

我国菜园土壤中某些重金属元素的含量与分布*

张 民 龚子同

(中国科学院南京土壤研究所, 210008)

摘 要

本文对我国各主要起源母土上发育的厚熟土、不同熟化程度的菜园土以及相对应的粮田土壤 37 个剖面中某些重金属元素的全量及有效态含量进行了研究, 结果表明: 菜园土壤随种菜历史的延长、熟化程度的增加, 重金属元素 Zn、Cu、Pb 的含量有明显增高的趋势。元素在剖面中的分布以表层含量最高, 向下递减。厚熟土由于具有较厚的熟化表层, 元素全量及有效态含量在 0—40cm 土层中均较高, 多在过渡层之下出现突然降低的转折; 中度和轻度熟化的菜园土中, 表层金属元素的含量低于厚熟土, 但高于粮田土壤, 剖面分布上多在表层之下则出现明显降低; 粮田土壤中各金属元素含量则无显著的剖面变化。相关分析表明: Zn、Pb、Cu 三种元素之间, 以及全量与有效态含量均与有机质含量呈极显著的正相关, 但与土壤的 pH 值和 CaCO_3 含量无相关性。与此含量之间均呈显著的正相关, 并与速效 P 含量有显著的正相关。Zn、Pb、Cu 的全量和有效态相反, 全量 Fe 及有效 Fe、Mn 含量均与 pH 值和 CaCO_3 呈极显著的负相关, 但与有机质含量则无相关性。因此, Fe、Mn 两元素的含量与菜园土的熟化程度无关, 而 Zn、Pb、Cu 三种元素则随菜园土的熟化显著增加, 是菜园土壤中最普遍的污染元素。

关键词 重金属元素, 土壤污染, 厚熟土, 菜园土壤

我国的菜园土主要分布在城市的近郊。由于种菜历史的不同, 土壤熟化过程的强度也就不同, 表现在熟化土层的厚度、有机质、速效磷及其它养分元素富集程度上的差异^[1, 7]。一般连续植菜在 30 年以上, 并且施用了较多的人畜粪尿和其它有机残体, 原母土的性质得到深刻的改变, 多发育成为厚熟土土类。连续种菜在 20—30 年的多为中度熟化的菜园土, 10—20 年的多为轻度熟化的菜园土, 在分类上仍归属于原母土的土类, 厚熟现象在亚类级别中划分^[10]。厚熟过程一方面使土壤的性质得到深刻的改变, 养分富集, 沿着人为定向培育的方向发展^[4, 10], 但另一方面, 由于城市生活垃圾的施用以及工业“三废”的排放, 尤其是长期引用工业废水灌溉, 或靠近工业废气、废渣排放的菜区, 土壤则受到不同程度的污染^[3, 5, 12]。

在各种污染物中, 重金属污染的范围广, 持续时间长, 又不易在生物物质循环和能量

* 本工作是中国科学院特别支持项目和国家自然科学基金重点资助项目“中国土壤系统分类研究”中的一部分。

来稿日期: 1994-03-25

交换中分解^[13],因而重金属的污染引起社会的特别关注。农田土壤中的重金属元素从生物化学特征上可分为两类,一类是对作物和人畜都是有害的,如 Cd、Pb、Hg 等,另一类是在常量下对作物和人体均为营养元素,而过量时出现危害,如: Cu、Zn、Mn、Cr 等^[15]。鉴于金属元素受土壤物理化学吸附,化学吸附及生物富集等各因素的作用,一旦超过土壤容量,则不易消除,从而促使各国将重金属污染和治理列为环境科学研究的重点^[14,15]。

菜园土壤靠近城市,是农田中接受污染物的种类和数量较多并较集中的土壤,因此了解菜园土中重金属的含量和分布状况尤为重要,本文所研究的主要目的是了解我国不同母土上发育的、不同种菜历史及熟化程度的菜园土壤中几种重金属元素的含量及其分布状况,阐明这些元素之间以及元素的分布与土壤熟化程度,土壤基本理化性状的关系,为预测和防治菜园土壤的重金属污染提供依据。

1 材料与方法

为了全面了解我国菜园土的发生发育、熟化退化及其污染状况,本研究中采集了包括我国菜园土主要起源的各母土类型。37 个土壤剖面分别采自长沙的红壤、南京的黄棕壤、泰安的棕壤、济南、北京的褐土、无锡苏州的水稻土,以及湘江、黄浦江、秦淮河、滦河、洋河、小清河、永定河冲积物潮土等母土上。为了比较不同植菜历史对土壤发生发育及污染状况的影响及差别,同时采集了各母土上发育的熟化程度不同的菜园土剖面,并采取了相应的粮田土壤剖面作为对照,以比较厚熟土与粮田土壤的本质差别。

土壤分析样品按发生层采取。风干后尽可能去除未分解的有机残体、煤渣、木炭等,以减少对有机质及微量元素含量测定的影响。土壤 pH 值采用 2.5:1 的水土比,电位法测定。CaCO₃ 含量用气量法测定。土壤有机质含量采用重铬酸钾硫酸加热氧化法测定,速效磷含量用 0.5mol/L NaHCO₃ 浸提(25℃ 振荡 30 分钟),钼锑抗比色法测定^[2,6]。

重金属元素的全量采用王水-高氯酸法消解,消化物用热的 1mol/L HCl 溶提转移于容量瓶中,冷却定容,原子吸收光谱法测定。金属元素的有效态含量采用 DTPA(二乙三胺五醋酸)-CaCl₂-TEA(三乙醇胺),pH7.3 浸提剂,振荡 2 小时,过滤,原子吸收光谱法测定^[2]。

2 结果与讨论

2.1 土壤中某些重金属元素的含量及剖面分布

2.1.1 表层土壤中重金属元素的含量状况 本文所研究的 37 个土壤剖面表层中 4 种重金属元素的全量分析结果列于表 1 中。可以看出,菜园土壤中重金属元素的平均含量明显地高于粮田土壤,并随土壤熟化程度的增高而增高。4 种元素中,以 Mn 的全量最高,但在不同熟化程度的菜园土之间以及菜园土与粮田土壤之间无显著的差异。表层土壤中 Zn 的含量随熟化程度的增高,增加最为显著,19 个厚熟土 Zn 的平均含量达 140.9μg/g,比 5 个粮田土壤中 Zn 的平均含量高 56.5μg/g。全量 Pb 和 Cu 的含量均比粮田土壤高出 1 倍以上。表 1 中对南京市紫金山乡蔬菜站所施用的上海垃圾处理场的垃圾的分析结果表明:垃圾中各重金属元素的含量均比土壤中的含量高几倍至几十倍。Zn 的含量高达 822.1μg/g, Cu 和 Pb 的含量分别为 218.2 和 203.4μg/g。因此,长

期施用城市垃圾是造成菜园土重金属污染的原因之一。

表 1 表层土壤中某些重金属元素的全量含量($\mu\text{g}/\text{g}$)

Table 1 Total elemental contents ($\mu\text{g}/\text{g}$) of some heavy metals in the surface horizon of soils

土壤 Soil	项目 Item	Cu	Zn	Mn	Pb
厚熟土($n=19$)	范围值	28.6-141.9	79.3-245.3	413.6-839.0	27.3-179.2
	平均值 \pm 标准差	53.6 \pm 26.3	140.9 \pm 52.1	538.0 \pm 99.1	68.7 \pm 36.2
中熟菜园土($n=7$)	范围值	24.7-71.7	72.4-202.9	352.9-667.6	31.4-122.0
	平均值 \pm 标准差	39.9 \pm 16.4	124.6 \pm 44.3	492.3 \pm 102.0	56.7 \pm 32.6
轻熟菜园土($n=6$)	范围值	20.8-44.1	56.4-170.2	381.7-787.4	27.2-83.2
	平均值 \pm 标准差	32.3 \pm 9.6	102.5 \pm 43.1	570.0 \pm 131.9	42.5 \pm 20.8
粮田土壤($n=5$)	范围值	15.4-37.3	46.5-164.8	396.0-576.6	22.2-53.4
	平均值 \pm 标准差	22.8 \pm 8.7	84.4 \pm 48.0	483.2 \pm 78.7	33.3 \pm 12.9
上海垃圾处理场垃圾		218.2	822.1	717.5	203.4

表层土壤中 6 种金属元素的有效态平均含量列于表 2 中。结果表明,各表层土壤中有效 Fe 和 Mn 的含量均较高,不同熟化程度的土壤中有有效 Fe 和 Mn 的含量并不因熟化程度而异。但表层土壤中有有效 Zn、Pb、Cu 的含量则随着土壤熟化程度的增高而明显地增高。各类型菜园土中的含量均显著地高于粮田土壤。

2.1.2 土壤中重金属元素含量的剖面分布 将 10 个厚熟土剖面不同发生层的重金属元素含量的统计结果列于表 3 中,可以看出,各种元素的全量含量均以表层土壤中为最高,向下递减。除元素 Mn 在不同层次中的变化不显著以外,其它 4 种元素均有显著的剖面变化。

厚熟土不同发生层中金属元素有效态含量的统计结果列于表 4 中,6 种元素的有效态含量均以表层中最高,除有效 Mn 在亚表层的含量低于下部土层以外,其它元素有效态含量的剖面分布都表现出与全量含量相同向下递减的趋势。

6 种金属元素的有效态含量在剖面中的分布有着相似的趋势(图 1)。从图 1 中可以看出 5 个厚熟土剖面(CF-13,长沙;CF-1,南京;CF-36,泰安;CF-24,北京;CF-9,上海)在 0—40cm 范围内的有效态元素含量较高,在 40—50cm 之间的过渡层向下出现明显降低的转折,不同母质发育的厚熟土由于厚熟表层的厚度的差别而转折的深度有所不同。中度熟化的菜园土(CF-37,泰安)和轻度熟化的菜园土(CF-22,北京)两剖面表层有效态元素含量也明显地高于下部土层,但在 25—30cm 之间即出现明显降低的转折。粮田土壤(CF-27,泰安棕壤)全剖面中有效态金属元素含量除 Mn 外都比菜园土壤中的元素含量低,因剖面的垂直变化不明显(图 1)。比较图 1 中 5 个厚熟土剖面可以看出,除表层有效 Cu 含量剖面 CF-1 稍高于剖面 CF-13 外,其它各元素表层及亚表层中的有效态含量均以剖面 CF-13 为最高,但在 40cm 以下骤然降低,转折明显。其原因主要与其起

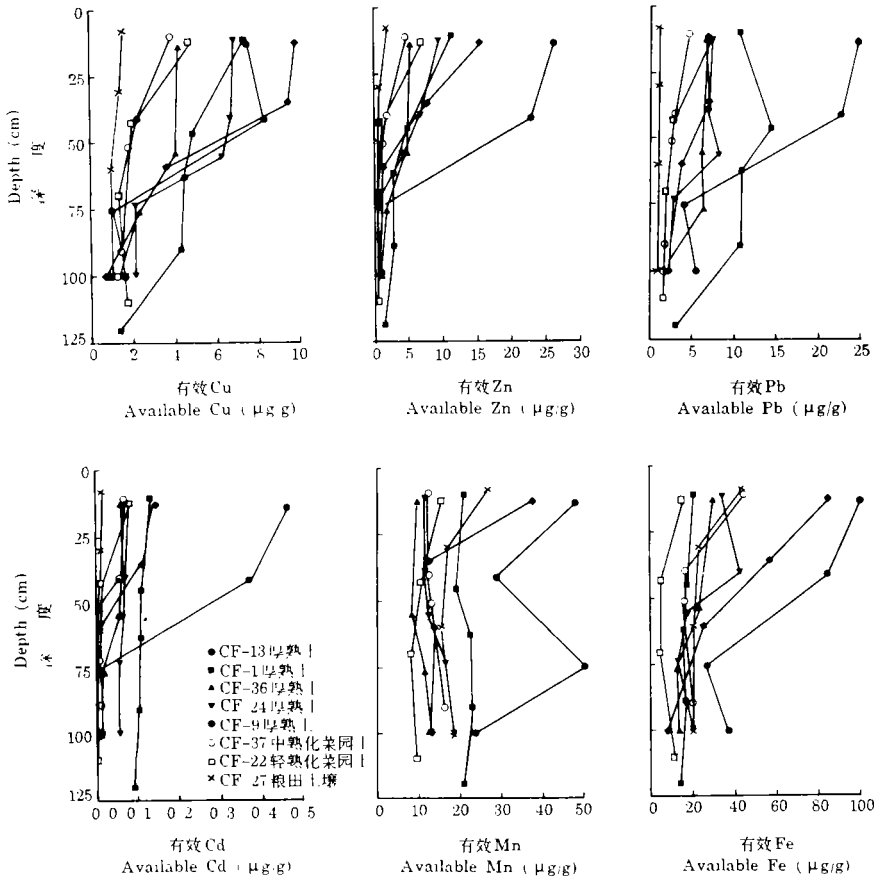


图1 土壤中有有效态金属元素的剖面分布

Fig.1 Distribution of available elements in the soil profiles

表2 表层土壤中某些重金属元素的有效态含量(µg/g)

Table 2 Available Contents (µg/g) of some heavy metals in the surface horizon of soils

土壤 Soil	项目 Item	Cu	Zn	Fe	Mn	Pb	Cd
厚熟土(n=19)	范围值	3.48-12.82	5.18-26.06	16.3-280.6	8.4-55.2	3.08-24.37	0.05-0.45
	平均值±标准差	7.27±2.39	11.79±6.07	74.4±80.2	21.1±13.9	9.62±5.55	0.13±0.11
中熟菜园土(n=7)	范围值	3.24-14.11	4.63-18.84	17.8-286.3	7.0-82.0	4.62-17.67	0.06-0.16
	平均值±标准差	7.67±4.44	11.25±5.05	94.0±96.9	32.9±26.9	9.66±5.20	0.10±0.04
轻熟菜园土(n=6)	范围值	1.82-6.96	0.53-18.92	15.4-89.2	14.4-106.1	1.60-16.46	0.05-0.16
	平均值±标准差	4.33±1.99	8.265±6.26	43.8±33.6	39.1±34.2	6.66±5.18	0.11±0.05
粮田土壤(n=5)	范围值	0.50-14.11	0.59-14.38	10.6-66.8	13.6-55.6	1.04-13.33	0.01-0.18
	平均值±标准差	2.82±3.36	3.73±5.97	31.3±23.8	30.0±15.5	4.20±5.14	0.07±0.07

源的母土类型和有机质含量有关。CF-13 发育在长沙市第四纪红土母质上,厚熟表层的

pH 值为 5.15, 较酸的土壤条件有利于金属元素的活化^[14]。另外剖面 CF-13 表层及亚表层的有机质含量分别为 85.8 和 75.3g/kg, 显著地高于其它厚熟土, 而 Cu、Zn、Pb、Cd 等都属于亲硫元素, 具铜型离子, 常与有机质形成络合物或螯合物, 增加其活性。

表 3 厚熟土不同发生层中重金属元素的全量含量($\mu\text{g/g}$)

Table 3 Total contents of some heavy metals in different horizons of the fimus soils

发生层 Horizon	项 目 Item	Cu	Zn	Mn	Pb
表层($n=10$)	范围值	28.6-88.5	79.3-245.3	413.6-839.0	27.3-179.2
	平均值 \pm 标准差	49.8 \pm 17.5	157.2 \pm 61.1	557.2 \pm 126.7	78.2 \pm 45.7
亚表层($n=10$)	范围值	28.9-57.2	81.1-185.5	385.4-830.2	27.8-110.5
	平均值 \pm 标准差	43.9 \pm 9.6	131.8 \pm 34.8	537.2 \pm 129.1	68.4 \pm 29.0
过渡层($n=10$)	范围值	20.2-62.1	46.5-144.5	400.6-841.9	25.6-84.7
	平均值 \pm 标准差	32.5 \pm 12.3	94.4 \pm 30.2	540.4 \pm 127.9	53.6 \pm 19.4
心土层($n=10$)	范围值	16.6-37.9	45.2-123.1	326.6-832.3	19.7-74.9
	平均值 \pm 标准差	25.8 \pm 7.5	74.8 \pm 24.9	531.1 \pm 186.8	41.0 \pm 19.6

表 4 厚熟土不同发生层中重金属元素的有效态含量($\mu\text{g/g}$)

Table 4 Available element contents of some heavy metals in different horizons of the fimus soils

发生层 Horizon	项 目 Item	Cu	Zn	Fe	Mn	Pb	Cd
表层($n=10$)	范围值	4.18-9.77	5.22-26.06	21.10-280.62	9.60-55.20	3.08-24.37	0.05-0.45
	平均值 \pm 标准差	7.15 \pm 1.95	14.07 \pm 7.12	73.58 \pm 78.55	25.33 \pm 15.76	10.90 \pm 6.88	0.18 \pm 0.13
表亚层($n=10$)	范围值	4.03-9.61	3.79-22.73	16.90-253.00	6.40-29.10	3.37-22.39	0.01-0.36
	平均值 \pm 标准差	6.96 \pm 2.24	9.01 \pm 5.65	60.45 \pm 7.62	15.24 \pm 7.62	9.79 \pm 5.79	0.14 \pm 0.11
过渡层($n=10$)	范围值	1.09-10.92	0.60-8.36	12.10-54.50	5.10-50.80	3.47-16.45	0.01-0.23
	平均值 \pm 标准差	4.44 \pm 2.87	3.83 \pm 3.05	25.46 \pm 12.06	19.08 \pm 12.55	7.02 \pm 4.15	0.07 \pm 0.08
心土层($n=10$)	范围值	0.68-6.64	0.33-9.40	8.00-72.80	9.00-23.80	1.33-16.61	0.01-0.23
	平均值 \pm 标准差	3.04 \pm 2.15	2.25 \pm 2.72	22.54 \pm 20.58	15.82 \pm 5.48	5.49 \pm 4.79	0.06 \pm 0.07

2.2 土壤中金属元素的全量、有效态含量以及各元素间的相关性

元素在土壤中的富集、转化、迁移等地球化学行为与元素的化学性质、赋存状态以及所处的土壤、生物、水文等环境条件有关^[9]。在人为条件下, 尤其在菜园土中的重金属元素, 大部分是由人为施加作用而积累的情况下与风化过程中元素的释放、活化有着明显的差异。为了探讨人为作用下土壤中元素间以及全量及有效态含量之间的相互关系, 将 37 个剖面表层土壤中几种金属元素的全量、有效态含量以及元素间的相关系数矩阵列于表 5 中。

2.2.1 土壤中元素全量与有效态含量之间的相关性 从表 5 可以看出, 所测定的金属

元素中,Zn、Pb、Cu 三种元素的全量含量与有效态含量之间呈极显著正相关。其中 Zn 的相关系数达 $r=0.930^{**}$ ($n=37$, $Zn_{(有效态)}=0.11449 Zn_{(全量)}-4.16905$), Pb 的相关系数 $r=0.814^{**}$ ($n=37$, $Pb_a=0.13606 Pb_t+0.60358$), Cu 的相关系数 $r=0.610^{**}$ ($n=37$, $Cu_a=0.08700 Cu_t+2.49364$) (图 2)。这表明 Zn、Pb、Cu 三种元素有效态含量的增加,主要是其全量增加的结果,Zn、Pb、Cu 是菜园土壤中人为施加造成污染最为普遍的元素。

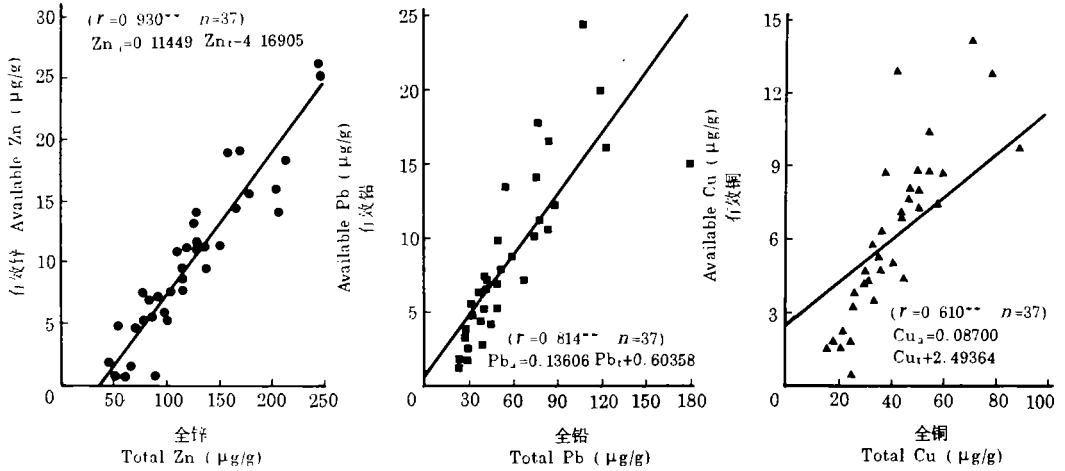


图 2 土壤中 Zn、Pb、Cu 三种元素有效态含量与全量的关系

Fig.2 Relationship between the available content and total content of Zn, Pb and Cu in the soils

表 5 表层土壤中某些金属元素全量、有效态含量以及元素间的相关系数矩阵 ($n=37$)

Table 5 Correlation coefficient matrix of total and available contents of some metal elements in the surface soils of 37 profiles

元 素 Element	全量 Total Cu	全量 Total Zn	全量 Total Fe	全量 Total Mn	全量 Total Pb	有效 Available Cu	有效 Available Zn	有效 Available Fe	有效 Available Mn	有效 Available Pb
全量 Zn	0.561**									
全量 Fe	-0.012	0.224								
全量 Mn	0.112	0.0253	0.252							
全量 Pb	0.374*	0.828**	-0.035	0.157						
有效 Cu	0.610**	0.739**	0.086	0.180	0.567**					
有效 Zn	0.497**	0.930**	0.135	0.207	0.762**	0.685**				
有效 Fe	0.161	0.289	0.326*	-0.191	0.318*	0.383*	0.318*			
有效 Mn	-0.110	0.107	0.534**	0.070	0.024	-0.064	0.221	0.438**		
有效 Pb	0.399*	0.818**	0.022	0.092	0.814**	0.565**	0.786**	0.214	0.140	
有效 Cd	0.244	0.662**	0.141	0.320*	0.411*	0.381*	0.658**	0.139	0.207	0.635*

* 表示达到 95% 的显著性水平;

** 表示达到 99% 的显著性水平。

土壤中的 Fe 的全量与有效态含量之间也达显著正相关,而不同的是元素 Mn 的有效态含量与全量之间无相关性,其不同土壤剖面以及剖面的不同层次间的分布,并不随土壤熟化程度的不同而变化,因此,菜园土中的元素 Mn 并不会因人为施加作用而造成毒害或污染,其有效态含量主要与土壤的 pH 值以及氧化还原状况等环境条件有关^[14,15]。

2.2.2 不同元素全量以及有效态含量之间的相关性

表 5 的结果还表明, Zn、Pb、Cu 3 种元素之间存在着显著的正相关,这 3 种元素同属于亲硫元素,具有铜型离子,它们的构型和性质相近,在土壤中的地球化学行为也就十分相似,其中全量 Zn 和 Pb 之间的相关系数达 0.828^{**},全量 Zn 与有效 Pb 的相关系数达 0.818^{**},有效 Zn 与全量 Pb 的相关系数为 0.762^{**},元素 Cu 与 Zn、Pb 之间的相关性均达到极显著或显著性水平。

所测定的元素中, Fe 和 Mn 属于铁族元素^[8,9],在地质体中常以不同的矿物共生^[8]。但在菜园土的人为熟化过程中,这些元素的富集、活化和迁移与在自然风化的成土过程中有很大的差异。菜园土中 Fe、Mn 两元素之间的相关性并不显著,但 Fe 和 Mn 的有效态含量之间则呈极显著的正相关,这主要是因为 Fe 和 Mn 在活化过程中的化学性质相似,同属于变价元素,受土壤的 pH 和 Eh 值等环境因素的控制^[11]。

2.3 土壤中元素含量、分布和某些土壤性质的关系

元素在土壤中的地球化学行为与土壤的性质有关。菜园土壤熟化程度的主要标志是有机质积累和速效磷含量的增高。表 6 的统计结果表明,除 Fe、Mn 两元素外,其它各元素的全量及有效态含量之间均存在着极显著的正相关。一方面,随着有机肥及城市垃圾的施入, Cu、Zn、Pb 等元素不断积累,全量增高。另一方面,这些元素可与土壤中的有机物分子和土壤腐殖质形成络合物或螯合物,虽然络合物的形成降低了其离子的活性,但随着有机质的分解和矿质化,这些元素仍可成为植物可吸收的有效态。

与土壤速效磷含量呈极显著正相关的元素为 Zn、Pb、Cu 及有效 Fe,这些元素可与土壤中的磷形成磷酸盐,随着菜园土熟化程度和有效磷含量的增高而积累。土壤中的全 Fe 含量与土壤的 pH 值和 CaCO₃ 含量呈极显著的负相关,但 pH 和 CaCO₃ 与全 Mn 含量则无相关性,这表明元素 Mn 在菜园土壤中比 Fe 更为活跃,这与以往的研究结果是一致的^[8]。在 pH 值较高和含有游离 CaCO₃ 的情况下, Mn 氧化物的溶解度远高于 Fe 氧化物^[11]。土壤中的有效 Mn、Fe 的含量都与 pH 值和 CaCO₃ 呈极显著负相关,但与有效 Mn 的相关性更为显著,因此,在土壤 pH 值过低或排水不良的条件下,土壤中活性 Mn 的量高于活性 Fe 的含量,可能会造成锰过多的毒害^[3]。但在石灰性厚熟土中, Fe 和 Mn 元素并不致于因土壤的熟化造成污染而对蔬菜作物造成毒害。

土壤中重金属元素的含量,在自然土壤条件下,因成土母质、成土过程和成土条件的不同而有差异,但由于各元素特有的性质,确立了它在地球化学领域中的位置^[9]。表现在含量上均有各自的含量范围。由元素背景值的规律性可以判定,当土壤中某元素含量出现异常远离背景值时,该土壤必有污染因素的存在^[14,15]。菜园土壤随其熟化程度的增高, Zn、Pb、Cu、Cd 等金属元素有明显增高的趋势,因此,菜园土存在着重金属元素污染的严重威胁。关于菜园土壤中重金属元素污染的评价及其防治措施,有待进行更深入的研究。

表 6 表层土壤中某些金属元素含量与某些土壤性质之间的相关性($n=37$)

Table 6 Correlation between the elemental contents of heavy metals and some properties of the surface soils of 37 profiles

土壤性质 Soil property	全量 Total Cu	全量 Total Zn	全量 Total Fe	全量 Total Mn	全量 Total Pb	有效 Available Cu
有机质	0.455**	0.644**	-0.069	0.015	0.624**	0.419**
速效 P	0.429**	0.469**	-0.061	0.053	0.475**	0.502**
pH	0.102	-0.121	-0.568**	-0.004	-0.116	0.043
CaCO ₃	0.269	0.155	-0.429**	-0.025	0.284	0.256
土壤性质 Soil property	有效 Available Zn	有效 Available Fe	有效 Available Mn	有效 Available Pb	有效 Available Cd	
有机质	0.617**	0.207	-0.048	0.647**	0.446**	
速效 P	0.573**	0.487**	0.133	0.341*	0.155	
pH	-0.143	-0.597**	-0.780**	-0.132	-0.248	
CaCO ₃	0.072	-0.366*	-0.491**	0.240	-0.209	

* 表示达到 95% 的显著性水平; ** 表示达到 99% 的显著性水平。

参 考 文 献

- 中国科学院南京土壤研究所系统分类课题组等, 1991: 中国土壤系统分类(首次方案), 科学出版社。
- 中国科学院南京土壤研究所编, 1978: 土壤理化分析。上海科技出版社。
- 王文祥等, 1988: 泰安市郊蔬菜中七种元素及有机氯农药含量的评述。山东农业科学, 5: 30—32。
- 王雪冲等, 1985: 菜园土壤肥力特征的变化及其培肥措施。土壤通报, 16(4): 180—183。
- 邓友军等, 1992: 南京市菜园土壤肥力特征及其培肥。土壤 24(3)。
- 李酉开主编, 1983: 土壤农业化学常规分析方法, 科技出版社。
- 沈汉, 1990: 京郊菜园土壤元素积累与转化特征。土壤学报, 第 27 卷 1 期, 104—112 页。
- 张民, 龚子同, 1989: 钙质变性土形成中的某些地球化学特征。土壤, 21(5): 226—233。
- 龚子同等, 1985: 土壤地球化学的进展和应用。281—296 页; 222 页, 科学出版社。
- 龚子同主编, 1992: 中国土壤系统分类探讨。9—17 页; 43—45 页, 科学出版社。
- 熊毅等编著, 1983: 《土壤胶体》第一册。132—247 页, 科学出版社。
- 戴昭华等, 1984: 天津地区土壤中若干金属元素间的相关性。土壤学报, 第 21 卷 3 期, 314—318 页。
- Li, J., Wu, Y. Y., 1991: Historical change of soil metal background values in select areas of China. Water, Air and Soil Pollution, 57—58: 755—761. Proceedings of an international conference. Orlando, Florida.
- Sauerbeck, D. R., 1991: Plant, element and soil properties governing uptake and availabilities of heavy metals derived from sewage sludge. Water, Air and Soil Pollution, 52—58 (222—232) Proceedings of an international Conference. Orlando, Florida.
- Tyler, G. et al, 1989: Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. Water Air and Soil Pollution, 47: 3—4 (189—215).

CONTENTS AND DISTRIBUTION OF SOME HEAVY METAL ELEMENTS IN THE VEGETABLE CULTIVATED SOILS IN CHINA

Zhang Min and Gong Zitong

(*Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing 210008*)

Summary

The total and available contents of several heavy metal elements in thirty-seven Profiles of Fimus soils, different vegetable cultivated mellow soils and corresponding grain crop soils derived from different original soils in China were studied. The distribution characteristics of heavy metals, the relationships between total and available element contents, between elements and some soil properties, and among elements were elucidated. Results showed that as the ripening degree increased, there was an evident increase tendency of increase in the contents of Zn, Pb, Cu and Cd. Total and available metal element contents decreased with the soil depth. In Fimus soils, the elemental contents were higher in the upper horizon of 0 to 40 cm and decreased dramatically below the transitional horizons due to the thicker fimic epipedons. In the moderately and slightly ripening vegetable cultivated soils, element contents were higher only in the surface horizons and decreased sharply below surface horizons, but there were no evident changes in the profiles of grain crop soils. Correlation analyses indicated that there existed significant positive correlations among Zn, Pb and Cu, and between total and available contents of elements, available P and available elemental contents. There was no significant relationship between pH and CaCO_3 on the one hand and Zn, Pb and Cu on the other. In contrast, total Fe and available Fe and Mn were found to bear significant negative correlations with pH and CaCO_3 but no significant relationship existed between Fe and Mn contents and organic matter contents, suggesting that Fe and Mn contents had no relationship with the ripening processes. However, Zn, Pb and Cu contents increased with the ripening degree. Therefore, Zn, Pb and Cu could be considered as the main contaminant elements in vegetable cultivated mellow soils.

Key words Heavy metal elements, Contaminants, Soil pollution, Fimus soils, Vegetable cultivated soils