

长三角工业型城乡交错区蔬菜生产系统 重金属平衡及健康风险^①

徐勇贤^{1,2}, 王洪杰¹, 黄 标^{1*}, 史学正¹, 于东升¹, 常 青¹, Ingrid Öborn³

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 玉溪市烟草专卖局 (公司) 华宁县分公司, 云南华宁 652800; 3 Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden SE-75007)

摘 要: 随着中国城市化进程的加快, 城乡交错区重金属污染问题越来越受到人们的关注。本文以长三角无锡市城乡交错区某蔬菜基地为例, 详细观测了两年期间 (2003.7—2005.7) 蔬菜生产系统中 Cu、Pb、Zn、Cd 等重金属元素的平衡状况, 其目的是掌握该生产系统重金属的积累趋势, 评价系统中土壤和蔬菜的健康风险。结果表明: 该系统在管理过程中, 重金属的输入途径有施肥和灌溉, 有机肥施用是生产系统重金属输入的主要来源, 占输入量的 88.5% 以上。系统重金属年输入量较高, 明显高于荷兰农业区水平, 而 Cu、Pb、Zn 等元素年输出量明显较低, 占输入量的 10% 以下, 表现为盈余。观测田块土壤中 Cu、Pb、Zn、Cd 含量均低于农田土壤二级标准但明显高于太湖地区人为土元素背景值, 存在积累的趋势。蔬菜中重金属健康风险评估结果表明, 在目前的生产条件下, 叶菜类蔬菜重金属健康风险较高。

关键词: 城乡交错区; 蔬菜地; 重金属平衡; 健康风险

中图分类号: X131.3

城乡交错区是城市食物的主要供给区, 分布在该地区的小型蔬菜生产系统, 由于高投入高输出的生产模式以及暴露于各种工业活动下, 其生态环境已受到了不良影响, 有可能危及到生产者和消费者的健康。因此城乡交错区蔬菜生产系统的生态安全问题越来越受到关注。而关于该系统内重金属的分布和生态效应问题则更是引起研究者的高度关注。

我国北京、上海、杭州、天津、广州、深圳、沈阳、成都、南京、重庆、西安、泰安、福州、长沙、湘潭、邵阳、衡阳等大中城市都曾较系统地对城乡交错区菜园土壤及蔬菜中的重金属污染状况做过调查研究工作^[1-4], 诸多研究结果从总体上反映国内城乡交错区蔬菜生产系统重金属污染的现状, 揭示了土壤或蔬菜中一些重金属含量存在一定的安全问题^[5]。

目前对城乡交错区蔬菜生产系统研究多以土壤和蔬菜中重金属的污染监测和评价为主, 而关于农业生产系统中重金属元素平衡的研究相对较少。Dach和Starmans^[6]曾对比研究了荷兰和波兰农业区的重金属

平衡水平, 表明高强度的种植模式会加剧农业生态系统重金属积累, 从而严重影响农业系统的生产安全性。为了保证农业系统生产安全性, 瑞士有机农业检测体系 (KRAV) 还规定施入土壤的肥料、植物保护制剂、土壤调节剂及最终进入土壤的其他物质 (如动物服用的饲料、药品) 中允许重金属含量的临界值, 若超过临界值, 有权拒绝申请使用^[7]。因此, 为了能掌握农业生产系统重金属元素来源和积累趋势, 为农业检测体系确定控制指标提供依据, 很有必要对城乡交错区高强度利用的蔬菜生产系统进行重金属平衡的研究。

本文以无锡城乡交错区某蔬菜生产系统为研究对象, 观测和定量记录了两年内 (2003.7—2005.7) 该系统生产管理过程中所有物质的量, 分析了生产系统内重金属输入、输出和平衡状况, 并对当前状况下土壤和蔬菜产品重金属污染的健康风险进行了评估。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

①基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40773075)、国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2002CB410810) 和欧盟项目 (RURBIFARM, Contract No: ICA4-CT-2002-10021) 资助。

* 通讯作者 (bhuang@issas.ac.cn)

作者简介: 徐勇贤 (1982—), 江苏扬中人, 硕士研究生, 主要从事土壤与环境污染方面研究。E-mail: yxxu816@yahoo.com.cn

研究区位于无锡市惠山区，为亚热带季风海洋性气候，多年平均降雨量为 1100 ~ 1150 mm，多年平均气温为 15℃ ~ 17℃。地形较为平坦，地面高程海拔 5 ~ 8 m。土壤类型主要是人为土（普通铁渗水耕人为土），成土母质属于河湖相沉积物。该地区有企业近 400 家，散布在各自所属村庄附近的道路旁边，大部分是炼钢、冶金、电镀、钢管等金属制品企业，为典型工

业型城乡交错区。土地利用主要为水稻种植，但自 20 世纪 90 年代开始，部分水稻田转变为蔬菜种植区。近年来，随着城市化进程的加快，就业机会增多，当地农业从业人员逐渐减少，越来越多来自苏北和安徽的农民在此承包土地种植蔬菜。目前，从几个典型村镇的统计看，大约有一半的土地被外地农民用于蔬菜种植，其余则由当地农民用于水稻种植。



图 1 研究区概况图

Fig. 1 Synoptic chart of the study area

研究区蔬菜地由于农户进驻时间不同，蔬菜地的种植年限相差较大，蔬菜地种植从 15 年至 5 年不等。为了便于产品的销售，蔬菜地都在乡村公路边，全部由原来的水稻地转变而来（图 1）。灌溉基本使用流经研究区的主要河流及其支流的河水，河流的主河道流经城镇，接受城镇的工业和生活废水。为了获得较高的收益，农民往往将承包的蔬菜地分为两种类型，一半采用塑料大棚管理，种植生长期短、管理较精细的蔬菜品种，或反季节蔬菜，错开上市高峰。另一半则采用露天管理，种植生长期较长、管理较简单的蔬菜品种。

1.2 观测地块的选取

观测地块的选择主要根据菜地的种植年限和管理方式两个因素。在西马山和丁巷选取了两农户各两个地块，共 4 块地（编号：1、2、3、4 号，图 1，表 1），1 和 2 号地属西马山陈姓农户种植，3 和 4 号地属丁巷吴姓农户种植（图 1），每户两块地分别采取大棚和露天两种管理方式。选择的观测地块基本信息见表 1。

1.3 管理活动的观测和记录

在 2003 年 7 月—2005 年 7 月间，通过与种植农户合作，详细记录了这两年内蔬菜生产过程中各种活动的时间（播种、耕作、施肥、灌溉、收获等）、各

表 1 观测地块的基本状况

Table 1 Basic information of studied plots

编号	基本情况	面积 (m ²)	两年的轮作情况
1	大棚管理，种植 15 年	143	豇豆、青菜、苋菜、芹菜、黄瓜、丝瓜、茼蒿、番茄
2	露天管理，种植 15 年	147	苋菜、花菜、茼蒿、冬瓜、白菜、青菜、豇豆
3	大棚管理，种植 5 年	264	白菜、青菜、苕蕹、空心菜、丝瓜、菠菜、青菜、芹菜、茼蒿、番茄
4	露天管理，种植 5 年	103	萝卜、菠菜、茼蒿、青椒、白菜、菠菜、茼蒿、青菜

种物资的输入（包括各种肥料、灌溉水、降雨）和输出（收获的蔬菜、带出田块的秸秆等）量。种植的蔬菜种类、肥料灌溉水用量由农户自身意愿确定。在每季作物种植前，研究人员在田间记录下有关的信息，作物生产期间各种活动的记录主要由农户负责，研究人员定期检查，一旦发现记录中的问题，及时给予校正，并指导农民如何对记录进行完善，有机肥施用和灌溉过程中使用相同体积的容器，以便农户定量记录。蔬菜收获季节，农户从试验地中收获的蔬菜每次进行称重，同时记录每天销售蔬菜的金额，以便校对。在每季作物最终收获时，研究人员在田间称量丢弃秸秆的量，同时，最终检查当季作物记录的情况，进一步校正一些不合理或错误的记录，将记录收回，同时分发下季作物的记录表。

1.4 样品采集

在试验开始前，每个地块采集了表层土壤样品。试验实施过程中，采集了农户所用的各种肥料（包括化肥和有机肥）、灌溉水和收获的蔬菜样品（包括可食部分和带出地块的秸秆）。土壤样品在每块菜地约 2 m² 范围内随机采集 5 处 0~20 cm 表层样，混匀后缩分至 1 kg 左右作为一个样品，每块观测地采集 3 个样品。肥料样品，都在农户施用前采集。有机肥采集时，均用土样采集器在肥料堆中采集 5 处 1 m 深度的新鲜样品，混匀后带回实验室。水样采自蔬菜地周围灌溉水源，每季作物采集 3 次水样，采样时在每个样点用不锈钢水勺采集 4~5 处混合装入 1 L 的塑料瓶中带回实验室供分析之用。植物样品可食部分在每季蔬菜收获过程中采集，秸秆部分在最终采集，采集时在试验地块至少 5 处采集蔬菜或秸秆，混合后带回实验室。

1.5 样品处理和化学分析

土壤样品带回实验室后在室温下自然风干，拣出可见的植物根系、残体后磨细分别过 60 目和 100 目尼龙筛，保存在塑料袋中。化肥样品被磨碎至 100 目备用，有机肥被带回实验室后，随即称量鲜重，风干后称量其干重，计算含水量，然后磨碎至 100 目备用。水样带回实验室后，首先测定 pH 和电导率，然后加入几滴浓盐酸保存，在微量元素分析前用定量无灰滤纸过滤一次。植物样品带回实验室后首先称量鲜重，用自来水冲洗 2 次再用去离子水冲洗 1 次，晾干附着的水份，然后在烘箱内，70℃ 条件下通风烘干。烘干后的蔬菜样品粉碎装入密封纸袋，保存在干燥器中

备用。重金属元素分析项目包括 Cu、Pb、Zn、Cd。土壤、肥料样品采用反王水消化方法^[8]，植物样采用硝酸-高氯酸消化方法^[9]，消化液经定容后，Cu、Zn、Pb 采用火焰原子吸收法分析测定，Cd 采用石墨炉原子吸收法分析测定（Varian, Specter AA-220FS）。土壤和植物样品分析都用中国地质调查局地球物理和地球化学勘查研究所研制的标准物质进行了质量控制。

1.6 数据处理和统计分析

元素的输入量及输出量化按照公式计算：

$$Q = \sum_{i=1}^n M_i \cdot C_i$$

式中，Q：输入或输出元素总量；n：施肥、灌溉或蔬菜收获等种植管理次数；M：施肥、灌溉，或蔬菜收获的量；C：肥料、灌溉水或蔬菜中重金属的含量。地块土壤中元素的平衡为元素输入总量与输出总量之差。方差分析被用于判断不同种植年限及不同管理活动间元素输入、输出和平衡间的差异显著性。

2 结果与讨论

2.1 观测蔬菜地的基本情况

研究区蔬菜地土壤 pH 较低，在种植年限较长的 1 号和 2 号蔬菜地土壤中，土壤 pH 仅为 4.6~4.8（表 2），明显低于周围植稻土壤^[10]，而有机质含量明显高于周围植稻土壤^[10]。观测蔬菜地土壤重金属分析见表 2，参照国家土壤环境二级标准（GB15618-1995）土壤重金属含量均未超过此安全标准。但比较太湖地区人为土各元素背景值^[11]可发现，Cu、Pb、Cd 元素明显高于背景值，且种植年限较长的西马山菜地（1 和 2 号地）比种植年限较短的丁巷菜地（3 和 4 号地）土壤重金属含量高。而且种植年限长地块中露天地块土壤比大棚地块土壤重金属含量高，Pb 元素表现尤其明显，2 号地比 1 号地高出 39.7%。这些结果表明，种植蔬菜的土壤可能存在着重金属的累积。

2.2 观测蔬菜地重金属输入

重金属的输入量由 2 个因素决定，输入土壤中各种来源物质的总量及各物质中重金属的浓度。本研究输入土壤中的来源物质包括肥料（化肥和有机肥）和灌溉水。观测地块种植过程中不同来源重金属输入量状况如图 2 所示。

从表 3 中可见，由于有机肥使用量大，而且重金属含量较高（西马山猪粪中 Cu 为 41.1 mg/kg、Pb 为 5.1 mg/kg、Zn 为 89.1 mg/kg、Cd 为 0.09 mg/kg，丁巷猪粪中 Cu 为 56.5 mg/kg、Pb 为 1.5 mg/kg、Zn

表 2 观测地块土壤基本性质及重金属含量

Table 2 Chemical properties and the heavy metal contents of vegetable soils in field plots

地块	pH	有机质 (g/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)
1	4.59 ± 0.14	34.13 ± 4.14	32.24 ± 1.41	57.51 ± 3.89	82.27 ± 2.17	0.132 ± 0.027
2	4.83 ± 0.09	36.63 ± 3.49	38.83 ± 2.05	71.97 ± 9.56	85.96 ± 0.96	0.153 ± 0.015
3	4.75 ± 0.13	36.2 ± 3.02	28.13 ± 2.27	42.78 ± 6.10	70.25 ± 1.64	0.081 ± 0.018
4	5.48 ± 0.14	24.13 ± 1.70	27.11 ± 0.61	46.60 ± 4.74	61.44 ± 2.34	0.064 ± 0.012
太湖地区人为土元素背景值 ^[11]			24.86 ± 5.91	23.81 ± 6.02	89.57 ± 35.69	0.131 ± 0.102
国家土壤环境质量二级标准 (GB15618-1995)			50	250	200	0.3

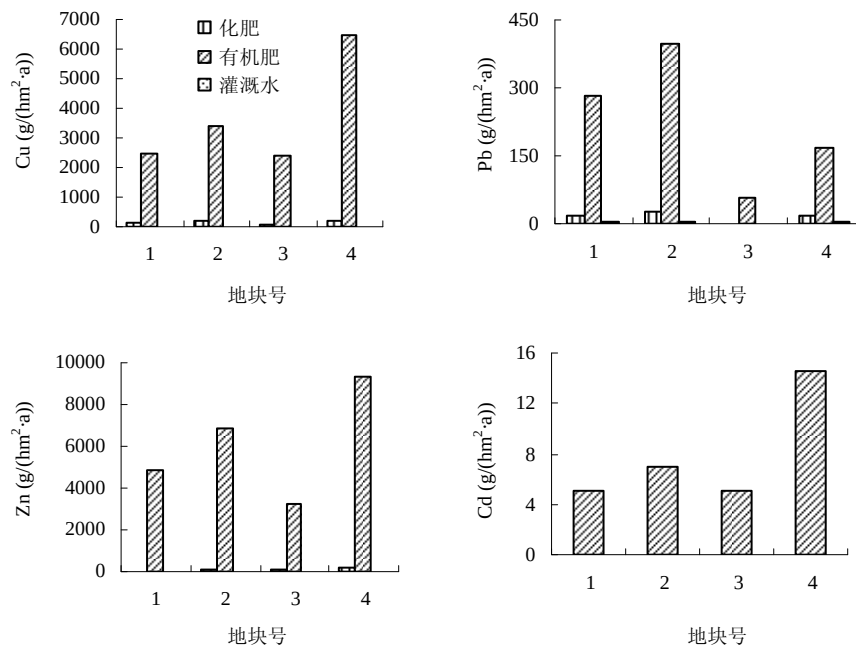


图 2 观测地块重金属年输入情况

Fig. 2 Annual inputs of heavy metals in field plots

表 3 观测地块重金属输入来源及来源物质中重金属含量

Table 3 Heavy metal contents in various input sources of heavy metals in field plots

肥料	施用量 (t/hm²)				重金属浓度范围 (mg/kg)			
	地块 1	地块 2	地块 3	地块 4	Cu	Pb	Zn	Cd
复合肥	5.48	4.75	2.47	5.22	31.8	—	19.74	—
尿素	0.76	2.02	1.57	1.09	—	—	—	—
磷肥	0.86	0	0.19	2.47	21.84	9.49	47.80	—
猪粪	54.8	77.37	38.94	112.92	41.1 ~ 56.5	1.5 ~ 5.1	82.3 ~ 89.1	0.09 ~ 0.12
灌溉水	484	471	386	623	0.0079	0.0054	0.03	0.00005

为 82.3 mg/kg、Cd 为 0.12 mg/kg)，导致其重金属输入量（图 2）占总输入量比例很高（Cu 为 92% 以上、Pb 为 89% 以上、Zn 为 98% 以上、Cd 为 100%）。而化肥施用导致的重金属输入量很低（Cu 为 176 g/hm² ± 65

g/hm²、Pb 为 17 g/hm² ± 11 g/hm²、Zn 为 88 g/hm² ± 74 g/hm²）。灌溉水虽然施用量大，但因为重金属含量极低（Cu 为 7.9 μg/kg、Pb 为 5.4 μg/kg、Zn 为 30 μg/kg、Cd 为 0.05 μg/kg），所以其重金属输入量占比例很小，

都在 3% 以下。可见肥料的大量使用是农业土壤中重金属污染的主要途径,特别是家禽粪肥等有机肥的施用占土壤重金属输入量的绝大部分,这一结果与前人的研究较为一致^[12-13]。

总的来说,本研究区蔬菜地在种植管理过程中重金属输入通量(图 3)(Cu 为 $3864 \text{ g/hm}^2 \pm 2002 \text{ g/hm}^2$ 、Pb 为 $245 \text{ g/hm}^2 \pm 157 \text{ g/hm}^2$ 、Zn 为 $6175 \text{ g/hm}^2 \pm 2690 \text{ g/hm}^2$ 、Cd 为 $7.9 \text{ g/hm}^2 \pm 4.4 \text{ g/hm}^2$)远远超过了瑞士有

机农业检测体系(KRAV)的规定值^[7]。与 2001 年荷兰农业区重金属输入量(Cu 为 350 g/hm^2 、Zn 为 1000 g/hm^2 、Cd 为 1.5 g/hm^2)比较^[14],重金属输入量也较高。

农户间重金属输入量比较,并无明显差异。但不同管理方式间重金属输入量比较可看出,露天地块输入量都高于大棚地块($p < 0.05$),2 号露天地块比 1 号大棚地块输入量大 40%,而 4 号露天地块超出 3 号大棚地块输入量近 2 倍。

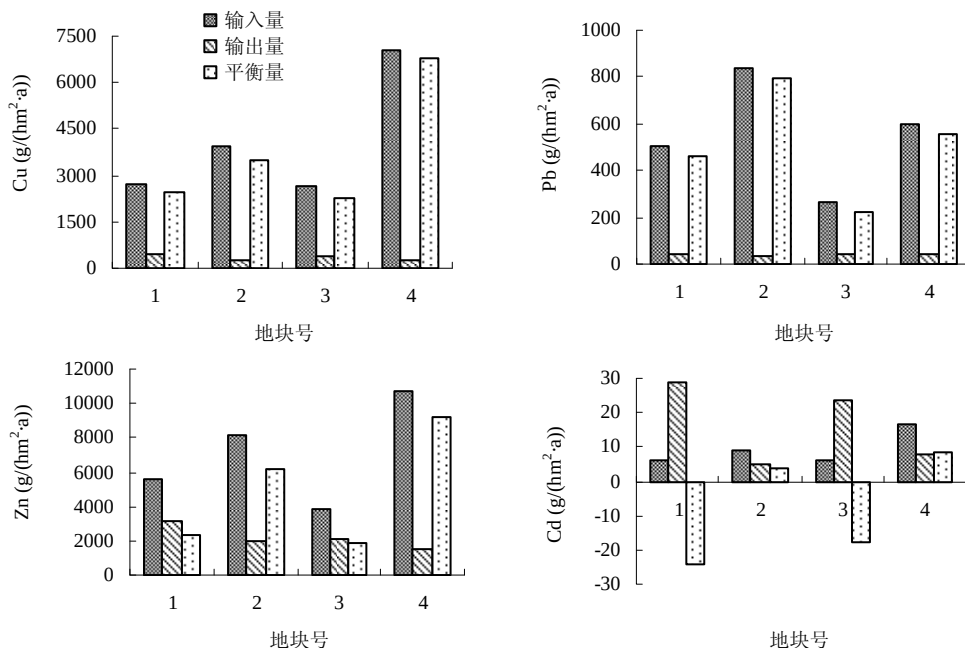


图 3 观测地块重金属年输入、年输出和年平衡量

Fig. 3 Annual input, output and balances of heavy metals in field plots

2.3 观测蔬菜地重金属输出

观测地块重金属输出量情况见图 3,由作物收获输出的 Cu 为 $340 \text{ g/hm}^2 \pm 104 \text{ g/hm}^2$ 、Pb 为 $40 \text{ g/hm}^2 \pm 2 \text{ g/hm}^2$ 、Zn 为 $2156 \text{ g/hm}^2 \pm 723 \text{ g/hm}^2$ 、Cd 为 $16.6 \text{ g/hm}^2 \pm 12.1 \text{ g/hm}^2$ 。尽管露天地块管理过程中重金属输出量明显大于大棚地块,但除了露天地块 Pb 输出量大于大棚地块外,露天地块的 Cu、Zn、Cd 输出量都显著小于大棚地块的输出量($p < 0.05$)(图 3),这主要是因为蔬菜地重金属输出除受管理方式和种植强度影响外,还受蔬菜种类的影响。因在大棚管理条件下,各农户均种植了番茄(表 1),分析表明番茄秸秆中重金属 Cu、Zn、Cd 含量均较高,尤其是 Cd 含量,达到 $1.21 \text{ mg/kg} \pm 0.33 \text{ mg/kg}$,显著大于其他作物中含量($p < 0.01$),大棚地块番茄秸秆重金属 Cd 输出通量平均达到 24 g/hm^2 ,受这一因素影响,导致大棚地

块元素输出量大于露天地块。

2.4 观测蔬菜地重金属平衡

为了对土壤中重金属平衡状况有一个全面而正确的评价,除了考虑种植管理的影响外,还需考虑其他的输入和输出途径,包括大气沉降、地表径流和土壤淋溶。由于条件的限制,本研究未进行其他途径输入输出量的定量监测,在此根据类似地区他人的研究结果,对蔬菜生产系统的平衡状况作一分析。张菊^[15]报道了长三角地区上海市城乡交错区的大气沉降重金属成分和通量,由于该研究区也是以密集的工业企业分布为特征,与本研究的区有着相似的背景条件,两者的结果应该较为接近,因此,采纳了其研究结果(Cu 为 $316 \text{ g/(hm}^2 \cdot \text{a)}$ 、Pb 为 $408 \text{ g/(hm}^2 \cdot \text{a)}$ 、Zn 为 $1215 \text{ g/(hm}^2 \cdot \text{a)}$ 、Cd 为 $2.1 \text{ g/(hm}^2 \cdot \text{a)}$)。与施肥过程输入的重金属量相比(图 2),大气沉降是土壤系统重金

属累积的一个重要途径^[16]。对于耕作层土壤重金属径流和淋溶通量有很多研究报道,考虑到本研究区土壤和地貌特性,本文参考了Andderson等^[17]以及孔文杰和倪吾钟^[18]研究中有关土壤重金属径流和淋溶通量的报道(Cu 为 4.3 g/(hm²·a)、Pb 为 0.05 g/(hm²·a)、Zn 为 7.5 g/(hm²·a)、Cd 为 0.06 g/(hm²·a)),可看出通过径流淋溶输出的土壤重金属通量与作物收获的输出量相比,所占比例很小。

由于大棚管理一年中有一半时间是封闭的,所以来自大气沉降的重金属输入量只计露天地块的一半。用总输入量(包括种植管理输入量和大气沉降量)减去总输出量(包括作物吸收输出量和土壤径流淋溶量)获得重金属的总平衡量(图3)。可见所有地块的重金属Cu、Zn、Pb输入量大于输出量,表现为盈余,平衡通量Cu 约为 3577 g/hm² ± 2150 g/hm²、Pb 为 511 g/hm² ± 235 g/hm²、Zn 为 4922 g/hm² ± 3504 g/hm²。尽管大气沉降输入量可能由于地区间差异存在不确定性,但在种植管理过程中系统的Cu、Pb、Zn的平衡均表现为明显的盈余,所以,大气沉降输入量的变异不会改变系统盈余状况,只是对盈余量多少的估计产生偏差。露天地块Cd平衡亦表现为盈余,平衡通量为 6.4 g/(hm²·a) ± 3.1 g/(hm²·a)。而大棚地块Cd输出量大于输入量,输出量是总输入量的3.9~4.9倍,由

于大气沉降的Cd输入量接近作物收获的输出量,所以前者的不确定性可能会对此元素的平衡状况的估计产生影响,究竟Cd元素在蔬菜生产系统中表现为盈余还是亏却有待进一步的工作加以确认。系统中元素的明显盈余可进一步验证前述土壤中大部分元素含量高于太湖地区土壤元素背景值而可能出现累积的结论。

管理方式不同造成Cu、Zn、Pb平衡量差异,由于施用的肥料尤其是有有机肥量较大,和接受较多的大气沉降量,露天地块Cu、Zn、Pb盈余量明显大于大棚地块(p<0.05)。

2.5 蔬菜中重金属含量及健康风险

为了进一步揭示蔬菜生产系统的重金属污染状况,分析了观测地块全部轮作蔬菜重金属含量(表4)。蔬菜种类不同吸收重金属能力也不同,很多研究结果也表明蔬菜中重金属含量大小顺序为:叶菜类>根茎类>瓜果类^[19-22]。所以在蔬菜重金属含量研究中,很有必要对蔬菜种类进行归类讨论,因为同类蔬菜重金属含量变异较小,易于讨论分析。我们将观测地块轮作蔬菜分成叶菜类、根茎类、瓜果豆类,对照蔬菜安全标准(GB18406.1-2001),叶菜类中苜蓿、空心菜、茼蒿分别有Zn、Pb、Cd含量超标现象,而根茎类和瓜果豆类蔬菜重金属含量都处于安全级别(表4)。

表4 新鲜蔬菜中重金属Cu、Zn、Pb、Cd含量(mg/kg)

Table 4 Cu, Zn, Pb and Cd contents of fresh vegetables

蔬菜种类		样品数	Cu	Zn	Pb	Cd
叶菜类	苜蓿	1	0.95	11.04	0.347	0.015
	空心菜	1	6.20	10.49	0.279	0.069
	芹菜	2	0.58 ± 0.12	12.52 ± 3.25	0.015 ± 0.006	0.007 ± 0.003
	菠菜	2	0.74 ± 0.20	5.94 ± 1.01	0.029 ± 0.009	0.003 ± 0.001
	茼蒿	2	2.25 ± 0.47	31.90 ± 3.39	0.167 ± 0.481	0.109 ± 0.043
	白菜	6	0.42 ± 0.09	4.17 ± 0.82	0.086 ± 0.069	0.023 ± 0.023
	青菜	7	0.58 ± 0.23	7.23 ± 2.80	0.075 ± 0.062	0.033 ± 0.028
根茎类	花菜	1	0.26	3.48	0.032	0.001
	茭苳	6	1.01 ± 0.38	5.31 ± 1.90	0.137 ± 0.051	0.015 ± 0.010
	萝卜	2	0.27 ± 0.07	2.74 ± 0.95	0.047 ± 0.014	0.015 ± 0.009
瓜果豆类	冬瓜	1	0.28	1.82	0.025	0.004
	黄瓜	1	0.51	2.04	0.023	0.005
	青椒	1	0.90	2.03	0.039	0.007
	豇豆	2	1.10 ± 0.36	11.65 ± 2.31	0.049 ± 0.013	0.011 ± 0.006
	丝瓜	3	0.59 ± 0.10	2.28 ± 0.11	0.035 ± 0.001	0.001 ± 0.00
	番茄	6	0.59 ± 0.01	1.35 ± 0.01	0.006 ± 0.004	0.012 ± 0.005
国家蔬菜安全标准 (GB18406.1-2001)			10	20	0.2	0.05

通过当前污染状况下蔬菜重金属含量情况,可以对蔬菜的健康风险进行评价。目前大部分有毒污染物的人类最大允许摄入量 R_fD (reference dose, $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$)已经建立。世界卫生组织规定成年人 Pb、Cd 的最大允许摄入量 R_fD 值分别为 3.5 和 7 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。USEPA 推荐的 Zn、Pb、Cd 的 R_fD 值分别为 300、3.5、1 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。

根据我国平均食物消费结构,人均每年消费的蔬菜为 110 kg,则成人每天消费蔬菜 0.301 kg,成年人体重以 60 kg 计。同时可设成人每天消耗的蔬菜中叶菜和非叶菜各占一半。按两类蔬菜的重金属含量计算摄入量,以 $1/2R_fD$ 值为标准计算每日食用蔬菜对重金属摄入量的贡献率^[23]。按公式 $R_i = [(D_i \times C_i)/(0.5R_fD)] \times 100\%$ 计算,其中 i 为食用作物种类, D 为每日食用量 (kg/d), C 为食物中污染物浓度 (mg/kg), R 为食用作物而导致的污染物摄入量的贡献率。

研究区蔬菜 Pb、Zn、Cd 摄入量贡献率见表 5。总体上,叶菜类蔬菜重金属摄入量贡献率高于非叶菜类,如食用研究区污染最严重的蔬菜, Zn、Pb、Cd 摄入量贡献率分别达到 72.6%、69.2% 和 62%。在此摄入量的情况下,再加上其他方面的摄入量,很容易导致人体每日摄入量超过 R_fD 值,从而影响人体健康。所以,目前研究区土壤重金属污染状况下的农产品对当地人群来说具有较大的健康风险,建议把此类菜地多种富集重金属能力较低的瓜果菜类或改种观赏花卉。

表 5 观测地块蔬菜对人体重金属输入的贡献率

Tbale 5 Absorptivity of heavy metals by human body from vegetables

蔬菜	Zn	Pb	Cd
叶菜类	7.0% ~ 53.2%	2.1% ~ 49.6%	1.5% ~ 54.5%
非叶菜类	2.2% ~ 19.4%	0.9% ~ 19.6%	0.5% ~ 7.5%

3 结论

研究表明城乡交错区蔬菜种植管理过程中,重金属可通过施肥(包括化肥、有机肥)和灌溉等途径输入其生产系统,其中有机肥的施用是生产系统中重金属输入的最主要途径。由于土壤的高强度利用,重金属输入通量较高,明显大于欧洲农业区生产系统, Cu、Pb、Zn 等元素的输入通量明显高于通过作物收获带出的输出通量。综合大气沉降、土壤淋溶和地表径流等因素进行生产系统重金属平衡分析结果表明,观测地块重金属 Cu、Pb、Zn 等平衡盈余量较高,且由于接受较多的有机肥和大气沉降导致露天地块盈余量高于

大棚地块。这种盈余可能导致它们在土壤中积累。尽管土壤中重金属含量目前低于国家农田土壤二级标准,但元素在土壤中的积累趋势势必加重土壤重金属污染的危险性。如何合理施用肥料,尤其是施用有机肥,制定进入生产系统物质的临界值,将是城乡交错区蔬菜生产系统可持续管理的重要内容。

在目前的城乡交错区蔬菜生产系统中,蔬菜中重金属含量发现有超标现象,健康风险评价也表明叶菜类蔬菜风险较高。至于这些重金属高含量的出现,除了可能来自土壤中重金属的积累外,是否是由于高强度利用导致土壤酸度增加进而提高重金属的有效性,或者是由于研究区大气沉降中重金属直接进入蔬菜,则需要在今后研究中加以确认。

参考文献:

- [1] 梁称福,陈正法,刘明月. 蔬菜重金属污染研究进展. 湖南农业科学, 2002(4): 45—48
- [2] 姚春霞,陈振楼,许世远,张菊,刘伟,徐益章,陆建忠. 上海市浦东新区蔬菜地土壤重金属含量及评价. 土壤, 2005, 37 (5): 517—522
- [3] 孔德工,唐其展,田忠孝,方东,粟学军. 南宁市蔬菜基地土壤重金属含量及评价. 土壤, 2004, 36(1): 21—24
- [4] 王辉,董元华,安琼. 南京市郊区蔬菜地土壤环境质量评价. 土壤, 2005, 37(3): 295—298
- [5] 刘景红,陈玉成. 中国主要城市蔬菜重金属污染格局的初步分析. 微量元素与健康研究, 2004(21): 42—44
- [6] Dach J, Starmans D. Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: Actual state and previsions for the future. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2005, 107: 309—316
- [7] 易小琳. 瑞士有机农业检测体系 (KRAV). 世界农业, 1998(6): 23—24
- [8] Burt R, Wilson MA, Mays MD, Lee CW. Major and trace elements of selected pedons in the USA. J. Environ. Qual., 2003, 32: 2109—2121
- [9] 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
- [10] Huang B, Shi XZ, Yu DS, Öborn I, Blombäck K, Pagella TF, Wang HJ, Sun WX. Environmental assessment of small-scale vegetable farming systems in peri-urban areas of the Yangtze River Delta Region, China. Agric. Ecosyst. Environ., 2006, 112: 391—402
- [11] 李健,郑春江. 环境背景值数据手册. 北京: 中国环境科学出版社, 1989
- [12] Stanners D, Bourdeau P. Europe's Environment: The Dobris

- Assessment. Denmark: European Environment Agency, Copenhagen, 1995: 712
- [13] Moolenaar SW, Lexmond TM. Heavy-metal balances of agro-ecosystems in the Netherlands. *J. Agric. Sci.*, 1998(46): 171–192
- [14] Van Noort RBJC, Van Egmond ND. Dutch Environmental Data Compendium. Kluwer: Alphen ann den Rijn, 2001
- [15] 张菊. 上海城市街道灰尘重金属污染研究 (硕士学位论文). 上海: 华东师范大学, 2005
- [16] Kloke ADR, Sauerbeck DR, Vetter H. Changing Metal Cycles and Human Health. Berlin: Springer-verlag, 1984: 113–141
- [17] Andderson A, Gustafson A, Torstensson G. Removal of Trace Elements from Arable Land by Leaching (Master's degree thesis). *Ekohydrologi*: Swedish University of Agricultural Sciences, 1988: 26
- [18] 孔文杰, 倪吾钟. 有机无机肥配合施用对土壤-油菜系统重金属平衡的影响. *水土保持学报*, 2006, 20(3): 32–35
- [19] 杨书润译. 蔬菜与土壤中的重金属. *国外农业环境保护*, 1986, (1): 28–30
- [20] 王丽凤, 白俊贵. 沈阳市蔬菜污染调查及防治途径研究. *农业环境保护*, 1994, 13(2): 84–88
- [21] Jinadasa KBPN, Milham PJ, Hawkins CA, Cornish PS, Williams PA, Kaldor CJ, Conroy JP. Heavy metals in the environment-survey of cadmium levels in vegetables and soils of Greater Sydney, Australia. *J Environ. Qual.*, 1997, 26: 924–933
- [22] 魏秀国, 何江华, 王绍毅, 陈俊坚, 杜应琼, 何文彪, 杨秀琴. 广州市菜园土和蔬菜中镉含量水平及污染评价. *土壤与环境*, 2002, 1(3): 252–254
- [23] 丁爱芳, 潘根兴. 南京城郊零散菜地土壤与蔬菜重金属含量及健康风险分析. *生态环境*, 2003, 12(4): 409–411

Balances of Heavy Metals and Healthy Risks in Vegetable Farming System of An Industry-Based Peri-Urban Area in Yangtze River Delta Region

XU Yong-xian^{1,2}, WANG Hong-jie¹, HUANG Biao¹, SHI Xue-zheng¹, YU Dong-sheng¹, CHANG Qing¹, INGRID Öborn³

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;

2 Yuxi Tobacco Company Huanning Branch, Huanning, Yunnan 652800, China;

3 Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala SE – 75007, Sweden)

Abstract: There is growing concern about heavy metal pollution in peri-urban areas with the rapid development of urbanization in China. In this paper, the balances of some heavy metals including Cu, Pb, Zn and Cd at small-scale vegetable farming system were studied during the years between July 2003 and July 2005 in an industry-based peri-urban area, Wuxi of the Yangtze River Delta region of China in order to judge the trend of heavy metal accumulation in the agricultural eco-system and assess the healthy risk of heavy metals in soils and vegetables. Results showed that organic fertilizers contributed mainly to heavy metal input in the studied system, which accounted for more than 88.5% of the total input of heavy metals. The inputs of heavy metal in the studied area were higher if compared to yearly heavy metal inputs in European agricultural area, while the corresponding outputs of heavy metals were obviously low, only accounting for less than 10% of the total inputs. Consequently, Cu, Pb and Zn balances were positive in all plots. Heavy metal contents in the studied plots were all lower than the limits according to Chinese agricultural soil safety standard level 2, but higher than the background value of Anthrosols in Tai-hu Lake region. Assessment of healthy risk indicated a high risk of heavy metal pollution existed in the leaf vegetables in the studied area.

Key words: Peri-urban area, Vegetable farmland, Balances of heavy metals, Healthy risk assessment