第 13 卷第 4 期
2005 年 10 月

中国生态农业学报
Chinese Journal of Eco-Agriculture

Vol. 13 No. 4
Oct., 2005

重庆市蔬菜地土壤重金属特征研究*

李其林 刘光德
(重庆市农业环境保护监测站 重庆 400020)
黄 昀 魏朝富
(重庆市农产品质量安全中心 重庆 400020) (西南农业大学 重庆 400716)

摘 要 研究结果表明重庆市蔬菜地 0～20cm 和 20～40cm 土层土壤重金属 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Pb 含量无显著差异,Cd、Hg 含量差异显著。不同土壤类型平均重金属含量和变异系数差异均较小。城郊区、工矿区和一般农区重金属 Ni、Cu、Zn、As、Pb 含量及阳离子代换量无显著差异。不同土壤类型和不同区域重金属间均具较强相关性,重金属 Cu、Ni、Cr 间具有较强伴生关系。重庆市蔬菜地土壤重金属 Cd 污染较重。

关键词 蔬菜地 土壤 重金属 特征

Research on heavy metal's characteristics in the soil of vegetable farms in Chongqing City. LI Qi-Lin, LIU Guang-De (Chongqing Monitoring Station of Agricultural Environmental Protection, Chongqing 400020, China), HUANG Yun (Chongqing Agri-food Quality and Safety Center, Chongqing 400020, China), WEI Chao-Fu (Southwest Agricultural University, Chongqing 400716, China), *CJEA*, 2004, 13(4): 142～146

Abstract The contents of heavy metals of Cr, Ni, Cu, Zn, As and Pb in 0～20cm and 20～40cm layers in soils have no obvious differences in the vegetable farms, and the contents of Cd and Hg have obvious differences. The differences of average contents and the variable coefficient of the heavy metals in different types of soil are smaller. The contents of heavy metals of Ni, Cu, Zn, As and Pb and the cation exchange capacity in the outskirts of a town and the areas of the factories and mines and the general countryside have no remarkable differences. The heavy metals in different types of soil and different regions have more coherency, and the Cu, Ni and Cr of heavy metals have more associated relation. The pollution of Cd of vegetable farm is bigger in Chongqing.

Key words Vegetable farm, Soil, Heavy metals, Characteristic
(Received Sept. 5, 2004; revised Oct. 19, 2004)

1 研究区域概况与研究方法

重庆市蔬菜地遍布全市各区县,20 世纪 50 年代以前主要集中分布在长江、嘉陵江沿岸的河谷冲积台地,60年代在城郊区建立蔬菜生产基地,80～90年代中期陆续向近郊和远郊区发展,蔬菜生产布局呈城郊区、近郊区、远郊区平面布局和山区、丘陵、平坝立体布局。目前全市蔬菜地面积 12 万 hm^2,灌溉水源主要由江河、溪流和塘库组成,土壤类型有紫色土、黄壤和黄棕壤等,土壤质地以沙壤土为主。重庆市蔬菜生产可划分为污染区和非污染区。污染区指城郊区和典型工矿区,包括江北区、南岸区、大渡口区、九龙坡区、沙坪坝区、渝北区、巴南区和长寿区,污染类型主要为大气污染型;非污染区指同主城区相对较远的一般农区,包括北碚区、大足县、璧山县、永川市、江津市、铜梁县、合川市、潼南县、荣昌县、万盛区、万州区和涪陵区。试验土壤采样布点共 385 个(污染区 235 个,非污染区 150 个),采集土壤混合样(每混合样由 10 个

表 1 土壤环境质量二级标准

Tab. 1 The nation two grades environment quality standard of soil

pH	含量/mg·kg^{-1} Content							
	Hg	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
<6.5	≤0.30	≤40	≤250	≤0.30	≤150	≤50	≤200	≤40
6.5～7.5	≤0.50	≤30	≤300	≤0.30	≤200	≤100	≤250	≤50
>7.5	≤1.00	≤25	≤350	≤0.60	≤250	≤100	≤300	≤60

* 全国 4 个直辖市菜地环境同步监测项目资助
收稿日期:2004-09-05 改回日期:2004-10-19

分样品组成,每分样品现场采集 0～20cm 表层土壤 1kg 左右,用四分法混合均匀)并采集 30 个 20～40cm 土层土壤混合样。土壤样品在实验室经自然风干,磨细过筛后装瓶备测。用原子吸收分光光度法测其 Cr、Ni、Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量,以原子荧光光度法测其 As 和 Hg 含量,用蒸馏滴定法测其阳离子代换量,以玻璃电极法测其 pH[1]。用平均值、标准差、变异系数和超标率(%)(超标率 = 超标样本数/样本总数 × 100%)等指标进行统计计算,以 SPSS10.0 软件统计分析,用 GB 15618-1995《国家土壤环境质量二级标准》为评价标准(见表 1)。

2　结果与分析

2.1　不同土壤类型与采样深度土壤重金属特征

重庆市蔬菜地 0～20cm 土层土壤重金属平均含量 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb 分别为 54.765 mg/kg、37.033mg/kg、18.753mg/kg、75.757mg/kg、6.389mg/kg、0.244mg/kg、0.136mg/kg 和 31.496 mg/kg,20～40cm 土层土壤重金属含量分别为 50.605mg/kg、37.648mg/kg、20.603mg/kg、77.460 mg/kg、6.138mg/kg、0.281mg/kg、0.0257mg/kg 和 29.840mg/kg。T 检验结果表明土壤重金属 Cr、Ni、Cu、Zn、As 和 Pb 含量 2 土层间无显著差异,Cd 和 Hg 含量存在显著差异。表明重金属 Cd 主要分布在 20～40cm 土层,而 Hg 主要分布在 0～20cm 土层,Hg 在土壤中有明显的表土富集现象[6]。据潘佑民等[2]研究土壤 Cd 含量随深度增加而呈逐渐减少趋势,本研究结果与此相反,说明重庆市蔬菜地土壤受长期频繁耕作的影响,重金属 Cd 有向下迁移趋势。由表 2 可知除紫色土 Hg 外,重庆市蔬菜地其他重金属在不同类型土壤平均含量和变异系数差异均较小。重金属 Cr、Ni、Cu 含量变异系数依次为黄棕壤 > 黄壤 > 紫色土,Zn 为黄壤 > 黄棕壤 > 紫色土,As 为黄棕壤 > 紫色土 > 黄壤,Cd、Hg 为紫色土 > 黄壤 > 黄棕壤,Pb 为黄壤 > 紫色土 > 黄棕壤。重金属 Cr、Ni、Hg 平均含量依次为黄棕壤 > 黄壤 > 紫色土,Cu、Zn、Pb 为黄壤 > 黄棕壤 > 紫色土,As 为黄壤 > 紫色土 > 黄棕壤,Cd 为紫色土 = 黄壤 > 黄棕壤。重金属除 Cd、As 外平均含量均表现为黄壤、黄棕壤 > 紫色土,其原因是紫色土粘性明显小于黄壤、黄棕壤。据周守明等[3]研究,重金属含量总趋势是随土壤物理性

表 2　不同土壤类型土壤重金属特征

Tab. 2　The characters of heavy metals of different type soils

土壤类型 Soil types	重金属元素 Heavy metal elements	样本数/个 Sample numbers	范围值/mg·kg^{-1} Range value	平均值/mg·kg^{-1} Average value	标准差 Standard different	变异系数/% Variable coefficient
黄棕壤	Cr	55	27.225～149.265	60.402	20.079	33.2
	Ni	55	13.390～79.092	37.244	12.913	34.7
	Cu	55	8.310～117.900	27.225	21.290	78.2
	Zn	55	39.480～151.400	81.213	21.928	27.0
	As	55	1.170～17.050	5.960	3.952	66.3
	Cd	55	0.100～0.446	0.256	0.094	36.7
	Hg	55	0.031～0.151	0.065	0.029	44.6
	Pb	55	23.528～57.128	37.438	9.296	24.8
紫色土	Cr	250	22.770～188.550	49.644	14.821	29.9
	Ni	250	11.877～84.201	31.879	8.889	27.9
	Cu	250	8.422～89.240	20.664	11.076	53.6
	Zn	250	44.640～242.800	79.664	20.761	26.1
	As	250	1.752～28.220	6.057	3.957	65.3
	Cd	250	0.115～2.429	0.296	0.176	59.5
	Hg	250	0.009～0.866	0.054	0.069	127.8
	Pb	250	17.528～104.792	36.060	10.115	28.1
黄　壤	Cr	80	26.880～163.350	54.149	17.587	32.5
	Ni	80	16.705～78.330	35.686	11.279	31.6
	Cu	80	7.375～99.120	27.608	17.286	62.6
	Zn	80	47.960～244.400	91.158	31.120	34.1
	As	80	1.580～26.400	9.492	6.099	64.3
	Cd	80	0.100～0.656	0.296	0.123	41.6
	Hg	80	0.004～0.225	0.055	0.043	78.2
	Pb	80	21.380～170.960	39.809	18.092	45.4

粘粒的增加而递增。由表3可知重庆市蔬菜地不同土壤类型重金属间均具有较强的相关性，相关性大小依次为黄壤＞黄棕壤＞紫色土，且黄壤、黄棕壤均为正相关，紫色土的Ni、Cd与Hg为负相关。紫色土Hg与其他重金属元素的相关性较差，其原因是紫色土粘性差，孔隙度大，Hg易释放到空气中所致。利用相关系数对不同土壤类型重金属聚类分析(见图1)表明，重金属Cu、Ni和Cr伴生关系较强。

表3 不同土壤类型重金属元素相关性

Tab. 3 The coherency analysis of heavy metals of different type soils

土壤类型 Soil types	重金属元素 Heavy metal elements	重金属元素 Heavy metal elements Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
黄棕壤	Cr	1.000							
	Ni	0.739**	1.000						
	Cu	0.603**	0.826**	1.000					
	Zn	0.579**	0.580**	0.411**	1.000				
	As	0.141	0.200	0.349**	0.173	1.000			
	Cd	0.505**	0.605**	0.659**	0.689**	0.570**	1.000		
	Hg	0.176	0.250	0.405**	0.168	0.258	0.451**	1.000	
	Pb	0.521**	0.430**	0.534**	0.584**	0.664**	0.703**	0.224	1.000
黄 壤	Cr	1.000							
	Ni	0.767**	1.000						
	Cu	0.780**	0.798**	1.000					
	Zn	0.634**	0.585**	0.712**	1.000				
	As	0.368**	0.336**	0.500**	0.341**	1.000			
	Cd	0.361**	0.506**	0.603**	0.585**	0.303**	1.000		
	Hg	0.537**	0.213	0.484**	0.448**	0.307**	0.246*	1.000	
	Pb	0.760**	0.481**	0.672**	0.628**	0.535**	0.409**	0.626**	1.000
紫色土	Cr	1.000							
	Ni	0.521**	1.000						
	Cu	0.445**	0.650**	1.000					
	Zn	0.436**	0.321**	0.219**	1.000				
	As	0.033	0.232**	0.415**	0.191**	1.000			
	Cd	0.189**	0.158*	0.185**	0.383**	0.145*	1.000		
	Hg	0.089	−0.040	0.057	0.048	0.055	−0.035	1.000	
	Pb	0.462**	0.144*	0.298**	0.462**	0.321**	0.317**	0.136*	1.000

* 相关性为0.05水平，** 相关性为0.01水平。

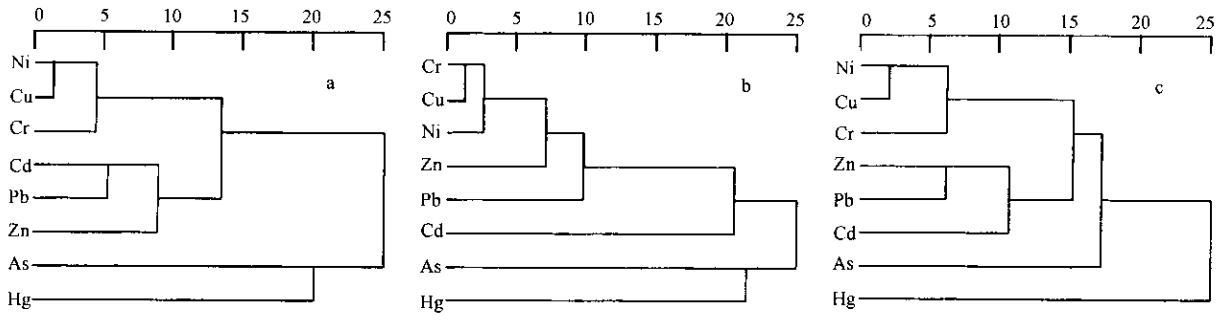

图1 黄棕壤(a)、黄壤(b)与紫色土(c)重金属聚类图

Fig. 1 The pictures of gather of heavy metals of brownish-yellow soil, yellow soil and purple soil

2.2 不同区域土壤重金属特征及质量特征

由表4可知重庆市蔬菜地重金属Cr、Ni、Cu、Zn、Hg和Pb平均含量污染区＞非污染区，As和Cd平均含量污染区＜非污染区。污染区和非污染区T检验结果显示重金属Cr、Cd和Hg的t值分别为6.043、−0.747和2.628，未落入95%信赖区间，存在显著差异；Ni、Cu、Zn、As和Pb的t值分别为1.972、2.185、0.321、−1.749

和 4.752,落入 95%信赖区间,无显著差异。除 Hg、Cr 和 Cd 外大部分重金属含量在不同区域无明显差异,说明重庆市蔬菜地土壤重金属受大气污染相对较轻。重金属 Hg 含量污染区>非污染区,这与大气污染有关。据王定勇等[4]研究,大气 Hg 污染对土壤 Hg 富集的贡献较大,具有显著相关性。重庆市蔬菜地不同区域土壤阳离子代换量统计结果表明,污染区和非污染区阳离子代换量范围值、平均值、标准差和变异系数分别为 6.50~29.29mg/kg、3.58~25.19mg/kg,16.00mg/kg、13.31mg/kg,4.96、5.56,31.0%和 41.8%,阳离子代换量平均值污染区>非污染区。T 检验结果显示阳离子代换量 t 值为 2.419,落入 95%信赖区间(0.018,2.687),无显著差异,说明重庆市蔬菜地土壤阳离子代换量受大气污染影响较小。据魏朝富等[5]研究,土壤阳离子代换量取决于土壤粘粒和有机质含量。由表 5 可知重庆市蔬菜地污染区与非污染区重金属间均具有较强的相关性,污染区均为正相关,非污染区既有正相关,也有负相关。非污染区重金属 Hg、Cd 与其他元素的相关性明显低于污染区,说明非污染区蔬菜地土壤类型主要以紫色土为主,这与实际调查情况相符。利用相关系数对污染区与非污染区土壤重金属的聚类分析见图 2,由图 2 可知重金属 Ni、Cu 和 Cr 具有较强的伴生关系。由表 6 可知重庆市蔬菜地土壤重金属 Cd、Hg 和 Pb 含量>背景

表 4　不同区域土壤重金属特征

Tab.4　The characters of heavy metals of soils in different areas

区　域 Regions	重金属元素 Heavy metal elements	样本数/个 Sample numbers	范围值/mg·kg^{-1} Range value	平均值/mg·kg^{-1} Average value	标准差 Standard different	变异系数/% Variable coefficient
污 染 区	Cr	235	27.225~188.550	56.038	18.500	33.0
	Ni	235	13.182~84.201	34.258	10.768	31.4
	Cu	235	8.310~117.900	24.343	16.326	67.1
	Zn	235	39.480~244.400	82.586	26.016	31.5
	As	235	1.170~28.220	6.424	4.593	71.5
	Cd	235	0.100~1.060	0.286	0.106	37.1
	Hg	235	0.011~0.326	0.062	0.042	67.7
	Pb	235	22.304~170.960	39.327	13.296	33.8
非污染区	Cr	150	22.770~78.870	45.974	10.737	23.4
	Ni	150	11.877~71.747	32.149	9.340	29.1
	Cu	150	7.375~65.800	21.009	11.376	54.1
	Zn	150	44.640~211.200	81.786	20.038	24.5
	As	150	1.580~26.400	7.278	4.799	65.9
	Cd	150	0.100~2.429	0.298	0.214	71.8
	Hg	150	0.004~0.866	0.046	0.079	171.7
	Pb	150	17.528~81.404	33.446	9.099	27.2

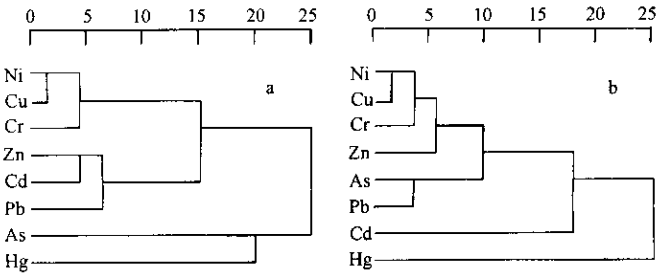

图 2　污染区(a)与非污染区(b)土壤重金属聚类图

Fig. 2　The pictures of gather of heavy metals of soils in pollution areas (a) and non-pollution areas (b)

表 5　不同区域土壤重金属相关性

Tab. 5　The coherency analysis of heavy metals of soils in different areas

区　域 Regions	重金属元素 Heavy metal elements	重金属元素 Heavy metal elements: Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
污 染 区	Cr	1.000							
	Ni	0.663**	1.000						
	Cu	0.587**	0.734**	1.000					
	Zn	0.569**	0.370**	0.394**	1.000				
	As	0.192**	0.239**	0.424**	0.261**	1.000			
	Cd	0.484**	0.359**	0.443**	0.576**	0.334**	1.000		
	Hg	0.269**	0.116	0.286**	0.228**	0.242**	0.095	1.000	
	Pb	0.521**	0.292**	0.467**	0.574**	0.448**	0.570**	0.327**	1.000
非污染区	Cr	1.000							
	Ni	0.646**	1.000						
	Cu	0.572**	0.773**	1.000					
	Zn	0.387**	0.640**	0.544**	1.000				
	As	0.221**	0.360**	0.533**	0.352**	1.000			
	Cd	0.019	0.184*	0.214**	0.367**	0.112	1.000		
	Hg	0.009	−0.054	0.034	0.048	0.033	−0.015	1.000	
	Pb	0.508**	0.302**	0.442**	0.524**	0.613**	0.217**	0.133	1.000

* 表示相关性为 0.05 水平,** 表示相关性为 0.01 水平。

值，Cr、Ni、Cu、Zn 和 As 含量同背景值接近，说明重庆市蔬菜地土壤重金属 Cd、Hg 和 Pb 累积较大。与国家土壤质量二级标准比较表明，重庆市蔬菜地超标重金属有 Cd、Hg、Cu、Cr、Zn 和 Ni，超标率分别为 19.0%、0.8%、1.8%、0.3%、0.3%和 7.0%，表明重庆市蔬菜地土壤重金属特别是重金属 Cd 污染较重。

表 6 重庆市蔬菜地土壤重金属含量与背景值比较

Tab. 6 The comparison between the contents of the heavy metals in Chongqing vegetable soils with the background values

项 目 Items	含量/mg·kg^{-1} Content							
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
平均值	52.117	33.436	23.044	82.274	6.757	0.291	0.056	37.036
背景值	48.55*	35.69*	21.96*	79.47*	6.76*	0.141**	0.037*	22.20*

* 为重庆土壤背景值；** 为川东紫色土背景值。

3 小 结

重庆市蔬菜地不同区域土壤阳离子代换量、重金属 Ni、Cu、Zn、As、Pb 和 Cd 含量均无明显差异，表明蔬菜地土壤重金属受大气污染相对较轻。不同土层土壤重金属 Cr、Ni、Cu、Zn、As 和 Pb 含量无显著差异，Cd 和 Hg 含量差异显著，说明蔬菜地土壤重金属 Cd 和 Hg 受人类活动影响较大。不同土壤类型土壤重金属含量差异较小，但仍存在一些差异，说明蔬菜地土壤重金属含量同土壤母质有较密切关系，受外界环境影响较小。不同区域和不同土壤类型蔬菜地土壤重金属间具较强协同关系，重金属 Ni、Cu 和 Cr 间具有较强伴生关系。重庆市蔬菜地土壤重金属 Cd 污染较重。

参 考 文 献

1 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京：中国农业科技出版社，2000. 474～489

2 潘佑民，杨国治. 湖南土壤背景值及研究方法. 北京：中国环境科学出版社，1988. 271

3 周守明，杨乔平，马桂先等. 河南土壤重金属含量与机械组成. 河南科学，1995，13(4)：355～359

4 王定勇，石孝洪，杨学春. 大气 Hg 在土壤中转化及其与土壤 Hg 富集的相关性. 重庆环境科学，1998，20(5)：22～25

5 魏朝富，高 明，车福才等. 二滩水电站移民安置区土壤肥力特征研究. 土壤学报，2000，37(4)：536～543

6 Temmerman E., *et al*. Sensitive determination of gaseous mercury in air by cold vapour atomic fluorescence spectrometry after analgamation. Anal-Chem-Acta, 1990, 236：371～376