

# 设施蔬菜生产系统重金属积累特征及生态效应\*

陈永<sup>1,2</sup> 黄标<sup>1,2†</sup> 胡文友<sup>1</sup> 杨岚钦<sup>1,2</sup> 毛明翠<sup>3</sup>

(1 土壤环境与污染修复重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

(3 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201)

**摘要** 研究土壤重金属的空间变异特征, 可以揭示人为活动对土壤中重金属积累特征的影响, 进而为土壤利用、污染风险评价提供重要的基础资料。选取南京市郊区一处典型的设施蔬菜生产系统为研究对象, 测定了土壤、灌溉用水、肥料、蔬菜等介质中重金属砷(As)、镉(Cd)、铜(Cu)、汞(Hg)、铅(Pb)、锌(Zn)含量, 研究了土壤中重金属的空间变异及积累特征, 分析了积累产生的原因, 讨论了系统中作物的重金属积累效应。结果表明: (1) 与露天蔬菜地相比, 设施蔬菜地土壤重金属 Cu、Hg、Pb、Zn 均产生明显的累积, 且土壤中 Cu、Hg、Pb 平均含量超过温室蔬菜产地环境质量评价标准。(2) 农用投入品的大量输入对土壤性质的空间变异产生了明显影响, 而土壤 Cu、Hg、Pb、Zn 也呈现与之一致的空间变异特征, 且这些元素与土壤性质存在显著相关性。(3) 土壤性质的变化和重金属的积累对叶菜类作物重金属吸收影响较大, 且前者更为重要。

**关键词** 设施蔬菜地; 重金属; 空间变异; 人为活动; 生态效应

**中图分类号** X53 **文献标识码** A

随着生活水平的不断提高, 人们对蔬菜的消费量日益增加, 设施蔬菜生产已经成为发达地区蔬菜生产的主要方式。由于设施蔬菜生产具有半封闭、高温、高肥料投入、高复种指数等人为活动影响强烈的特点, 引发了许多的环境问题<sup>[1-3]</sup>。其中土壤重金属积累问题已引起了学者和管理者的关注, 一些研究报导设施蔬菜生产系统中土壤尽管未出现重金属超标现象, 但是与露天蔬菜地土壤相比, 多数土壤重金属含量随着设施使用年限的延长而有所增加<sup>[4-6]</sup>。

目前设施蔬菜地土壤重金属积累的研究大多通过逐户调研方式来获取设施使用年限, 然后统计不同使用年限间土壤重金属含量的差异性, 以便了解土壤重金属的积累趋势。但这种方法获得的使用年限信息主观性较强, 尤其在中国东南沿海蔬菜种植户组成复杂, 大部分为外地农户, 主要追求蔬菜产量, 对土地过度使用, 2~3 年就会出现问題, 此时的农户就搬到别处延续此种生产模式, 较多大棚均经过多个农户的生产经营, 因此逐户的调查数据

存在较大的偏差, 可靠性不高。为了获得较为准确的信息, 一些研究者往往选择信息准确的有限设施田块开展研究, 获得准确的重金属积累趋势, 尽管精确, 但其代表性不强。

考虑到大部分公司经营的设施蔬菜基地随着年限增加往往从几个中心区域向四周辐射发展的空间特点, 本文选择南京市一已知种植历史的设施蔬菜基地, 通过密集采样评价土壤中各种重金属的空间分布规律, 分析空间分布与设施蔬菜生产时间的关系, 以期获得研究区设施蔬菜生产过程中土壤重金属的积累规律。同时, 详细分析了生产系统内各类蔬菜及投入品的重金属含量, 探讨了土壤重金属积累的作物吸收效应, 对土壤重金属的来源进行了分析。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究地区位于南京市郊区, 该区属北亚热带季风气候区, 年平均气温 15.7℃, 年平均降水量为 1

\* 环保公益性行业科研专项: “设施农业土壤环境质量变化规律、环境风险与关键控制技术”(201109018)资助

† 通讯作者: Tel: 025-86881296, E-mail: bhuang@issas.ac.cn

作者简介: 陈永(1987—), 男, 辽宁鞍山人, 硕士研究生, 主要从事土壤与环境地球化学方面的研究。E-mail: ychen@issas.ac.cn

收稿日期: 2012-10-14; 收到修改稿日期: 2013-04-01

073 mm。选择的设施蔬菜基地位于长江的高阶地上,成土母质为第四纪黄土,土壤类型为长期种植水稻而形成的水耕人为土。该基地成立于2006年,至2011年已生产6年。最初,由一公司经营,沿着中部和南部村庄周边交通及水源较为方便的区域开始进行设施蔬菜生产,同时由河流及道路分割的

东边区域种植年限也相对较早,之后逐渐有来自安徽和苏北的种植户来此租地生产蔬菜,并逐渐向周围拓展(图1)。经营方式上形成公司加农户的经营模式。公司除了自己生产蔬菜外,还给周围种植户提供部分技术指导 and 蔬菜销售工作。目前,种植面积约167 hm<sup>2</sup>,农户约160多户。

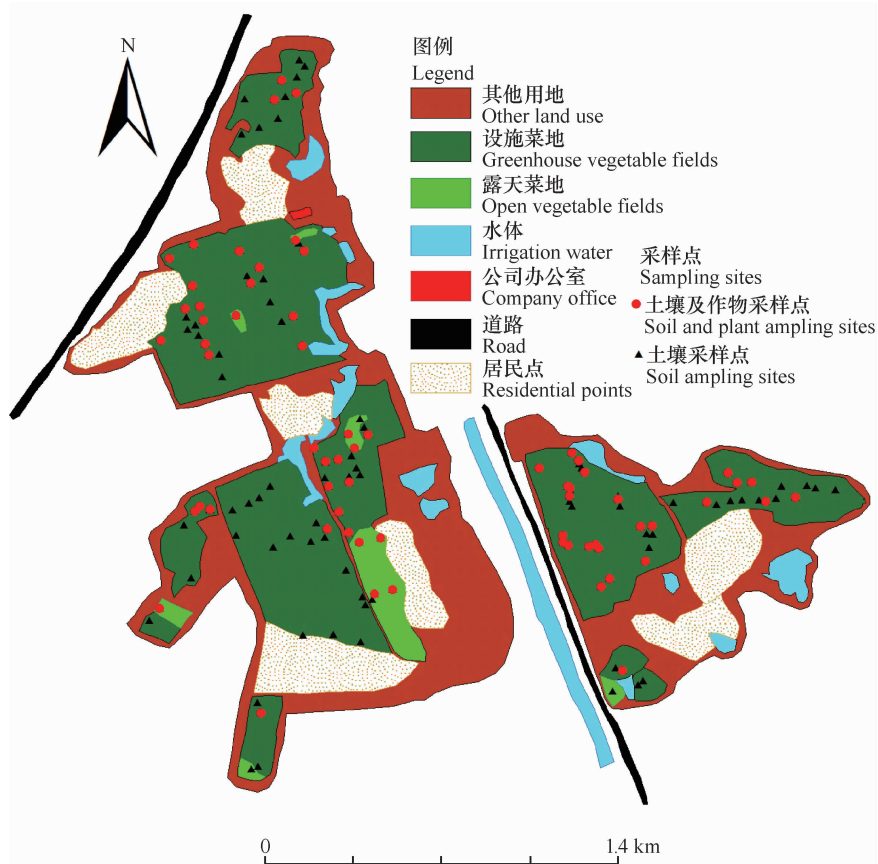


图1 研究区环境及采样点分布

Fig. 1 Environment of the study area and distribution of sampling sites

作物种植种类可分为:叶菜类,包括上海青、白菜、包菜等;根茎类,包括莴笋、萝卜等;茄果类,包括西红柿、茄子、黄瓜、辣椒等,一般种植户一年之内可有多种轮作模式,种植两季茄果,如西红柿和黄瓜或三季叶菜,如两季上海青,一季白菜,或一季茄果和一季叶菜或种植两季茄果一季叶菜等等。近几年出现一些草莓种植。

研究地区施肥量很大,调查结果显示,茄果类和叶菜类作物大约每季施肥总量分别达6 000 kg hm<sup>-2</sup>和4 000 kg hm<sup>-2</sup>。与郭春霞<sup>[7]</sup>对上海郊区设施菜地的研究结果相比,施肥量是其10倍之多。目前,该研究区底肥主要施用鸡粪、商品有机肥及复合肥,少部分农户施用菜籽饼,其中鸡粪用量最大,

茄果类和叶菜类作物大约每季施用量分别达3 600 kg hm<sup>-2</sup>和2 500 kg hm<sup>-2</sup>,施用量更远远超过上述地区。根据种植作物的种类及长势适量追施复合肥。

## 1.2 野外调查和样品采集

在进行采样前,对该设施蔬菜基地生产过程中肥料及农药的来源、种类,施肥、蔬菜轮作状况,灌溉水源等生产经营和管理措施进行了详细的调查。供试土壤样品采集于2011年12月,在设施蔬菜地相对均匀地布置了112个样点,同时在邻近的露天蔬菜地布置了28个样点,共140个土壤样品。采样时,每个采样点随机采集5处土壤,制成1~2 kg一个混合样品。采样深度为0~20 cm,每个样点用

GPS 定位。作物样品的采集与土壤采样点相对应,共采集作物样品 64 个(设施作物 46 个,露天作物 18 个),包括叶菜类 42 个(设施 26 个,露天 16 个)、根茎类 16 个(设施 14 个,露天 2 个)、茄果类 6 个(均为设施作物)。蔬菜样品采集后先用蒸馏水冲洗干净,然后再用去离子水冲洗一次,待水晾干后称重,放入 60℃ 烘箱中烘干,取出样品再称重,获得植物样品的干鲜比。烘干后的植物样品用不锈钢粉碎机粉碎,供重金属元素全量分析之用。无机肥料和有机肥料分别于冬夏两季采自当地农户家中及当地农资店。有机肥料采集时均用土样采集器在肥料袋中采集 5 处新鲜样品,混匀后装袋。灌溉水样采自研究区内较大的池塘及水库,采样时用不锈钢水勺采集 5 处水样混合装入 500 ml 用稀盐酸泡过 6 h 的塑料瓶中。待 pH 测定后,滴入几滴浓盐酸保存于 4℃ 冰箱中供分析之用。

### 1.3 样品处理及分析

野外采集的土壤样品经风干后,在室内剔除石块、植物根茎等杂质,研磨分别过 2 mm、0.3 mm 和 0.149 mm 筛,供土壤 pH、有机质等基本理化性质和重金属元素的全量分析。pH 用玻璃电极法测定;有机质采用重铬酸钾氧化-外加热法测定<sup>[8]</sup>;土壤 As、Hg 采用王水消化,原子荧光法测定,而土壤和化学肥料 Cd、Cu、Pb 和 Zn 全量采用硝酸-高氯酸-氢氟酸消化,电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测定。作物和风干有机肥 As、Hg 含量采用硝酸-高氯酸消化,原子荧光法测定,Cd、Cu、Pb 和 Zn 含量采用 ICP-MS 法测定。水样重金属含量采用 ICP-MS 法测定。

### 1.4 数据处理

设施蔬菜系统土壤、作物中重金属含量的描述性统计、显著性分析、相关性分析以及主成分分析均采用 SPSS17.0 软件来完成;采样点位置图、土壤重金属含量的克里格插值图以及作物重金属含量

的空间分布图由 ArcGIS9.3 软件的地统计模块(Geostatistical Analyst)完成;其他数据分析在 Excel2010 中进行。

## 2 结 果

### 2.1 土壤性质及重金属含量

从研究区土壤基本性质可看出,土壤 pH 平均为 5.01,整体呈酸性,最低至 3.99。有机质相对较高,平均达 27.11 g kg<sup>-1</sup>(表 1)。从各土壤重金属含量变异系数看,研究区内各元素除 Hg 元素外,均较低。即使这样,各元素数据分布均存在一定的正偏态分布,峰度较高(表 1)。将各元素含量取对数后再进行正态分布检验,元素含量均达到正态分布的要求。参照温室蔬菜产地环境质量评价标准(HJ333-2006)<sup>[9]</sup>,研究区土壤重金属 Cu、Hg、Pb 平均值均超过该标准(pH < 6.5: Cu < 50 mg kg<sup>-1</sup>, Hg < 0.25 mg kg<sup>-1</sup>, Pb < 50 mg kg<sup>-1</sup>; pH > 6.5: Cu < 100 mg kg<sup>-1</sup>, Hg < 0.3 mg kg<sup>-1</sup>, Pb < 50 mg kg<sup>-1</sup>), Hg 甚至超过两倍评价标准。土壤 Cd、Zn 元素也有个别样点超过标准(pH < 6.5: Cd < 0.3 mg kg<sup>-1</sup>, Zn < 200 mg kg<sup>-1</sup>; pH > 6.5: Cd < 0.3 mg kg<sup>-1</sup>, Zn < 250 mg kg<sup>-1</sup>)。土壤 As 元素未见超标情况(pH < 6.5: As < 30 mg kg<sup>-1</sup>; pH > 6.5: As < 25 mg kg<sup>-1</sup>)。相对于一些其他典型的研究区<sup>[10-12]</sup>,该地区除 As、Cd 外,其他重金属累计超标情况较多。

### 2.2 不同土地利用方式下土壤性质变化及重金属累积状况

比较设施蔬菜地土壤和邻近露天蔬菜地土壤重金属含量可发现,设施蔬菜地土壤的 Cu、Hg、Pb、Zn 等元素显著高于露天蔬菜地土壤(表 2)。同时,土壤 pH 在设施蔬菜地种植条件下有所降低,而有机质则明显增加。

表 1 研究区土壤基本性质及重金属含量描述性统计

Table 1 Descriptive statistics of soil properties and heavy metal contents in the study area (n = 140)

项目 Items	pH	OM 有机质 (g kg <sup>-1</sup> )	As (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )
平均值 Mean	5.01	27.11	7.78	0.15	51.31	0.61	51.78	114.4
标准差 SD	0.59	4.17	0.96	0.04	11.66	0.29	12.27	21.35
偏度 Skewness	1.28	-0.24	1.02	1.12	0.45	1.74	1.44	1.09
峰度 Kurtosis	3	2.06	3.04	4.07	0.67	6.48	9.11	3.26
最小值 Min	3.99	11.69	5.7	0.07	23.1	0.11	27.2	69.9
最大值 Max	7.63	38.63	12	0.32	89.1	2.18	127	213
变异系数 CV (%)	11.78	15.39	12.35	23.51	22.72	47.1	23.7	18.66

表 2 研究区设施蔬菜地与露天蔬菜地土壤性质及重金属含量

Table 2 Soil properties and heavy metal contents of greenhouse and open vegetable fields in the study area

土地利用方式 Land use	样品数 Sample number	土壤性质 Soil properties	平均值 Mean	最小值 Min	最大值 Max
露天菜地 Open vegetable fields	28	pH	5.19 ± 0.65a	4.38	6.87
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112		4.96 ± 0.57a	3.99	7.63
露天菜地 Open vegetable fields	28	OM 有机质	25.18 ± 4.76A	11.69	35.16
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(g kg <sup>-1</sup> )	27.59 ± 3.89B	18.68	38.63
露天菜地 Open vegetable fields	28	As	7.75 ± 1.18a	5.7	12
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(mg kg <sup>-1</sup> )	7.79 ± 0.90a	5.81	11.5
露天菜地 Open vegetable fields	28	Cd	0.15 ± 0.03a	0.09	0.23
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(mg kg <sup>-1</sup> )	0.15 ± 0.04a	0.07	0.32
露天菜地 Open vegetable fields	28	Cu	47.88 ± 12.28a	23.1	73.2
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(mg kg <sup>-1</sup> )	52.17 ± 11.39b	29.3	89.1
露天菜地 Open vegetable fields	28	Hg	0.51 ± 0.24a	0.14	1.21
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(mg kg <sup>-1</sup> )	0.63 ± 0.29b	0.11	2.18
露天菜地 Open vegetable fields	28	Pb	46.87 ± 10.83a	28.9	61
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(mg kg <sup>-1</sup> )	53.00 ± 12.35b	27.2	127
露天菜地 Open vegetable fields	28	Zn	102.4 ± 18.7A	69.9	151
设施菜地 Greenhouse vegetable fields	112	(mg kg <sup>-1</sup> )	117.4 ± 21.0B	73.7	213

注:同一列内标准差后小写字母不同表示在  $p < 0.05$  水平上差异显著;大写字母不同表示在  $p < 0.01$  水平上差异极显著 Note: Different lowercase letters affixed to the standard deviation in the same column mean significant difference at  $p < 0.05$ ; Different uppercase letters mean extremely significant difference at  $p < 0.01$

### 2.3 土壤性质及重金属含量的空间分布特征、相关性分析、主成分分析

土壤 pH 值在研究区的中东部相对较低,尤其在中部村庄周边的设施蔬菜地, pH 大部分在 5 以下。然后,向西及西南方向,土壤 pH 逐渐增加,大部分大于 5.2。与土壤 pH 相反,研究区土壤有机质含量在中部及东部相对较高,而向南方向,土壤有机质逐渐降低(图 2)。

对照土壤 pH 和有机质的空间分布特点,土壤

中 Cu、Zn 元素显示了相似的空间分布规律,即土壤元素含量较高的区域主要集中在研究区的中部、东部和中部偏南部位,这些地区同时也是设施蔬菜生产发展较早的区域。其余地区则含量逐渐降低(图 3)。元素 Hg、Pb 整体上也显示了大致类似的空间分布趋势,只是 Hg、Pb 含量的最高区域出现在中部偏南的部位。由于元素 As、Cd 在整个地区土壤中含量变化较小(表 2、图 3),其空间变异特征与上述元素的空间分布规律不同。

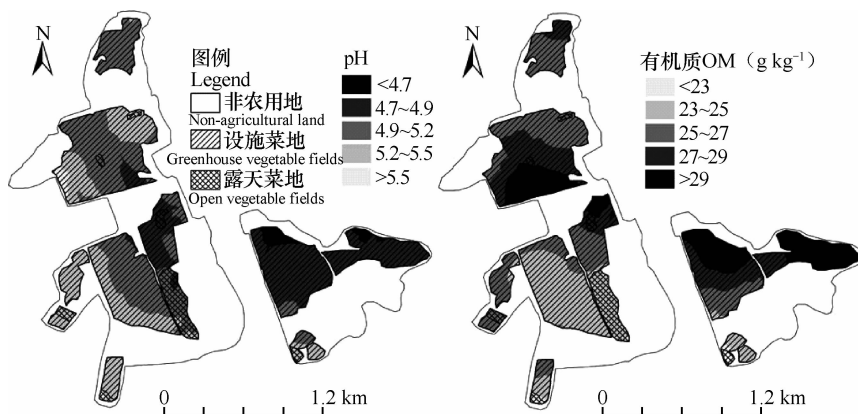


图 2 研究区土壤性质空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of soil properties in the study area

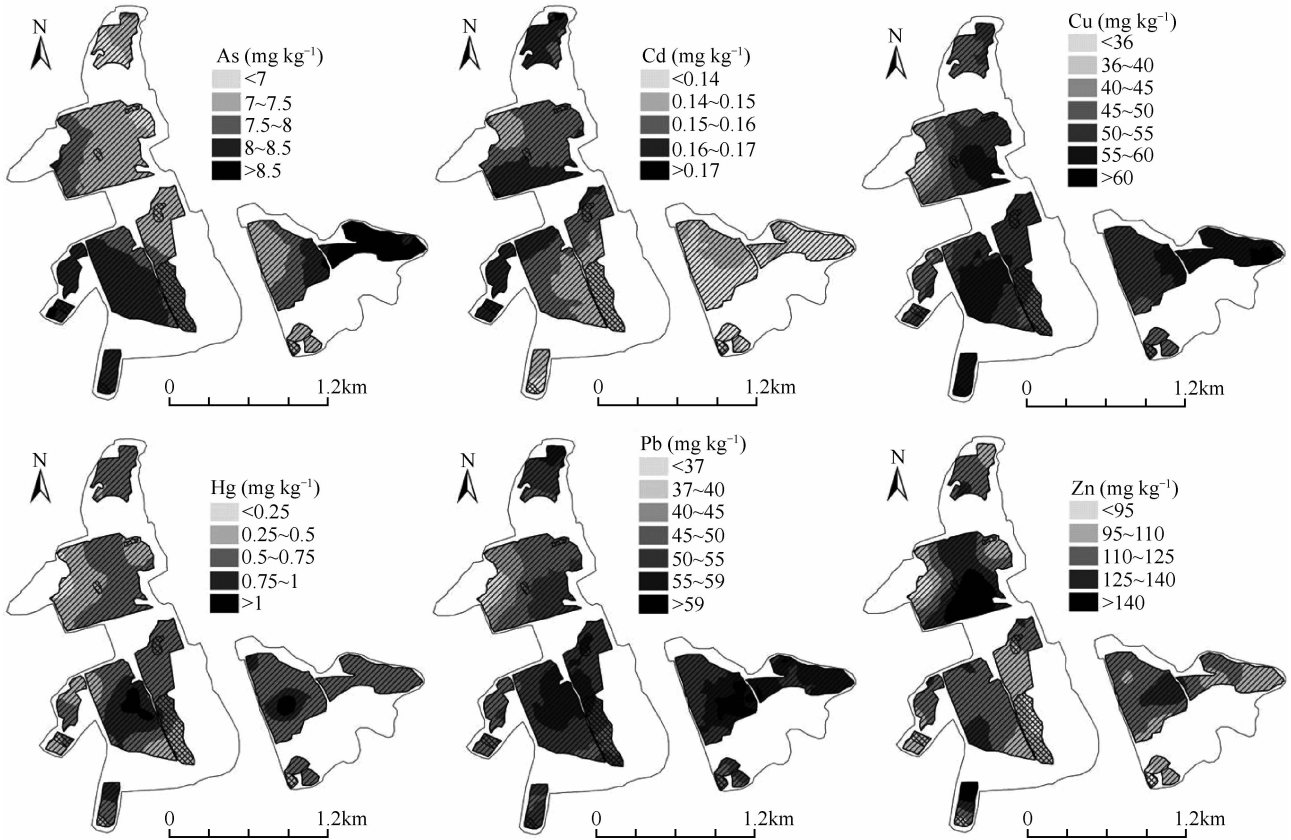


图3 研究区土壤重金属空间分布

Fig.3 Spatial distribution of soil heavy metals in the study area

土壤重金属含量与土壤性质的相关性分析进一步证明了上述研究结果。分析发现土壤 As、Cd 与 pH 存在正相关性,且 Cd 达到极显著水平。土壤 Cu、Hg、Pb 与 pH 均存在极显著的负相关,Zn 与 pH 也存在负相关性,但未达到显著水平。土壤 Hg、Pb、Cu、Zn 与有机质均存在显著的正相关,其中 Cu、Pb、Zn 存在极显著的正相关,As、Cd 与有机质含量不存在相关性。土壤 Cu、

Hg、Pb、Zn 之间存在极显著的正相关(表 3)。

土壤元素主成分分析,得到大于 1 的特征值共有 2 个,与其对应的 2 个主成分累计贡献率为 65.69%(表 4)。可看出,Cu、Hg、Pb、Zn 元素为一类,对主成分 1 有很大的负荷量;As、Cd 元素为一类,对主成分 2 有很大的负荷量。进一步确认土壤中存在两组元素,它们的变异可能受不同因素影响。

表 3 研究区土壤重金属含量与土壤性质的相关性

Table 3 Correlation of soil heavy metals and soil properties in the study area

相关因子 Correlation factors	pH	OM	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
pH	1							
OM	-0.36 **	1						
As	0.02	-0.02	1					
Cd	0.44 **	0.15	-0.06	1				
Cu	-0.30 **	0.26 **	0.17 *	-0.09	1			
Hg	-0.25 **	0.19 *	0.01	-0.07	0.61 **	1		
Pb	-0.34 **	0.24 **	0.19 *	-0.05	0.75 **	0.63 **	1	
Zn	-0.11	0.26 **	0.09	0.15	0.70 **	0.37 **	0.55 **	1

注: \* 为  $p < 0.05$  水平上的相关性; \*\* 为  $p < 0.01$  水平上的相关性 Note: \* denotes significant relationship at  $p < 0.05$  level; and \*\* dose at  $p < 0.01$  level

表 4 研究区主成分分析的因子负荷量、特征值及其累积贡献率

Table 4 Factor loading, eigenvalue and accumulation contribution rate in principal component analysis of the study area

项目 Items	PC1	PC2
As	0.153	-0.469
Cd	0.086	0.888
Cu	0.906	-0.159
Hg	0.749	-0.145
Pb	0.868	-0.175
Zn	0.806	0.199
特征值 Eigenvalue	2.85	1.09
累积贡献率 Accumulation contribution rate	47.48	65.69

## 2.4 作物重金属含量的基本特征

研究区不同种类作物重金属含量存在一定的变化规律, As、Cd、Hg、Pb、Zn 等重金属含量平均值均表现为叶菜类 > 根茎类 > 茄果类, 其中 Hg 存在显著性差异(表 5)。姚春霞等<sup>[13]</sup>的研究也证明了叶菜类较其他作物更易吸收重金属, 各种作物的污

染差异性可能与自身的生理特征差异有关<sup>[14]</sup>。参照食品限量卫生标准以及食品中污染物限量标准<sup>[15-17]</sup>, 各类作物重金属含量平均值均未超标。但每种重金属均存在个别叶菜作物样点超标的现象, 本文对其进行了进一步的分析。设施与露天叶菜方差分析显示露天叶菜除重金属 Pb 外, 其他重金属平均含量均小于设施叶菜, 但两者不存在显著差异。

## 2.5 叶菜重金属含量空间分布特征及与土壤全量和性质之间的关系

由于叶菜更易发生重金属累积<sup>[18]</sup>, 本研究也对叶菜重金属的空间分布进行分析从而寻找其影响因素。对照土壤 pH 和有机质的空间分布特点(图 2), 叶菜中 As、Hg、Cu 元素含量显示了类似的空间分布规律。即叶菜元素含量较高的样点主要集中在研究区的中部及东部(图 4)。叶菜中 Hg 于中偏南部含量也相对较高, 这与土壤 Hg 的空间分布有相似之处。叶菜中 Cd、Pb、Zn 含量在东部地区较高, 同时发现 Pb 于中偏南部的露天菜地上含量较高。

表 5 研究区不同种类作物中重金属含量

Table 5 Heavy metal contents in different kinds of plants in the study area

作物种类 Plant species	样品数 Sample number	重金属 Heavy metals	平均值 Mean	最小值 Min	最大值 Max	标准 <sup>1)</sup> Standard <sup>1)</sup>	标准 <sup>2)</sup> Standard <sup>2)</sup>
叶菜类 Leaf vegetable	42	As ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	13.2 ± 1.3a	2.2	77.0		50
根茎类 Tuber vegetable	16		8.1 ± 8.5a	2.3	38.1		50
茄果类 Fruit vegetable	6		4.4 ± 2.3a	1.3	8.1		50
叶菜类 Leaf vegetable	42	Cd ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	79.2 ± 115a	8.5	545.9		200
根茎类 Tuber vegetable	16		29.8 ± 30.6a	5.0	125.1		100
茄果类 Fruit vegetable	6		12.1 ± 4.9a	8.7	21.4		50
叶菜类 Leaf vegetable	42	Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	1.1 ± 1.2a	0.2	7.0	10	-
根茎类 Tuber vegetable	16		0.7 ± 0.5a	0.2	2.0	10	-
茄果类 Fruit vegetable	6		1.2 ± 0.4a	0.6	1.7	10	-
叶菜类 Leaf vegetable	42	Hg ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	2.9 ± 2.4b	0.3	12.9		10
根茎类 Tuber vegetable	16		0.6 ± 0.4a	0.3	1.4		10
茄果类 Fruit vegetable	6		1.2 ± 1.6a	0.3	7.1		10
叶菜类 Leaf vegetable	42	Pb ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	129.7 ± 111.5a	6.2	544.5		300
根茎类 Tuber vegetable	16		75 ± 76.2a	12.2	307.4		300
茄果类 Fruit vegetable	6		65.5 ± 33.0a	22.1	102.4		100
叶菜类 Leaf vegetable	42	Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	7.3 ± 8.8a	2.0	56.0	50	-
根茎类 Tuber vegetable	16		3.7 ± 2.6a	1.1	12.7	50	-
茄果类 Fruit vegetable	6		2.8 ± 0.6a	2.3	3.8	50	-

1) 食品限量卫生标准 Tolerance Limit in Foods; 2) 食品中污染物限量 Maximum Level of Contaminants in Food; - 表示无此标准 - Represents no such standard

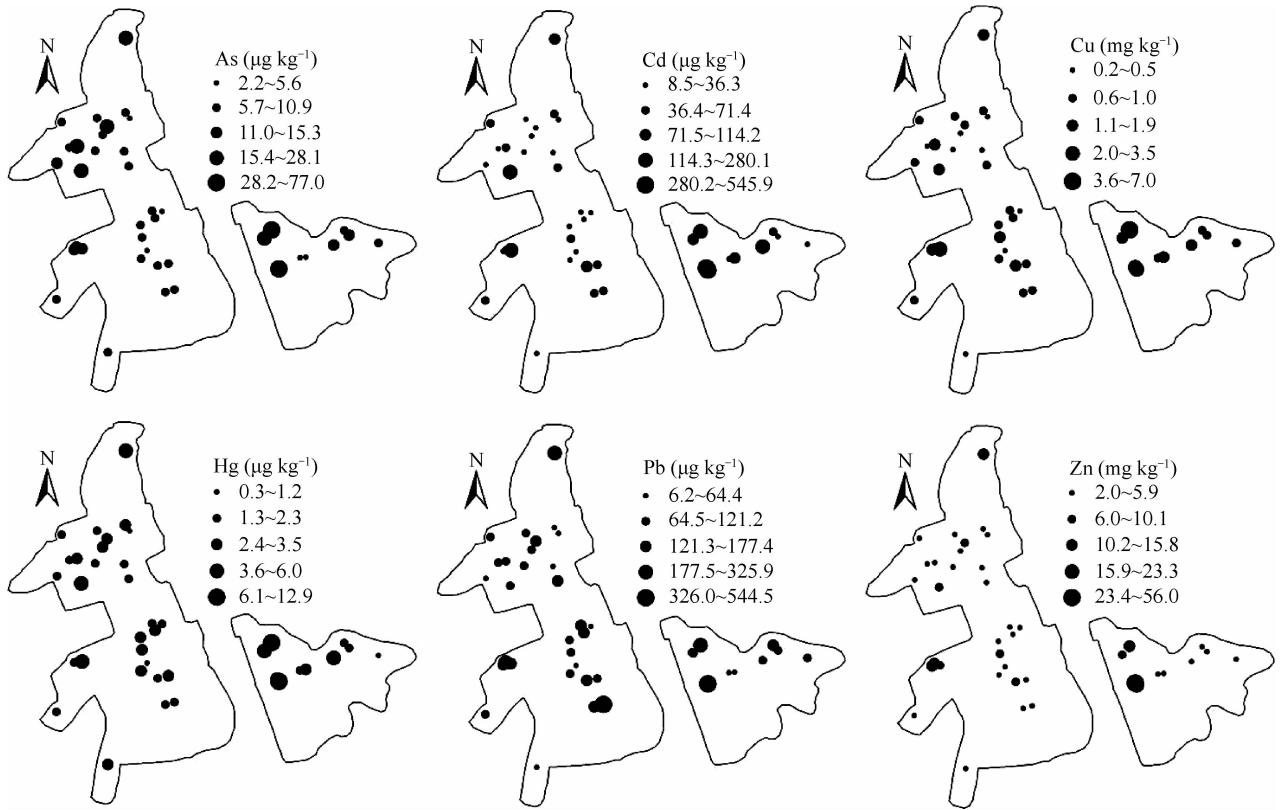


图 4 研究区叶菜重金属空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of heavy metals in leaf vegetable in the study area

叶菜重金属含量与土壤重金属及其性质的多元逐步回归结果显示,叶菜 As、Cu 与土壤全量之间并不存在相关关系,而与土壤有机质存在显著相关性(表 6)。叶菜 Hg 与土壤全 Hg 回归方程的决定系数  $R^2$  为 0.222,达到极显著相关,当有机质进入回归方程时  $R^2$  提高至 0.279。但 Cd、Pb、Zn 多元逐步回归与各元素全量及土壤性质均未表现出显著相关性(表 6)。

### 2.6 各种投入品中重金属含量特征

研究地区灌溉水重金属含量很低,大部分水样

As、Cd、Cu、Hg、Pb、Zn 含量低于检测限,偶尔出现  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  左右的检出含量。但研究地区肥料重金属含量较高,鸡粪中 Cu、Zn、As 含量超过其他两种有机肥料(表 7)。而商品有机肥中 Cd、Pb、Hg 均超过另外两种有机肥料。除重金属 As 以外,商品有机肥中重金属含量均高于复合肥。菜籽饼中各种重金属含量均相对较低,而磷肥中各类重金属相对于另外两种无机肥料含量均较高,但两种肥料于研究区施用量及施用频率均较少。

表 6 研究区叶菜重金属(y)与相应土壤重金属(x)及其性质(pH、有机质)间的多元逐步回归方程

Table 6 Stepwise multiple regression equations for relationships of heavy metal contents in leaf vegetable (y) with soil heavy metals (x) and properties (pH, OM) in the study area

叶菜重金属 Heavy metal in leaf vegetable	方程 Equations	$R^2$
As	$y = -23.84 + 1.35OM$	0.135 *
Cu	$y = -2.00 + 0.11OM$	0.118 *
Hg	$y = 1.05 + 3.01x$	0.222 **
Hg	$y = -3.13 + 0.16OM + 2.53x$	0.279 **

表 7 研究区肥料重金属含量

Table 7 Heavy metal contents in fertilizers used in the study area (mg kg<sup>-1</sup>)

重金属 Heavy metals	有机肥 Organic fertilizer			无机肥 Inorganic fertilizer		
	鸡粪 Chicken manure	商品有机肥 Commercial organic fertilizer	菜籽饼 Rapeseed cake	复合肥 Compound fertilizer	氮肥 Nitrogen fertilizer	磷肥 Phosphate fertilizer
As	6.52	4.53	0.27	5.62	0.10	14.45
Cd	0.37	0.78	0.16	0.36	0.01	1.36
Cu	54.26	37.93	7.44	7.86	0.66	19.70
Hg	0.03	0.13	0.005	0.02	0.001	0.13
Pb	9.31	17.17	0.20	7.27	0.08	22.40
Zn	360.0	121.8	92.50	53.41	2.89	144.0

### 3 讨论

研究地区虽然种植年限较短,但已呈现出部分重金属随种植年限延长而显著增加的规律(表 2,图 3)。从土壤性质随着种植年限增加而明显变化的空间变异现象(图 2)以及 Cu、Hg、Pb、Zn 等元素空间变异(图 3)与土壤性质的一致性,可以推断这些重金属应主要来自设施蔬菜生产活动。一般而言,重金属可能的来源包括大气沉降、企业、灌溉水、农药、肥料等<sup>[19-20]</sup>,目前研究区设施蔬菜地常年覆膜,受大气沉降、交通扬尘等影响较小,附近并无大型污染企业存在,可以排除环境的重金属源。

在设施生产投入品中,灌溉水中重金属含量非常低,即使用量很大,但其重金属投入量还是很有有限的。Huang 等<sup>[21]</sup>对城郊小型蔬菜系统的研究也发现类似规律。当地对农药使用管理较严格,主要使用有机农药,只有较少农户使用含 Cu、Zn 等重金属的农药。但值得注意的是,研究区肥料中重金属平均含量虽未超过城镇垃圾农用控制标准<sup>[22]</sup>,但肥料的施用种类复杂且用量很大,同时研究区主要施用的肥料中重金属含量相对较高的元素为 Cu、Hg、Pb、Zn 等元素(表 7),其投入的重金属与土壤中积累的元素(表 2,图 3)也较为接近。再加之这些元素之间及它们与土壤性质间有着显著的相关关系(表 3 和表 4),从而肥料源很可能是研究区 Cu、Hg、Pb、Zn 的主要来源。通过系统的调研还发现东部区域主要为外地农户自主进行生产的纯农户经营模式,没有公司的指导及帮助,农户单纯凭借个人经验来进行蔬菜生产,为了追求经济效益,以种植茄果类作物为主,大量施用肥料,相对于西部区域,施肥总量超出 8%,且东部区域土地利用强度更大,较少进行土地休耕等,最终导致东部区域上述重金属

的积累要高于西部区域(图 3)。种种证据均表明研究地区重金属的积累主要为农用投入品的输入。

从研究结果可以看出研究地区土壤的重金属累积不可轻视。与露天蔬菜地土壤相比,设施蔬菜地土壤 Cu、Hg、Pb、Zn 含量显著增加<sup>[23-24]</sup>,Cu、Hg、Pb 等元素超标现象较为普遍。与其他研究结果不同的是,本研究中设施蔬菜地土壤未发生 As、Cd 的明显累积(表 2),且这两种元素与土壤性质的相关关系与其他重金属不同,与其他重金属之间相关性也较弱(表 3),同时又分属于不同的主成分(表 4),可见该地区这两种元素很可能是源于自然背景值。然而许多日光温室土壤 As 或 Cd 含量与露天相比增加显著<sup>[25-26]</sup>。显然,不同地区受各种因素的影响不同,积累的重金属种类不同。

土壤重金属累积超标是否导致作物吸收量的增加,是人们所关注的热点。从本文的结果看,对 Hg 元素而言,其积累导致叶菜类作物中 Hg 含量明显增加(表 6),但茄果类和根茎类作物无明显增加,其余元素无论哪种作物均未见明显积累。有趣的是,叶菜类作物中 As、Cu 和 Hg 元素随着土壤有机质含量的增加而增加<sup>[27]</sup>(表 6)。Wu 等<sup>[28]</sup>对浙江省海宁市稻田土壤有效铜与土壤性质的研究结果也指出,有效铜与有机质存在极显著相关性, $R^2$  达到 0.73。同时一些研究也报道了 pH 对土壤作物间重金属的转移有较大的影响<sup>[29-31]</sup>。可见,作物重金属的吸收,除了与土壤中重金属积累相关外,还与种植过程中土壤性质的变化关系密切,甚至有时后者的影响更为重要。所以,目前的温室蔬菜产地环境质量评价标准中的土壤环境质量评价标准并不能很好地反映作物中重金属的含量状况。

### 4 结论

研究区土壤中重金属的空间变异特征表明,目



前的设施蔬菜生产已引起了土壤中 Cu、Hg、Pb、Zn 等元素的明显积累,前 3 种元素的积累已超过了目前的设施蔬菜相关标准。土壤中积累的重金属主要来源于农药和肥料等农用投入品,且积累的最主要原因是肥料的过量施用。土壤中重金属仅见 Hg 元素的积累导致叶菜类作物 Hg 含量的明显增加,其余元素并未导致作物重金属含量明显增加,但叶菜类作物中 As、Cu、Hg 的积累主要与土壤有机质的变化密切相关。因此,土壤环境质量评价标准的确定,应考虑土壤性质、作物的种类等因素,从而使得风险评价结果更符合实际。今后,对研究区设施蔬菜基地的环境管理应着重进行肥料施用量的监管,以减少土壤中重金属的积累。对于重金属含量较高的土壤应指导生产者选择合适的作物种类进行种植,如选择重金属吸收较低的茄果类和根茎类作物,避免重金属进入食物链。

## 参 考 文 献

- [ 1 ] Yu H Y, Li T X, Zhang X Z. Nutrient budget and soil nutrient status in greenhouse system. *Agriculture Sciences in China*, 2010, 9(6): 871—879
- [ 2 ] 陈永山, 骆永明, 章海波, 等. 设施菜地土壤酞酸酯污染的初步研究. *土壤学报*, 2011, 48(3): 516—523. Chen Y S, Luo Y M, Zhang H B, et al. Preliminary study on pesticides pollution of greenhouse soils (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(3): 516—523
- [ 3 ] Ramos M J, Roca P L, Guzmán P M, et al. Background levels and baseline values of available heavy metals in Mediterranean greenhouse soils (Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, 110: 186—192
- [ 4 ] 李德成, 李忠佩, 周祥, 等. 不同使用年限蔬菜大棚土壤重金属含量变化. *农村生态环境*, 2003, 19(3): 38—41. Li D C, Li Z P, Zhou X, et al. Contents of heavy metal elements in soils of vegetable greenhouses different in age (In Chinese). *Rural Eco-Environment*, 2003, 19(3): 38—41
- [ 5 ] Liu P, Zhao H J, Wang L L, et al. Analysis of heavy metal sources for vegetable soils from Shandong Province, China. *Agriculture Sciences in China*, 2011, 10(1): 109—119
- [ 6 ] 段永蕙, 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. *土壤*, 2008, 40(3): 469—473. Duan Y H, Shi J, Zhang N M, et al. Accumulation of heavy metals and its influential factors in greenhouse soils (In Chinese). *Soils*, 2008, 40(3): 469—473
- [ 7 ] 郭春霞. 设施农业土壤次生盐渍化污染特征. *上海交通大学学报*, 2011, 29(4): 50—55. Guo C X. Characteristics of secondary soil salinization in protected agriculture (In Chinese). *Journal of Shanghai Jiaotong University*, 2011, 29(4): 50—55
- [ 8 ] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. Lu R K. Analytical methods for soil and agronomic chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999
- [ 9 ] 国家环境保护总局. 温室蔬菜产地环境质量评价标准 (HJ333-2006). 北京: 中国环境科学出版社, 2007. State Environmental Protection Administration. Environmental quality evaluation standard for farmland of greenhouse vegetables production (HJ333-2006) (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 2007
- [ 10 ] 刘苹, 杨力, 于淑芳, 等. 寿光市蔬菜大棚土壤重金属含量的环境质量评价. *环境科学研究*, 2008, 21(5): 66—71. Liu P, Yang L, Yu S F, et al. Evaluation on environmental quality of heavy metal contents in soils of vegetable greenhouses in Shouguang City (In Chinese). *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(5): 66—71
- [ 11 ] 蒋光月, 郭熙盛, 朱宏斌, 等. 合肥地区大棚土壤 7 种重金属相关环境质量评价. *土壤通报*, 2008, 39(5): 1230—1232. Jiang G Y, Guo X S, Zhu H B, et al. Environmental quality evaluation with 7 heavy metals of greenhouse soil in Hefei City (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2008, 39(5): 1230—1232
- [ 12 ] Bai L Y, Zeng X B, Li L F, et al. Effects of land use on heavy metal accumulation in soils and sources analysis. *Agricultural Sciences in China*, 2010, 9(11): 1650—1658
- [ 13 ] 姚春霞, 陈振楼, 张菊, 等. 上海浦东部分蔬菜重金属污染评价. *农业环境科学学报*, 2005, 24(4): 761—765. Yao C X, Chen Z L, Zhang J, et al. Heavy metal pollution assessment of vegetables in Pudong Zone of Shanghai (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(4): 761—765
- [ 14 ] 谢正苗, 李静, 徐建明, 等. 杭州市郊蔬菜基地土壤和蔬菜中 Pb、Zn 和 Cu 含量的环境质量评价. *环境科学*, 2006, 27(4): 742—747. Xie Z M, Li J, Xu J M, et al. Evaluation on environmental quality of Pb, Zn and Cu contents in vegetable plantation soils and vegetables in Hangzhou Suburb (In Chinese). *Environmental Science*, 2006, 27(4): 742—747
- [ 15 ] 中华人民共和国卫生部. 食品中铜限量卫生标准 (GB15199-94). 北京: 中国标准出版社, 1994. Ministry of Health of the People's Republic of China. Tolerance limit of copper in foods (GB15199-94) (In Chinese). Beijing: China Standard Press, 1994
- [ 16 ] 中华人民共和国卫生部. 食品中锌限量卫生标准 (GB13106-91). 北京: 中国标准出版社, 1991. Ministry of Health of the People's Republic of China. Tolerance limit of zinc in foods (GB13106-91) (In Chinese). Beijing: China Standard Press, 1991
- [ 17 ] 中华人民共和国卫生部. 食品中污染物限量 (GB2762-2005). 北京: 中国标准出版社, 2005. Ministry of Health of the People's Republic of China. Maximum level of contaminants in food (GB2762-2005) (In Chinese). Beijing: China Standard Press, 2005
- [ 18 ] Cao H B, Chen J J, Zhang J. et al. Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(11): 1792—1799
- [ 19 ] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, 2003, 311: 205—219

- [20] Donato S, Marija R, Annamaria C, et al. Assessing heavy metal contamination in soils of the Zagreb region (Northwest Croatia) using multivariate geostatistics. *Catena*, 2010, 80: 182—194
- [21] Huang B, Shi X Z, Yu D S, et al. Environmental assessment of small-scale vegetable farming systems in peri-urban areas of the Yangtze River Delta Region, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2006, 112: 391—402
- [22] 国家环境保护总局. 城镇垃圾农用控制标准(GB8172-87). 北京: 中国标准出版社, 1987. State Environmental Protection Administration. Control standards for urban wastes for agricultural use (GB8172-87) (In Chinese). Beijing: China Standard Press, 1987
- [23] 李瑞琴, 于安芬, 车宗贤, 等. 河西走廊日光温室不同建棚年限土壤养分及重金属残留研究. *土壤通报*, 2010, 41(5): 1165—1169. Li R Q, Yu A F, Che Z X, et al. The Study of soil nutrient and heavy metals in the soil of sunlight greenhouse with different building-up ages in Hexi Corridor (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2010, 41(5): 1165—1169
- [24] 陈碧华, 杨和连, 周俊国, 等. 大棚菜田种植年限对土壤重金属含量及酶活性的影响. *农业工程学报*, 2012, 28(1): 213—218. Chen B H, Yang H L, Zhou J G, et al. Effect of cultivating years of vegetable field on soil heavy metal content and enzyme activity in plastic shed (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agriculture Engineering*, 2012, 28(1): 213—218
- [25] Zhang H Z, Li H, Wang Z, et al. Accumulation characteristics of copper and cadmium in greenhouse vegetable soils in Tongzhou District of Beijing. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, 10: 289—294
- [26] Zeng X B, Li L F, Mei X R. Heavy metal content in Chinese vegetable plantation land soils and related source analysis. *Agricultural Sciences in China*, 2008, 7(9): 1115—1126
- [27] Lei M, Tie B Q, Williams P N, et al. Arsenic, cadmium, and lead pollution and uptake by rice (*Oryza sativa L.*) grown in greenhouse. *Journal of Soils Sediments*, 2011, 11: 115—123
- [28] Wu C F, Luo Y M, Zhang L M. Variability of copper availability in paddy fields in relation to selected soil properties in southeast China. *Geoderma*, 2010, 156: 200—206
- [29] Huang B, Wang M, Yan L X, et al. Accumulation, transfer, and environmental risk of soil mercury in a rapidly industrializing region of the Yangtze River Delta, China. *Journal of Soils Sediments*, 2011, 11: 607—618
- [30] Huang B, Kuo S, Bembenek R. Cadmium uptake by lettuce from soil amended with phosphorus and trace element fertilizers. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2003, 147: 109—127
- [31] Hao X Z, Zhou D M, Huang D Q, et al. Heavy metal transfer from soil to vegetable in southern Jiangsu Province, China. *Pedosphere*, 2009, 19(3): 305—311

## HEAVY METALS ACCUMULATION IN GREENHOUSE VEGETABLE PRODUCTION SYSTEMS AND ITS ECOLOGICAL EFFECTS

Chen Yong<sup>1,2</sup> Huang Biao<sup>1,2†</sup> Hu Wenyu<sup>1</sup> Yang Lanqin<sup>1,2</sup> Mao Mingcui<sup>3</sup>

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

(3 College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

**Abstract** To study spatial variability of soil heavy metals may help reveal effects of human activities on soil heavy metals accumulation and provide important basic data for soil utilization and its pollution risk assessment. Based on systematical analysis of heavy metals, arsenic (As), cadmium (Cd), copper (Cu), mercury (Hg), lead (Pb), zinc (Zn) in the environmental media, such as soil, irrigation water, fertilizer, and plants of a greenhouse vegetable production system typical of the suburbs of Nanjing, spatial variability and accumulation of heavy metals in the soil was explored causes of the accumulation analyzed, and effect of the accumulation on plant uptake of heavy metals in this system discussed. Results show that (1) accumulation of Cu, Hg, Pb, and Zn in the soil was significant compared with that in open fields, and the average contents of Cu, Hg, and Pb in the soil were higher than the criteria set in the Environmental Quality Evaluation Standard for Farmland in Greenhouse Vegetable Production; (2) Large amounts of agro-inputs significantly affected spatial variability of soil properties, and hence, the spatial variability of soil Cu, Hg, Pb, and Zn in a similar way, for these elements were closely correlated with soil properties; and (3) The changes in soil properties and the accumulation of heavy metals strongly affected leaf vegetable's uptake of heavy metals, and the former played a more important role.

**Key words** Greenhouse vegetable fields; Heavy metals; Spatial variability; Human activities; Ecological effects