kg)	全氮含量 (g/kg)	速效磷含量 (mg/kg)
1 号	7.38~8.43	43.2~63.7	510.9~1 448.8	22.2~27.6	1.6~2.5	38.6~51.0
2 号	7.72~8.90	71.5~92.7	100.1~495.5	21.5~49.5	10.8~16.3	200.5~300.8
3 号	7.23~8.06	57.8~81.4	1 740.7~3 573.5	23.8~52.6	5.8~9.9	238.1~296.5
4 号	7.60~7.98	37.1~87.8	521.9~2 122.2	22.6~37.0	2.4~3.6	122.1~186.6

1.2 测定方法

土壤 pH 值采用玻璃电极法,水土体积比为 2.5:1;土壤有机质含量采用总有机碳分析仪测定;碱解氮含量采用碱解扩散法测定;速效钾含量采用醋酸铵-火焰光度计法测定;速效磷含量采用碳酸氢钠-钼锑抗比色法测定;全氮含量采用凯氏定氮法测定;重金属全量采用盐酸-氢氟酸-硝酸-高氯酸体系消解原子吸收分光光度法测定。

1.3 评价标准与方法

1.3.1 评价标准 以陕西省土壤背景值和 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的二级标准值为依据进行评价,具体标准见表 3。

表 3 土壤环境质量标准限值

质量标准限值(mg/kg)				
重金属	一级	二级		
		pH 值 <6.5	pH 值: 6.5~7.5	pH 值 >7.5
Cr	90.0	150.0	200.0	250.0
Cd	0.2	0.3	0.3	0.6
Pb	35.0	250.0	300.0	350.0
Ni	40.0	40.0	50.0	60.0
Mn				531.0

1.3.2 评价方法

1.3.2.1 单项污染指数法<sup>[11]</sup> 单项污染指数可以清楚地反映土壤中各重金属元素的污染情况,其计算见公式(1):

$$P_i = C_i / S_i \tag{1}$$

式中: $P_i$  为元素  $i$  的单项污染指数; $C_i$  为元素  $i$  在土壤中的实测值(mg/kg); $S_i$  为污染物的标准值(mg/kg)。单项污染指数评价标准见表 4。

1.3.2.2 内梅罗综合污染指数法<sup>[11]</sup> 内梅罗综合污染指数计算见公式(2):

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{P_{\text{平}}^2 + P_{\text{max}}^2}{2}} \tag{2}$$

表 4 单项污染指数评价标准

等级划分	污染指数 $P_i$ 范围	污染程度
1	<1	未污染
2	1~<2	轻污染
3	2~<3	中污染
4	$\geq 3$	重污染

式中: $P_{\text{综}}$  为样品重金属元素的内梅罗综合污染指数; $P_{\text{max}}$  为样品重金属元素单项污染指数中的最大值; $P_{\text{平}}$  为样品重金属元素单项污染指数的平均值。内梅罗综合污染指数评价见表 5。

表 5 内梅罗综合污染指数评价标准

等级划分	污染指数 $P_{\text{综}}$ 范围	污染程度
1	$\leq 0.7$	安全
2	$> 0.7 \sim 1$	警戒线
3	$> 1 \sim 2$	轻污染
4	$> 2 \sim 3$	中污染
5	$> 3$	重污染

1.3.2.3 潜在生态风险评价法 采用 Hakanson 潜在生态风险评价法进行评价,土壤综合潜在生态危害指数( $RI$ )、重金属毒性响应系数以及生态风险的评价指标与分级参考文献[12],计算见公式(3):

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i C_f^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \frac{C_{\text{表层}}^i}{C_n^i} \tag{3}$$

式中: $E_r^i$  为土壤中第  $i$  种重金属的潜在生态危害系数, $E_r^i = T_r^i C_f^i$ ;  $T_r^i$  为第  $i$  种重金属元素毒性响应系数; $C_f^i$  为第  $i$  种重金属元素的污染系数; $C_{\text{表层}}^i$  为土壤重金属元素浓度实测值; $C_n^i$  为参比值,一般采用土壤背景值。重金属潜在生态风险评价指标与分级见表 6。

2 结果与分析

2.1 不同蔬菜大棚土壤重金属含量

不同蔬菜基地土壤重金属含量见表 7,4 个蔬菜基地土壤 Pb、Cr、Ni 含量均没有超过《土壤环境质量标准》的二级限值,

表 6 重金属潜在生态风险评价指标与分级

$E_r^i$ 单一金属生态 风险程度		$RI$ 多种金属生态 风险程度	
$E_r^i < 40$	轻微	$RI < 150$	轻微
$40 \leq E_r^i < 80$	中等	$150 \leq RI < 300$	中等
$80 \leq E_r^i < 160$	较强	$300 \leq RI < 600$	较强
$160 \leq E_r^i < 320$	很强	$600 \leq RI < 1\ 200$	很强
$E_r^i \geq 320$	极强	$RI \geq 1\ 200$	极强

从陕西省土壤背景值来看,部分采样点的值高于陕西省土壤背景值,说明部分区域土壤受到了 Pb、Cr、Ni 和 Mn 污染。土壤 Cd 含量在 0.11 ~ 1.08 mg/kg 之间,都超出了陕西省土壤背景值,且部分采样点 Cd 含量超过《土壤环境质量标准》的二级限值,超标样品比例达到 60%。

不同蔬菜基地土壤重金属含量表现为 2 号基地土壤 Cd 污染最严重,其值在 0.6 ~ 1.08 mg/kg 之间,超标率达 100%,是国家标准限值的 1.0 ~ 1.8 倍;其次是 3 号、4 号基地,Cd 含

表 7 不同蔬菜基地土壤重金属统计特征值

采样点	重金属	重金属含量 (mg/kg)				陕西省背景值	国家二级标准值	超标率 (%)	超标倍数
		最大值	最小值	平均值	标准差				
1 号	Cd	0.46	0.23	0.36	0.07	0.094	0.6	0	0.38 ~ 0.77
	Pb	22.40	16.49	19.68	1.98	21.400	50.0	0	0
	Cr	66.82	50.96	59.76	6.50	62.500	250.0	0	0
	Ni	39.75	8.99	34.16	3.67	24.900	100.0	0	0
	Mn	609.61	534.94	569.72	29.64	531.000			
2 号	Cd	1.08	0.60	0.83	0.20	0.094	0.6	100	1.00 ~ 1.80
	Pb	45.70	31.71	40.49	4.94	21.400	50.0	0	0
	Cr	75.88	43.04	55.46	12.54	62.500	250.0	0	0
	Ni	34.14	18.71	28.23	6.09	24.900	100.0	0	0
	Mn	830.98	717.45	785.53	44.08	531.000			
3 号	Cd	0.99	0.11	0.65	0.36	0.094	0.6	80	0.18 ~ 1.65
	Pb	47.15	26.01	37.06	8.88	21.400	50.0	0	0
	Cr	47.81	36.06	43.62	3.98	62.500	250.0	0	0
	Ni	35.35	17.62	25.13	6.84	24.900	100.0	0	0
	Mn	766.16	623.22	692.64	59.27	531.000			
4 号	Cd	0.96	0.28	0.64	0.23	0.094	0.6	60	0.47 ~ 1.60
	Pb	48.37	28.61	42.70	7.36	21.400	50.0	0	0
	Cr	89.90	39.55	52.65	18.75	62.500	250.0	0	0
	Ni	58.55	8.42	24.84	17.90	24.900	100.0	0	0
	Mn	704.25	534.56	631.56	60.60	531.000			

量分别在 0.11 ~ 0.99 mg/kg 和 0.28 ~ 0.96 mg/kg 之间,超标样品比率为 80% 和 60%;只有 1 号基地 Cd 含量均未超过国家标准的限值。研究表明,蔬菜对 Cd 的富集系数最大,最容易吸收土壤中的 Cd 并富集在其体内<sup>[13]</sup>,因此,蔬菜地土壤重金属 Cd 污染应该引起极大的关注。

2.2 不同蔬菜基地土壤重金属单因子污染指数和内梅罗综合污染指数评价

重金属单项污染指数和内梅罗综合污染指数见表 8,从表 8 可以看出,蔬菜基地土壤 Cr、Pb、Ni 的单项污染指数均小于 1,尚处于清洁水平,而 Cd 单项污染指数在 0.18 ~ 1.69,平

表 8 蔬菜基地土壤重金属单项污染指数和内梅罗综合污染指数

采样点	项目	内梅罗单项污染指数					内梅罗 综合污染指数
		Cd	Pb	Cr	Ni	Mn	
1 号	最大值	0.77A	0.06A	0.27A	0.66A	—	0.63A
	最小值	0.39A	0.05A	0.2A	0.50A	—	0.46A
	平均值	0.60A	0.06A	0.24A	0.57A	—	0.52A
2 号	最大值	1.69B	0.13A	0.30A	0.57A	—	1.35B
	最小值	1.01B	0.09A	0.17A	0.31A	—	0.78A +
	平均值	1.39B	0.12A	0.22A	0.47A	—	1.06B
3 号	最大值	1.64B	0.13A	0.19A	0.59A	—	1.23B
	最小值	0.18A	0.07A	0.14A	0.29A	—	0.24A
	平均值	1.08B	0.11A	0.17A	0.42A	—	0.84A +
4 号	最大值	1.60B	0.14A	0.36A	0.98A	—	1.19B
	最小值	0.47A	0.08A	0.16A	0.14A	—	0.73A +
	平均值	1.07B	0.12A	0.21A	0.41A	—	0.89A +
平均值		1.03B	0.10A	0.21A	0.47A	—	0.83A +

注:A 表示未污染;A + 表示警戒线;B 表示轻度污染;C 表示中度污染;D 表示重度污染。

均值为 1.03,达到轻度污染水平,根据表 4 单项污染指数评价标准,未污染的点占有所有采样点的 45%,轻度污染点占有所有采样点的 55%,且主要集中在 2 号、3 号和 4 号基地。

内梅罗综合污染指数能够反映重金属共同作用对土壤的污染程度,1 号基地土壤内梅罗综合污染指数均小于 1,土壤处于安全等级;2 号、3 号、4 号基地部分采样点土壤内梅罗综合污染指数大于 1。总体来看,研究区蔬菜基地土壤平均内梅罗综合污染指数为 0.83,处于警戒线水平。其中,30%的采样点土壤综合污染指数小于 0.7,处于安全等级;35%的采样点土壤内梅罗综合污染指数在 0.7~1.0 之间,处于警戒级水平;35%的采样点土壤其值在 1.0~2.0 之间,处于轻度污染水平,不存在中度污染水平土壤和重度污染水平土壤。

2.3 不同蔬菜基地土壤重金属潜在生态风险评价

以陕西省土壤背景值作为参比值,分别计算单一重金属潜在生态风险指数和综合潜在生态风险指数,分析结果见图 1、图 2。从图 1 可以看出,5 种重金属的平均潜在生态风险指数由强到弱依次为 Cd>Pb>Ni>Cr>Mn,Cd 潜在生态风险指数为 198.10,对潜在生态风险的贡献率为 92.6%,是最主要的生态风险因子;Pb、Ni、Cr 和 Mn 的潜在生态风险指数均小于 40,处于轻微的潜在风险水平。从图 2 可以看出,1 号基地土壤综合潜在风险指数最低,平均值为 128.57,处于轻微潜在风险水平;2 号基地土壤综合潜在风险指数最高,平均值为 283.06,处于中等及较强潜在风险水平;3 号、4 号基地土壤综合潜在风险指数平均值分别为 222.43、222.14,除个别采样点外,土壤基本上都处于中等潜在风险水平。重金属综合潜在生态风险指数在 48.40~359.04 之间,平均值为 214.05,处于中等潜在生态风险等级。

对研究区土壤潜在的生态风险进行分级评价,结果见表 9:从单一重金属潜在的风险等级来看,Cd 的生态风险等级最

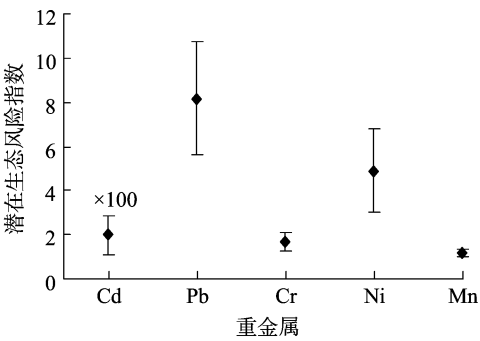


图1 土壤单一重金属潜在生态风险指数

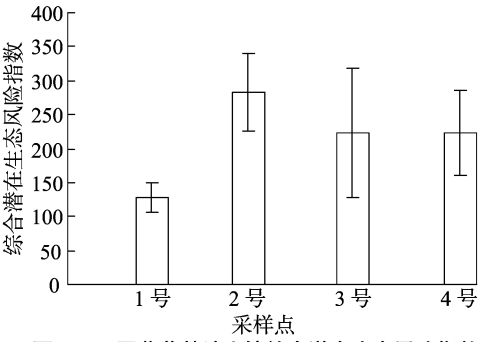


图2 不同蔬菜基地土壤综合潜在生态风险指数

高,90%采样点处于较强及以上潜在风险等级,55%采样点处于很强潜在风险等级,5%采样点处于极强潜在风险等级。Pb、Ni、Cr、Mn均处于轻度潜在风险等级。从重金属综合潜在风险等级来看,75%采样点属于中等及以下综合潜在生态风险等级,25%采样点属于较强的综合潜在生态风险等级,表明研究区土壤Cd污染存在较强的潜在生态风险。

表 9 研究区土壤生态风险分级评价

项目	风险分级	单项生态风险指数					综合风险指数
		Cd	Pb	Cr	Ni	Mn	
样点数(个)	轻度	1	20	20	20	20	3
	中度	1	0	0	0	0	12
	较强	6	0	0	0	0	5
	很强	11	0	0	0	0	0
	极强	1	0	0	0	0	0
风险概率(%)	轻度	5	100	100	100	100	15
	中度	5	0	0	0	0	60
	较强	30	0	0	0	0	25
	很强	55	0	0	0	0	0
	极强	5	0	0	0	0	0

2.4 不同蔬菜基地土壤重金属含量与土壤理化性质间相关分析

土壤中重金属含量的高低与土壤理化性质间具有一定的相关性,从表 10 可以看出,Cd 含量与有机质含量、速效磷含量、全氮含量间呈极显著或显著正相关关系,相关系数分别为 0.694、0.557、0.501;Pb 含量与速效磷含量间呈极显著正相关,相关系数为 0.546;Cr 与速效钾含量间呈显著负相关;Mn 含量与速效磷含量和全氮含量间呈极显著正相关,其他重金属与土壤理化性质间相关关系不明显。说明重金属含量与有

机质、氮、磷含量间存在极显著相关关系。表明有机肥使用能使重金属在土壤中富集<sup>[14]</sup>;段永蕙等研究发现,长期大量施用肥料和农药是菜地重金属元素含量偏高的主要原因之一<sup>[15]</sup>;史静等研究发现,不同来源的化肥、有机肥及农药的施用对土壤中重金属的影响不容忽视<sup>[16]</sup>。可见土壤肥料施用对重金属累计具有一定的影响,他们之间的关系除了与肥料的性质有关外,还与土壤性质和种植蔬菜种类有关,相关关系还需进一步研究阐明。

表 10 设施菜地土壤重金属含量与土壤理化性状间的相关关系

重金属种类	相关系数					
	pH 值	速效钾含量	有机质含量	速效磷含量	碱解氮含量	全氮含量
Cd	-0.007	-0.252	0.694 **	0.557 **	0.327	0.501 *
Pb	0.045	0.061	0.367	0.546 **	0.088	0.331
Cr	0.240	-0.424 *	-0.048	-0.303	0.309	-0.086
Ni	-0.028	-0.152	-0.346	-0.262	0.340	-0.050
Mn	0.261	-0.080	0.301	0.755 **	0.651	0.729 **

注: \* 表示在 0.05 水平上显著相关; \*\* 表示在 0.01 水平上显著相关。

3 结论与讨论

本研究结果表明,蔬菜基地土壤中 Cr、Pb、Ni、Mn 含量均低于《土壤环境质量标准》的二级限值,单项污染指数均小于 1,潜在生态风险系数均小于 40,处于清洁水平和轻微的潜在生态风险,而 Cd 含量在 0.11 ~ 1.08 mg/kg 之间,超标样品比例达到 60%,单项污染指数和潜在生态风险指数分别为 1.03 和 198.10,达到轻度污染水平,具有很强的潜在生态风险;重金属综合潜在生态风险指数平均值为 214.05,处于中等潜在生态风险等级,其中 Cd 对潜在生态风险的贡献率为 92.6%,是最主要的生态风险因子。相关研究表明,磷肥中 Cd 含量普遍较高,随着磷肥和复合肥的大量施用,土壤 Cd 含量都有所增加<sup>[17]</sup>;茹淑华等研究指出,Cu、Cd 一般来源于施入农田的含铜和镉的农业化学物质和大气沉降<sup>[18-19]</sup>。研究区土壤为设施农业,大气沉降带来的污染相对较小,另外,根据试验区土壤理化性状可以看出,研究区土壤氮(N)、磷(P)、钾(K)的含量普遍偏高,因此,造成研究区 Cd 污染严重的主要原因可能与化肥的过量使用有关。

相关性分析结果表明,Cd 与有机质含量、速效磷含量和全氮含量,Pb 与速效磷含量,Mn 与速效磷含量、全氮含量间呈极显著或显著正相关,关共凑等在对佛山市郊菜地土壤重金属污染研究中发现土壤有机质含量与重金属含量呈中等正相关关系<sup>[20]</sup>,这与本研究得出的结果一致。但是,王岩等研究发现,土壤中重金属元素含量与土壤有机质含量并无固定的相关性<sup>[21]</sup>;段惠惠等研究发现,有机质含量、pH 值和速效磷含量对蔬菜地重金属的影响较大,而速效氮、速效钾的影响均较小<sup>[15]</sup>。可以看出,土壤重金属含量与土壤理化性状间的关系比较复杂,加上采集的土壤样品有限,很难准确反映出它们之间的关系。此外,土壤中重金属污染的来源多且复杂,重金属含量的高低受到土壤 pH 值、土壤质地、活性有机质、土壤肥力等多种因素共同作用的影响,因此,对于土壤重金属含量与土壤理化性状之间的相关关系还需要进一步研究。

参考文献:

[1]余小芬,陈 军,彭荣珍,等. 滇中农用地土壤重金属影响因素研究[J]. 西南农业学报,2012,25(5):645-650.  
[2]贺小琴,张永清. 离石区蔬菜大棚土壤重金属污染现状评价[J]. 北方园艺,2014(4):155-159.  
[3]楚纯洁,王章涵,周金凤,等. 设施菜地和露天菜地的土壤重金属含量及累积特征[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2013,41(4):125-132.  
[4]李 瞳,吴 荣,李 杰,等. 不同使用年限大棚土壤重金属污染

评价[J]. 河南农业科学,2016,45(12):62-66.  
[5]姚荣江,杨劲松,谢文萍,等. 江苏沿海某设施农区土壤重金属累积特点及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报,2016,35(8):1498-1506.  
[6]茹淑华,耿 暖,张国印,等. 河北省典型蔬菜产区土壤和蔬菜中重金属累积特征研究[J]. 生态环境学报,2016,25(8):1407-1411.  
[7]Yang L Q, Huang B, Hu W Y, et al. The impact of greenhouse vegetable farming duration and soil types on phytoavailability of heavy metals and their health risk in eastern China[J]. Chemosphere, 2014,103:121-130.  
[8]Kim R Y, Yoon J K, Kim T S, et al. Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation: a critical review[J]. Environmental Geochemistry & Health, 2015, 37(6):1041-1061.  
[9]韦绪好,孙庆业,程建华,等. 焦岗湖流域农田土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(12):2304-2311.  
[10]麻冰涓,高彩玲,王海邻,等. 武陟县农田土壤重金属污染评价[J]. 河南农业科学,2015,44(3):71-76.  
[11]杨胜香,袁志忠,李朝阳,等. 湘西花垣矿区土壤重金属污染及其生物有效性[J]. 环境科学,2012,33(5):1718-1724.  
[12]海米提·依米提,祖皮艳木·买买提,李建涛,等. 焉耆盆地土壤重金属的污染及潜在生态风险评价[J]. 中国环境科学, 2014,34(6):1523-1530.  
[13]Liu H Y, Probst A, Liao B H. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China)[J]. Science of the Total Environment, 2005, 339(1/2/3):153-166.  
[14]陈红金,孙万春,林 辉,等. 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.  
[15]段惠惠,史 静,张乃明,等. 设施土壤重金属污染物累积的影响因素分析[J]. 土壤,2008,40(3):469-473.  
[16]史 静,张乃明. 云南设施土壤重金属分布特征及污染评价[J]. 云南农业大学学报,2010,25(6):862-867.  
[17]刘世亮,刘忠珍,介晓磊,等. 施磷肥对 Cd 污染土壤中油麦菜生长及吸收重金属的影响[J]. 河南农业大学学报,2005,39(1):30-34.  
[18]茹淑华,苏德纯,王激清. 土壤镉污染特征及污染土壤的植物修复技术机理[J]. 中国生态农业学报,2006,14(4):29-33.  
[19]程 杰,高压军. 镉毒害对小麦生理生态效应的研究进展[J]. 水土保持研究,2006,13(6):218-221,227.  
[20]关共凑,魏兴琥,陈楠纬. 佛山市郊菜地土壤理化性质与重金属含量及其相关性[J]. 环境科学与管理,2013,38(2):78-82.  
[21]王 岩,王 楠,周洁玮,等. 河北曹妃甸不同类型农田土壤重金属含量、分布及其相关性研究[J]. 河南农业科学,2016,45(7):61-66.