

太湖地区水稻土表层土壤 10 年尺度重金属元素积累速率的估计

李恋卿¹, 潘根兴^{1*}, 张平究¹, 成杰民¹, 褚秋华², 丘多生² (1. 南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095; 2. 江苏省吴江市金家坝镇农技推广站, 215215)

摘要: 以江苏省几个水稻土历年监测的重金属元素变化资料为基础, 估计太湖地区水稻土表层土壤的重金属元素积累速率并推算本地区相应的几种环境影响的污染通量. 结果表明, Cu/Zn、Pb 和 Cd 的积累速率分别达到 $0.3 \sim 1 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{a})^{-1}$, $0.2 \sim 1 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $0.3 \sim 3 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{a})^{-1}$, 它们的年污染通量分别为 $0.5 \sim 1 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, $0.5 \sim 1.0 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, $0.5 \sim 3.0 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $0.8 \sim 10 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$. 观察到有效态含量的积累速率高于全量, 就整个区域来说, Pb、Cd 的面源复合污染强度明显较其他环境影响因子大, 尤其是 Cd 的污染通量较国际上的报道偏高, 说明本地区环境污染较为严重, 仍然是区域环境质量的制约因素. 本地区土壤重金属元素的变化及其对食物链的影响以及人类健康的影响必须引起广泛的重视.

关键词: 太湖地区; 水稻土; 重金属; 变化速率; 土壤污染

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2002)03-05-0119

Estimating of Decadal Accumulation Rates of Heavy Metals in Surface Rice Soils in the Tai Lake Region of China

Li Lianqing¹, Pan Genxing^{1*}, Zhang Pingjiu¹, Cheng Jie min¹, Zhu Qiuhua², Qiu Duosheng² (1. Institute of Resources, Ecosystem and Environment for Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Agricultural Extension Service, Wujiang County, Jiangsu 215215, China)

Abstract: Estimation of decadal accumulation of some heavy metals in surface rice soils from the Tai Lake region, southern Jiangsu Province, China was made by means of calculating the monitoring data and/or analysis data of the archived soil samples. For the last decade, the estimated annual accumulation rate for Cu or Zn, Pb and Cd was $0.3 \sim 1 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{a})^{-1}$, $0.2 \sim 1 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{a})^{-1}$ and $0.3 \sim 3 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{a})^{-1}$ respectively, the apparent pollution loading was, therefore, respectively $0.5 \sim 1 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, $0.5 \sim 1.0 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, $0.5 \sim 3.0 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ and $0.8 \sim 10 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$. The accumulation rate for the content of available form was shown to be greater than that of total content. The non-point source pollution made bigger contribution to the total annual loading for the Pb and Cd than the other source pollutions, while the Cd loading was prominently higher than those reported in Europe. These results may indicate that the food safety in this region may be constrained by the soil pollution of these heavy metals at high accumulation rates.

Key words: rice soil; Tai Lake region; heavy metals; accumulation and loading; soil pollution

土壤中重金属元素的积累及其动态是土壤环境质量的重要基础科学问题, 不但关系区域环境质量与区域可持续发展, 还关系到农业资源面临保障. 21 世纪 80 ~ 100 亿人口生存的可持续性^[1]. 全球环境正在以前所未有的速度变化着, 土壤环境不断受到大气和各种媒介的重金属和有毒有机化学品污染. 国际上许多有关人类健康的环境标准都依赖土壤中有毒元素的总量作人类摄入量估计, 因而区域土壤的污染物总量及其变化可以作为区域或国家环境控制标准与环境政策的依据^[2]. 90 年代以来, 国际上关于土壤环境中污染物积

累与变化的研究十分活跃. Juste 等和 Jones 等相继报道了法国凡尔赛长期试验田和英国洛桑实验站土壤重金属含量的长期变化及其速率估计^[3,4]. 太湖地区是我国经济和文化十分发达的地区, 其环境变化已引起我国科学界的重视和研究. 笔者已分别发表了这一地区若

基金项目: 国家自然科学基金重点项目 (49831070); 江苏省自然科学基金重点项目 (BK99196); 教育部骨干教师研究基金联合资助项目

作者简介: 李恋卿 (1965 ~), 女, 博士, 从事土壤与环境质量研究.

收稿日期: 2001-07-03; 修订日期: 2001-10-09

* 通讯作者

干重金属元素总量和有效态含量变化的分析资料^[5,6]。本文基于笔者最近几年对该地区不同环境影响下土壤中重金属元素的分析和统计,估计 10 年尺度的变化速率,以期为该地区区域环境质量研究、人类食物安全评价及环境政策选择提供依据。

1 材料和方法

1.1 调查和采样

选择了几种环境影响类型,在不同年份进行了水

稻土表层土壤重金属元素含量的调查。所有样品取自水稻土耕作层(0~15cm 或 20cm),均在旱季采集。面上调查采用随机法选点,小区采样采用梅花形布点。野外工作时挖开新鲜剖面,取未干扰自然土块,盛于不锈钢圆盒(直径 15cm,高 6cm),处理前冷藏。分析前风干磨碎,过 100 目筛作全量分析,过 60 目筛作有效态分析。样点的分布及其基本情况见表 1。

1.2 样品分析与数据统计

表 1 用于评价土壤重金属元素积累的调查采样点的分布及其基本情况^[5,6,10]
Table 1 Distribution of the sampling sites and the background of the samples^[5,6,10]

形态	环境影响及时间/a	区域或地点	采样年份 与深度/cm	分析元素	背景
全量	综合环境影响/20	苏州吴县市	1998/20	Cu, Zn, Pb, Cd	与环境背景值对比
	乡镇工业影响/20	苏州吴县市木渎镇	1998/20	Cu, Zn, Pb, Cd	与毗邻的光福镇对比(后者被保护)
	农业高产田建设/15	苏南 13 个省级以上的丰产方	2000/15	Pb, Cd	与吴县市的旺山村对比,后者多年来实行生态农业措施
	农业长期化肥施用/11	吴江市金家坝镇长期实验点	2000/15	Pb, Cd	与无肥区或常规区比,化肥为大田使用量(1989 年始)
有效态	综合影响/15	宜兴市全市	1997/15	Cu, Zn, Mn	与 1982 年调查值对比
	综合影响/20	吴县市抽样调查	1998/20	Cu, Zn, Pb, Cd	与光福镇对比
	乡镇工业影响/20	吴县市木渎镇	1998/20	Cu, Zn, Pb, Cd	与光福镇对比
	农业高产田建设/15	苏南 13 个省级以上的丰产方	2000/15	Pb, Cd	与吴县市的旺山村对比,后者多年来实行生态农业措施
	农业化肥长期使用/11	吴江市金家坝镇长期实验点	2000/15	Pb	与无肥区或常规区比,化肥为大田使用量

用王水-高氯酸消化法制备全量分析待测液,有效态按不同情况分别采用 0.1 mol/L HCl 浸提、DTPA 浸提或 1 mol·L⁻¹ MgCl₂ 浸提^[7],所用仪器为 AAS-1000 岛津原子吸收分光光谱仪或原子荧光光谱仪,用国家地球化学标准样品内插法控制分析质量。分析结果进行平均值和标准差统计。

1.3 计算

尽管某些环境介质中(冰心、湖泊和浅海沉积物)重金属元素的 100 年以上尺度的变化呈指数关系,但无论是重金属还是持久残留的有机毒物在土壤环境中 10 尺度的积累仍符合线性关系^[8,9]。因此,任一时刻土壤环境中重金属元素的含量符合下式:

$$c_t = c_0 + kt \tag{1}$$

式中, c_t 为 t 时的土壤环境重金属元素的含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); c_0 为背景含量或变化起始时的含量,这依研究所用样品或资料的背景而定; t 为变化所经历的时间(a)。则 k 为土壤环境中重金属元素的积累速率 $[\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}]$ 。于是有:

$$k = (c_t - c_0)/t \tag{2}$$

对于重金属元素的相对变化速率有:

年变化 $\% = k/c_0 \tag{3}$
土壤环境重金属元素积累的通量估计可以由下式得到:

年通量 $[\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}]$
$$= k \times 10^8 \times \rho \times D \times 10^{-3} \times 10^{-3} \tag{4}$$

式中, ρ 为土壤容重($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), D 为样品所代表的耕层深度(cm), 10^8 为每 hm^2 的面积换算系数, 10^{-3} 为土壤重量和重金属浓度的重量换算系数。

2 结果和讨论

2.1 重金属元素全量的变化

所分析样品的重金属元素的含量变化值列于表 2。 T 检验表明这些环境影响下的重金属全量当前值与初始值间都达显著或极显著差异($P < 0.05$)。据此计算的变化速率列于表 3(但报道的 Zn 的背景值偏高,没能计算变化值)。可见,面源污染和工业化影响下土壤重金属有明显积累,Cu、Zn、Pb 的积累速率为 $0.1 \sim 0.7 \text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}$,而 Cd 的积累速率达到 $0.3 \sim 2.6 \mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}$,相对年变化达到 1% 以上。从大气沉降的积累速率来看,Cd 的面源污染可能以大气尘埃的形式输入土壤^[11]。从不同环境因素对土壤中 Pb、Cd 积累的影响来看,各种农业活

动与乡镇工业类似,都对土壤表现为 Pb 污染.对 Cd 来说,乡镇工业和农业高产田建设(主要通过机械、农药和有机化学物)对土壤有明显的污染,但本地区有害重金属 Pb、Cd 的面源污染较强,面源污染对土壤中重金属的积累占主导地位.

2.2 重金属元素有效态含量的变化

表 2 不同影响因素下土壤环境中重金属元素全量的变化测定值

Table 2 Change of total heavy metal contents under various environmental impacts

影响因素	重金属元素	当前值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	初始值或背景值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
综合影响 (江苏省吴县市)	Cu	$27.24\pm2.92(n=13)$	22.78 ± 5.18
	Zn	$64.12\pm10.99(n=13)$	73.72 ± 20.60
	Pb	$33.94\pm4.12(n=13)$	20.39 ± 1.20
	Cd	$0.058\pm0.022(n=13)$	0.012 ± 0.010
乡镇工业 (江苏省吴县市 木渎镇)	Cu	$26.64\pm3.55(n=10)$	$27.28\pm2.16(n=6)$
	Zn	$64.61\pm10.56(n=10)$	$61.92\pm7.35(n=6)$
	Pb	$37.46\pm4.83(n=10)$	$33.48\pm3.92(n=6)$
	Cd	$0.084\pm0.022(n=10)$	$0.074\pm0.018(n=6)$
肥料长期 化肥 施用 (江苏省 化肥 + 吴江市) 粪肥	Pb	$22.35\pm0.17(n=3)$	$20.42\pm1.41(n=3)$
	Cd	$0.019\pm0.000(n=3)$	$0.020\pm0.001(n=3)$
	Pb	$18.80\pm1.27(n=3)$	$20.42\pm1.41(n=3)$
	Cd	$0.023\pm0.001(n=3)$	$0.020\pm0.001(n=3)$
农业高产田 (江苏省苏南片)	Pb	$25.61\pm2.78(n=13)$	$23.01\pm4.01(n=13)$
	Cd	$0.100\pm0.016(n=13)$	$0.076\pm0.016(n=13)$

表 3 估计的水稻土耕层土壤中重金属全量积累速率¹⁾

Table 3 Estimated accumulation rates of the studied heavy metals in the surface rice soils

影响因素	Cu/ $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}$		Zn/ $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}$		Pb/ $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}$		Cd / $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{a})^{-1}$	
	积累速率	年变化/ %	积累速率	年变化/ %	积累速率	年变化/ %	积累速率	年变化/ %
综合影响	0.248	1.09	0.122	1.97	0.753	3.69	2.56	21.29
乡镇工业-农业	- 0.026	- 0.09	0.108	1.74	0.159	0.47	0.40	5.41
化肥-无肥	未分析	未分析	未分析	未分析	0.175	0.86	< 0	< 0
粪肥-无肥	未分析	未分析	未分析	未分析	< 0	< 0	0.27	1.36
农业高产-常规	未分析	未分析	未分析	未分析	0.173	0.75	1.60	2.11
大气沉降 ²⁾	0.25	1.10	未分析	未分析	0.727	3.56	3.44	28.70
大气沉降 ³⁾	未分析	未分析	未分析	未分析	0.146	7.14	3.56	29.63

1) 年变化 % = 变化速率/ 起始含量 $\times 100$ 2) 以吴县市光福镇为对照 3) 以旺山村为对照

表 4 列出了本地区不同影响因素下土壤环境重金属有效态含量的变化值. t 检验表明,除面源下 Zn 的有效态含量以外,都存在当前值和初始值间的显著性差异.表 5 中列出了计算的变化速率和相对年变化.可见,有效态含量的相对年变化基本上达到 2 % 以上,工业活动对土壤中 Cu、Zn、Pb 的有效态积累有显著影响,而农业活动对土壤 Pb、Cd 的有效态含量也有显著的促进作用.农业中伴随机械化的 Pb 输入^[12],伴随化学品的 Cd 输入^[13]可能是这种污染的原因.

3 讨论

3.1 太湖地区水稻土年重金属污染通量

根据采样深度,设水稻土耕层的容重为 $1.2\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ^[14],应用上述积累速率可以计算得到太湖地区水稻土土壤重金属元素的年污染积累通量.计算结果表明,Cu、Zn 的通量为 $0.5\sim1.0\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, Pb 为

$0.5\sim3\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 而 Cd 为 $0.82\sim10\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.这些结果基本符合 Mench(1998)报道英国洛桑实验站 Cd 的年通量 $[1.9\sim7.2\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}]$,法国国家农业研究院凡尔赛中心 Cd 的年通量 $[2.7\sim6.8\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}]$ ^[15].这里估计的源于大气输入的 Cu、Pb、Cd 的年通量分别为 $1.00\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, $2.91\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $13.8\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.而大西洋和太平洋观测站的大气 Cu、Pb、Cd 的年通量分别为 $1.0\sim3.2\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, $0.7\sim3.2\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $0.25\sim0.44\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ ^[16],上述报道中 Cd 大气沉降通量为 $3\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 左右,但更近的资料表明英国半乡村地区的 Cd 沉降通量为 $1.9\sim5.4\text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.看起来,本地区空气飘尘 Cd 污染较这些报道严重.不同环境影响下的重金属年输入通量差异较大,但农业的影响相对于工业仍是较小的(图1).即使从全球的重金属环境迁移量来

表 4 不同影响因素下土壤环境中重金属元素有效态含量的变化测定值

Table 4 Change of available heavy metal contents under various environmental impacts				
影响因素	元素	当前值/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	初始值或背景值/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	浸提剂
面源 (吴县市抽样)	Cu	$4.39 \pm 0.56 (n=12)$	$3.23 \pm 1.18 (n=10)$	DTPA
	Zn	$0.70 \pm 0.75 (n=12)$	$0.82 \pm 0.99 (n=12)$	DTPA
	Pb	$4.59 \pm 1.45 (n=12)$	$3.45 \pm 0.86 (n=12)$	DTPA
	Cd	$0.038 \pm 0.015 (n=12)$	$0.034 \pm 0.010 (n=12)$	DTPA
面源 (宜兴市调查)	Cu	$5.10 \pm 2.02 (n=38)$	$3.95 \pm 2.27 (n=54)$	DTPA
	Zn	$4.42 \pm 3.31 (n=38)$	$1.41 \pm 1.86 (n=54)$	DTPA
	Mn	$11.60 \pm 10.20 (n=38)$	$7.94 \pm 9.81 (n=54)$	DTPA
乡镇工业 影响	Cu	$6.17 \pm 1.17 (n=5)$	$3.23 \pm 1.18 (n=5)$	0.1 mol/L HCl
	Zn	$4.47 \pm 1.17 (n=5)$	$0.82 \pm 0.99 (n=5)$	0.1 mol/L HCl
	Pb	$7.79 \pm 3.16 (n=5)$	$5.46 \pm 0.93 (n=5)$	0.1 mol/L HCl
	Cd	$0.023 \pm 0.014 (n=5)$	未测定	0.1 mol/L HCl
农业丰产方 建设	Pb	0.95 ± 0.84	0.28 ± 0.07	1 mol/L MgCl_2
	Cd	0.021 ± 0.008	0.016 ± 0.002	1 mol/L MgCl_2
肥料长期施用	Pb	3.21 ± 0.06	2.95 ± 0.16	1 mol/L MgCl_2

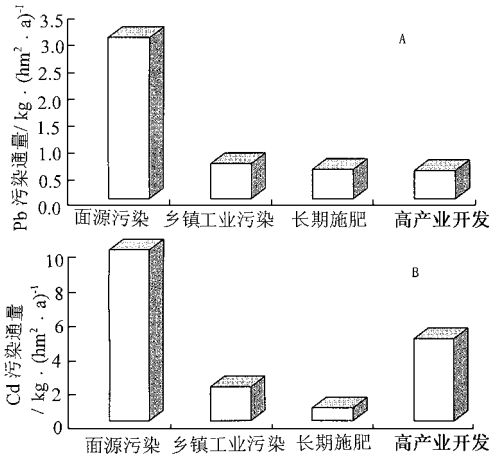


图 1 太湖地区几种环境影响下水稻土的
Pb(A)、Cd(B)污染通量比较

Fig.1 Annual pollution loading of Pb(A) and Cd(B) under various environmental impacts in the region

说,工业的释放远远超过农业中化肥的施用,甚至污泥的大量直接施用^[1].很多研究资料显示农业中肥料的重金属带入并不是环境重金属积累的主要因素^[15].因此,在土壤环境质量变化中,太湖地区工业和面源的污染仍占主要的地位.

3.2 有效态含量的快速积累

上述资料还显示,Cu、Zn、Cd有效态含量的年变化速率高于其全量的变化.这可能意味着土壤环境中重金属元素移动性增强.对于Pb来说,乡镇工业和农业高产田建设中的污染使有效态含量的积累速率显著高于化肥和其他污染.研究表明,在污染冲击下,土壤环境中重金属元素有效态含量显著提高^[5,6],因而表现为活化率显著升高^[17].最近 McGrath 等报道了英国洛桑试验站污泥施用对土壤中Zn、Cd污染的统计结果,施用污泥25年显著地提高了土壤中CaCl₂可浸提的百分比^[18],而且,在污泥停止施用后仍然保持稳定.因此,有效态含量的快速升高可能更清晰地反映土壤环境重金

表 5 估计的太湖地区重金属元素的有效态含量的积累速率

影响因素	Cu/ $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$		Zn/ $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$		Pb/ $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$		Cd/ $\text{g} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$	
	积累速率	年变化/ %	积累速率	年变化/ %	积累速率	年变化/ %	积累速率	年变化/ %
面源影响(吴县市)	0.064	2.00	-0.007	-0.81	0.063	1.84	0.22	0.66
面源影响(宜兴市)	0.088	2.24	0.232	16.42	未分析	未分析	未分析	未分析
乡镇工业-农业	0.118	3.64	0.146	17.8	0.093	1.71	未分析	未分析
化肥-无肥	未分析	未分析	未分析	未分析	0.025	0.83	未分析	未分析
农业高产-常规	未分析	未分析	未分析	未分析	0.136	3.35	0.33	2.08

属污染特点.鉴于有效态含量直接与植物吸收有关,它比全量的更快速变化是环境质量研究中值得进一步注意的问题.

3.3 水稻土重金属积累与食品安全

太湖地区水稻土重金属元素的变化对生态系统和人类食物质量有不可低估的影响.土壤环境学提出了3种理论用以解释土壤中重金属含量与植物重金属元素吸收的关系^[2]: ① 线性模式,即植物中重金属元素吸收

随土壤全量而线性增加;②高原模式,即植物重金属元素的吸收在一定阈值后达到稳定;③Langmuir模式,由于植物的抵抗机制,土壤中重金属元素含量在增加到一定程度后,植物的吸收才呈指数增长. Jones等1989年在英国洛桑试验站观察到谷类作物中Cd显著升高^[18]. McGrath等的结果显示,英国洛桑试验站旱地作物的Zn、Cd含量均与土壤全量呈线性增加,大麦中Cd的浓度与土壤全量的系数为0.015^[17]. 80年代美国的统计资料显示稻、麦的Zn、Pb、Cd95%置信限浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 干重)为20, 0.03, 0.03和48, 0.12, 0.17^[1]. 而Watanabe等报道的上海地区的水稻Cd子粒含量为 $10.95\pm2.01\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (干重)^[20],并显著高于其他地区. Mench等的资料显示由于环境污染法国半乡村地区的食物中Cd最大增加了30~40 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (鲜重),而人类食物Cd摄入量相应增加了5~11 $\mu\text{g}/\text{d}$,使食物总摄入量达到40 μg . 而美国EPA规定的每日允许总摄入量为70 μg . 如果按照上述大麦的线性关系,则太湖地区粮食中Cd的浓度将提高5~10 μg ,而我国大米质量标准中Cd为 $200\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,其余农产品为30~100 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 90年代太湖地区小麦、水稻Pb、Cd平均含量为0.1~0.19 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 0.01~0.02 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,污染严重者分别达到0.75 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和0.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[21]. 表明太湖地区的食物安全已明显受到土壤重金属污染的威胁. 另外土壤中重金属元素的积累还直接关系到人类尤其是儿童的直接土壤摄入量的增加^[12]. 由于缺乏土壤与食物作物的重金属含量的调查资料,目前还难以进行土壤环境与人类健康的关系评价,所以迫切需要加强对土壤-作物系统环境重金属元素的生物效应及其迁移的监测与研究,及早提出环境质量指标与对策.

4 结论

太湖地区水稻土中存在着重金属元素的积累趋势,来自广大地区工业排放的大气沉降是主要的影响因素,但农业活动也构成对土壤本身的污染. 测得的重金属污染通量已接近或高于国际上报道的较高水平,并且可能对食物安全构成严重威胁.

参考文献:

1 Ras mussen P E, Goulding K W T, Brown J R et al. Long-term agroecosystem experiments: Assessing agricultural sustainability and global change. *Science*, 1998, **282**(30): 893~896.
2 Dudka S, Miller W P. Accumulation of potential toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environment Science and Health*, 1999, **B34**(4): 681~708.
3 Juste C, Tauzin J. Evolution du contenu en metaux loids d'un sol de limon maitenu en jachere nue après 56 annees d'ap

plication continue de divers engrais et amendements. *Centre Rechere Academ Agricole France*, 1986, **72**: 739~746.
4 Jones K C, Symon C J, Jonston A E. Retrospective analysis of an archived soil collection. *The Science and Total Environment*, 1987, **61**: 131~144.
5 蒋定安,成杰民. 宜兴市水稻土Cu、Zn、Mn有效态含量的变化. *南京农业大学学报*, 1997, **20**(4): 111~113.
6 潘根兴,成杰民,高建琴等. 江苏吴县土壤环境中某些重金属元素的变化. *长江流域资源与环境*, 2000, **9**(1): 51~55.
7 陈超子. 土壤微量元素分析. 见: 鲁如坤主编, 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业出版社, 2000. 205~213.
8 Jones K C, Stratford J A, Waterhouse K S et al. Increase of polynuclear aromatic hydrocarbon content of an agricultural soil over the last century. *Environmental Science & Technology*, 1989, **23**(1): 95~101.
9 Gorlach U, Candelone J P, Boutron C. Changes in heavy metal concentration in greenland snow during the past twenty three years. In: J G Farmer (ed.). *Heavy metals in the environment*. Vol 1 CEP Consultants, Edinburgh: 1991. 74~77.
10 潘根兴,高建芹,刘世梁等. 活化率指示苏南土壤环境重金属污染冲击初探. *南京农业大学学报*, 1999, **22**(2): 46~49.
11 Jones K C, Jackson A, Jonston A E. Atmospheric deposition as source of heavy metals to agroecosystems: Cadmium as a case study. In: J G Farmer (ed.). *Heavy Metals in the Environment*. Vol 1 CEP Consultants, Edinburgh: 1991. 82~85.
12 Mielke H W. Lead in the inner cities. *American Scientist*, 1999, **87**: 62~73.
13 Johnston A E, Jones K C. The Cadmium issue——long-term changes in the cadmium content of soils and crops grown on them. In: *Proceedings of international Workshop on Fertilizers and the Environment*. International Fertilizer Development Center, Tampa: 1992. 255~269.
14 江苏省土壤普查办公室. *江苏土壤*. 北京: 中国农业出版社, 1995. 343~357.
15 Mench M J. Cadmium availability to plants in relation to major long-term changes in agronomy systems. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 1998, **67**: 175~187.
16 Kim G, Alleman L Y, Church T M. Atmospheric depositional fluxes of trace elements, ²¹⁰Pb and ⁷Be to the Sargasso Sea. *Global Biogeochemical Cycles*, 1999, **13**(4): 1183~1192.
18 McGrath S P, Zhao F J, Duham S J et al. Long-term changes in the extractability and bioavailability of Zinc and Cadmium after sludge application. *Journal of Environmental Quality*, 2000, **29**: 875~883.
19 Jones K C, Jonston A E. Cadmium in cereal grain and herbage from long-term experimental plots at Rothamsted. UK. *Environmental Pollution*, 1989, **67**: 199~216.
20 Watanabe T, Shimbo S, Moon C-S et al. Cadmium contents in rice samples from various areas in the world. *The Science of Total Environment*, 1996, **184**: 191~196.
21 庞金华. 上海粮食中元素的含量及土壤的安全值. *长江流域资源与环境*, 1997, **6**(2): 149~154.