第 60 卷 第 5 期
2005 年 9 月

地 理 学 报
ACTA GEOGRAPHICA SINICA

Vol.60, No.5
Sep., 2005

北京市不同土地利用方式下土壤铅的积累

郑袁明, 陈同斌*, 陈 煌, 郑国砥, 罗金发
(中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心，北京 100101)

摘要：通过对北京市菜地、稻田、果园、绿化地、麦地以及自然土壤等土地利用类型 600 个土壤的监测分析，探讨了不同土地利用方式对土壤铅积累的影响。研究结果表明，全部土壤样品中铅浓度的几何平均值为 26.6 mg/kg，显著高于北京市土壤背景值 (24.6 mg/kg)，呈现出明显的积累趋势。不同土地利用方式对土壤铅积累有明显影响，其中绿化地土壤的平均铅浓度最高，依次为果园、菜地、稻田、自然土壤，麦地平均铅浓度最低，绿化地土壤的铅浓度要显著高于除果园外的其他土地利用类型。果园土壤的铅浓度同样与其他大多数土地利用类型的土壤有较显著的差别。以基线值为标准，除自然土壤外，其他 5 种土地利用类型下均有不同程度的样品超标：果园超标率最高 (21.4%)，其他分别为绿化地 18.2%，菜地 11.1%，稻田 8.3%，麦地 5.2%；样品总体的超标率为 7.2%。从行政区域来看，城区土壤的铅浓度高于近郊区，近郊区要明显高于远郊区土壤，超标样点主要分布在昌平、朝阳、大兴、丰台、海淀、石景山区等城区或近郊区，因而土壤铅浓度有从城市中心区向外逐渐降低的趋势。在本研究中，大气沉降、垃圾填埋以及农药施用等人类活动可能是影响不同土地利用类型下土壤铅积累浓度的重要原因。

关键词：土地利用；土壤；重金属；铅；北京；垃圾填埋

1 引言

铅是一种对人类健康具有显著毒副作用的重金属[1, 2]。长期暴露在含铅的环境中，即便浓度较低，也会影响人的中枢神经系统以及骨骼发育；对儿童的不良影响尤为突出[3]。1993 年的 JECFA (FAO/WHO 食品添加剂专家委员会) 会议上建议所有人群铅的暂定每周摄入量不超过 25μg/kg 体重[4, 5]。因此，环境中铅的来源、形态、迁移以及危害等方面的研究受到广泛关注[6, 7]。

土壤是与人类关系极为密切的环境介质，铅浓度的增加无疑将带来极高的环境健康风险[8]。土壤环境中的铅增加主要与人类活动有关[6, 9-11]，例如：采矿、冶金、化石燃料燃烧等，其中铅作为汽油的防爆剂使用可造成大范围的铅浓度升高[10, 11]。

到目前为止，中国、美国以及西欧的部分国家已进行了一些区域性的土壤重金属背景调查，针对城市或者农村土壤的铅污染调查也有人开展了研究 (例如北京、香港)[12, 13]。到目前为止，从土地利用的角度来探讨土地利用方式对土壤重金属积累的影响的研究虽然有所开展[14]，但是由于取样点偏少，得到的信息比较有限。本研究通过大规模的取样调查和分析，系统探索不同土地利用方式下土壤中铅的积累规律。

收稿日期：2005-02-19; **修订日期：**2005-06-27
基金项目：国家杰出青年基金项目 (40325003)；北京市自然科学基金重大项目 (6990002) [Foundation: National Science Fund for Distinguished Young Scholars, No.40325003; Project of Natural Science Foundation of Beijing, No.6990002]
作者简介：郑袁明 (1977-), 男, 山西临汾人, 博士, 主要从事区域土壤污染评价理论与方法研究, E-mail: zhengym@igsnrr.ac.cn。
通讯作者：陈同斌, E-mail: chentb@igsnrr.ac.cn
© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http:/

2 材料与方法

2.1 样品采集及分析

土壤样品于 2000 年 5~6 月采集。北京全市总面积 16 808 km²，2000 年，农业用地 11 337 km²，耕地面积 3321 km²，园地 1013 km²，林地 6363 km²，草地 46 km²；交通等建设用地 2797 km²[15]。

本研究根据土地利用类型，将样品分为菜地、稻田、果园、绿化地、麦地 / 玉米地(简称麦地) 以及自然土壤等 6 种主要类别 (图 1)。每个样品从 10 m×10 m 的正方形 4 个顶点和中心共 5 个点各采 1 kg 表土 (0~20 cm) 样品，均匀混合后用四分法从中选取 1 kg 土壤作为混合样品。土样在室内风干，过 100 目尼龙网筛。

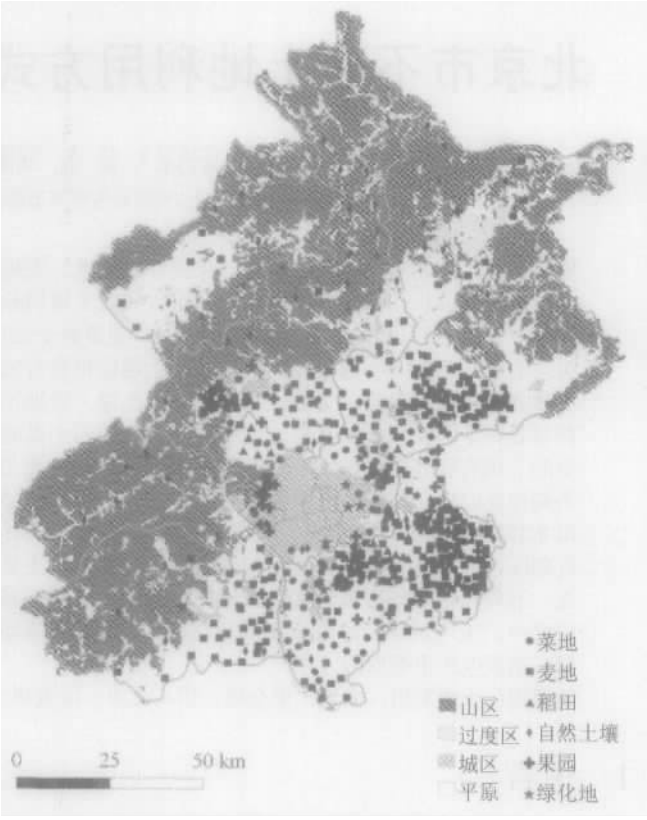

图 1 北京土壤铅浓度调查样点分布图

Fig. 1 A sketch map showing the sampling sites of Pb in Beijing

土样经风干，过 100 目筛后，用 HNO_3、H_2O_2 消煮[12]，原子吸收光谱仪 (Vario 6, Analytik Jena，德国) 测定铅浓度。所用试剂均为优级纯。分析过程中均加入国家标准土壤参比物质 (GSS-1) 进行分析质量控制，分析结果符合质量控制的要求。

2.2 数据处理

通过异常值剔除后得到 600 个有效数据。经统计检验发现，不同土地利用方式下的土壤铅浓度经对数转换后均服从正态分布 (Shapiro-wilk 检验，$P < 0.05$)。研究中的统计分析均在对数转换后的基础上完成。样点分布图的制作使用 ARCGIS 处理，正态分布统计检验用 Origin 软件、数据统计分析采用 SPSS 软件完成。

3 结果与讨论

全部 600 个样品的统计结果显示 (表 1，图 2)，样品中 Pb 的几何平均值为 26.6 mg/kg，高于 24.6 mg/kg 的北京市土壤背景值[12]。均值统计表明，二者有显著差别 ($P < 0.001$)。总体而论，北京市各类土壤中铅均有一定程度的累积。

3.1 不同土地利用方式下土壤铅浓度的差异

在本研究的 6 种土地利用类型中，绿化地的铅平均浓度最高，达到 34.8 mg/kg，其次为果园的 31.3 mg/kg。在这两种土地利用类型的土壤中，铅的浓度变异程度最大。麦地土壤的铅浓度最低，为 25.6 mg/kg。自然土壤的铅浓度稍高于麦地。统计分析的结果表明，菜地、果园、绿化地以及麦地土壤铅浓度均显著高于北京市土壤铅背景值 (绿化地，$P < 0.05$；其他，$P < 0.01$)，表现出较明显的积累趋势。稻田土壤与北京市土壤铅背景值的差异未达显著性水平。

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http:/

从表 1 可以看出，绿化地土壤的平均铅浓度远远高于其他土地利用方式下的土壤铅

表 1　北京市不同土地利用方式土壤铅浓度统计

Tab. 1　Statistical results of Pb concentration in the soils under different land use types in Beijing

土地利用类型	样点数（个）	分布类型	浓度：mg/kg 几何平均值	几何标准差	超出背景值 样本数（个）	百分率（%）	超出基线值 样本数（个）	百分率（%）
菜地	108	对数正态	27.7	1.38	66	61.1	12	11.1
稻田	24	对数正态	27.3	1.35	17	70.8	2	8.3
果园	42	对数正态	31.3	1.47	31	73.8	9	21.4
绿化地	11	对数正态	34.8	1.46	9	81.8	2	18.2
麦地	346	对数正态	25.6	1.32	203	58.7	18	5.2
自然土壤	69	对数正态	25.8	1.23	44	63.8	0	0.0
全部	600	对数正态	26.6	1.35	370	61.7	43	7.2

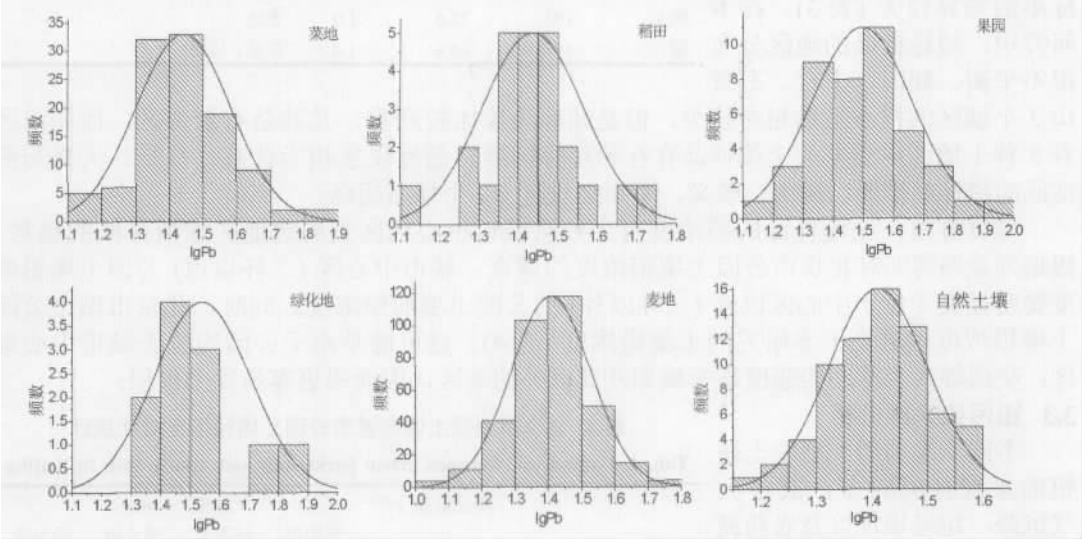

图 2　北京不同土地利用类型土壤铅浓度的频数分布图

Fig. 2　Histogram of frequency of Pb concentrations under different land use types in Beijing

浓度。进一步的方差分析表明，绿化地的土壤铅浓度显著高于其他土地利用类型（果园土壤除外）（表 2）。绿化地通常位于道路的两旁，其主要特征是受车辆的影响较大，汽车尾气可能是绿化地土壤铅的一个重要来源。绿化地土壤铅浓度的标准差为 1.46，其分布很不均匀，在全部 6 种土地利用类型中变异最大。这可能是由于交通流量的差别等因素造成的。果园土壤的铅浓度特征与绿化地土壤相似，浓度和标准差都较高，其浓度显著高于其他大多数土地利用类型的土壤铅浓度。麦地与自然土壤的铅浓度较低（显著低于其他大多数类型的土壤），可能与其所处的位置相对偏僻有一定关系。

3.2　土壤铅超标率及其地区分布

北京市土壤铅背景值采用几何平均值表征其集中分布趋势[12]，土壤基线值的定义为几何平均值与方差平方的乘积[16]。北京市土壤铅的背景值为 24.6 mg/kg，相应基线值为 40.26 mg/kg。统计表明（表 1），不同土地利用类型下的土壤样品均有半数以上的样品超过背景值，麦地最低，为 58.7%；稻田、果园、绿化地都在 70%以上，绿化地高

表 2　北京市不同土地利用方式土壤铅浓度差异方差分析

Tab. 2　ANOVA statistical results of Pb concentration in the soils under different land use types in Beijing

	菜地	稻田	果园	绿化地	麦地	自然土壤
菜地	-	0.184	-1.970	-2.184*	2.468*	1.723
稻田		-	-1.489	-2.046*	1.112	1.005
果园			-	-0.804	3.273**	2.963**
绿化地				-	3.570**	2.549*
麦地					-	-0.290
自然土壤						-

*，$P<0.05$；**，$P<0.01$。

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http:/

达81.8%。如果以基线值为标准，则除自然土壤外，其他5种土地利用类型下均有部分样品表现出铅的积累：果园超标率最高，达到21.4%；其次为绿化地、菜地，分别为18.2%和11.1%；稻田、麦地土壤的超标率不到10%。样品总体的超标率为7.2%(表1)。

表3 北京市Pb超标 (基线值) 样点行政区统计

Tab. 3 Statistics of the soil samples beyond the limits of the baseline in Beijing

地区	本区样本数(个)	浓度(mg/kg)	超标百分率(%)	所属土地利用类型
昌平	65	30.4	12.3	麦地、果园
朝阳	41	38.2	31.7	菜地、麦地、果园、绿化地、稻田
大兴	91	27.9	8.8	菜地、麦地
房山	40	26.8	2.5	麦地
丰台	10	37.9	30.0	菜地、麦地、果园
海淀	21	32.1	9.5	果园
石景山	8	52.8	62.5	菜地、麦地、果园
顺义	103	22.6	1.0	麦地
通州	147	26.9	1.4	菜地、麦地

北京市不同行政区样品超标率的差异较大(表3)。在本研究中，超标样品的地区分布很不平衡，朝阳、丰台、石景山3个城区的样品虽然相对较少，但是超标现象比较严重，尤其是石景山区，而朝阳区有5种土地利用类型的土壤样品存在铅超标问题，超标现象相当普遍；昌平、大兴与海淀区的超标率稍低。房山、顺义、通州则只有1-2个样品超标。

可以看出，土壤样品的铅浓度有大致从城市中心地区到周边地区逐渐降低的趋势。根据郑袁明等[17]对北京市公园土壤铅浓度的调查：城市中心区(二环以内)公园土壤铅浓度要明显高于位于中心区以外(二环以外)的公园土壤的铅浓度。同时，北京市城市公园土壤铅浓度远远高于本研究的土壤铅浓度(表4)。这可能是由于公园均位于城市中心地区，交通等人类活动的强度高于城郊及其以外的地区，因而铅更容易发生累积。

3.3 铅污染来源分析

不同土地利用类型中土壤铅的来源种类较多，其中大气沉降、垃圾填埋以及农药施用等人类活动可能是其比较重要的影响因素。

表4 北京市城郊土壤与城市公园土壤铅浓度对比统计

Tab. 4 Comparison between urban parks soils and suburb soils in Beijing

	样品数量(个)	浓度：mg/kg			
		平均值	标准差	最大值	最小值
城市公园土壤[17]	30	66.2	44.20	207.5	25.5
城郊土壤(本研究)	600	27.8	9.19	80.7	10.2

3.3.1 大气沉降的影响

汽车尾气是环境中铅的重要来源之一。通过这一途径，大量的铅会直接进入大气。据Nicholson等[18]对英格兰及威尔士农业土壤的研究发现，大气沉降对农业土壤中铅的输入的贡献率最大。在本研究中，绿化地土壤都位于公路附近，其地理位置相对容易受到来自汽车尾气的铅沉降的影响，从而导致土壤中铅浓度升高，成为6种土地利用类型中铅浓度最高的土地利用类型(34.8 mg/kg)。尽管无铅汽油在北京市已经得到广泛使用，但土壤环境中的铅浓度并未呈现立即下降的趋势，含铅汽油的不良影响仍将在未来相当一段时间内持续[19, 20]。据此推断，样点所处的位置受交通密度等因素的影响，会极大的影响土壤的铅浓度。从城市公园土壤的铅浓度显著高于城郊土壤(表4)，这一现象也可以在一定程度上验证这一推论。另外，石景山区由于钢铁冶炼是该地区主要的产业，有大量的车辆运输和化石燃料的燃烧，该区的土壤样品铅浓度普遍较高(平均浓度52.8 mg/kg，远远高于其他地区)，甚至影响到周边的海淀和丰台区的土壤样品。从位置看，海淀及丰台区的超标样点都位于与石景山区的交界位置。

国内不同学者对城市土壤铅浓度的调查研究结果与本文也基本一致。Chen等[13]对香港土壤的研究发现，市区土壤铅浓度(89.9 mg/kg)明显高于郊区土壤(40 mg/kg左右)。北京市城市公园土壤铅浓度[17]也远远高于本研究中的城郊土壤。由于城市中心区的人类活动高度密集，交通强度大，更容易导致土壤铅积累。另外，杭州[21]、南京[22]等地区的零星

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://

调查结果也均显示，人类活动对土壤铅浓度存在显著影响。因此，汽车尾气和化石燃料燃烧排放铅进入大气，继而通过大气沉降导致土壤中铅浓度增加是影响土壤铅积累的重要过程之一。

3.3.2　农药的使用　本研究中果园土壤的铅浓度仅比绿化地低，显著高于其他土地利用类型的土壤铅浓度。这与 Chen 等[13]的研究结果极为相似。根据他们对香港土壤的研究以及 Merry 等[23]对澳大利亚部分果园土壤的研究结果，果园土壤的铅污染与含铅杀虫剂的使用密切相关。本研究中部分果园土壤的铅含量较高，也可能是受含铅农药的影响。

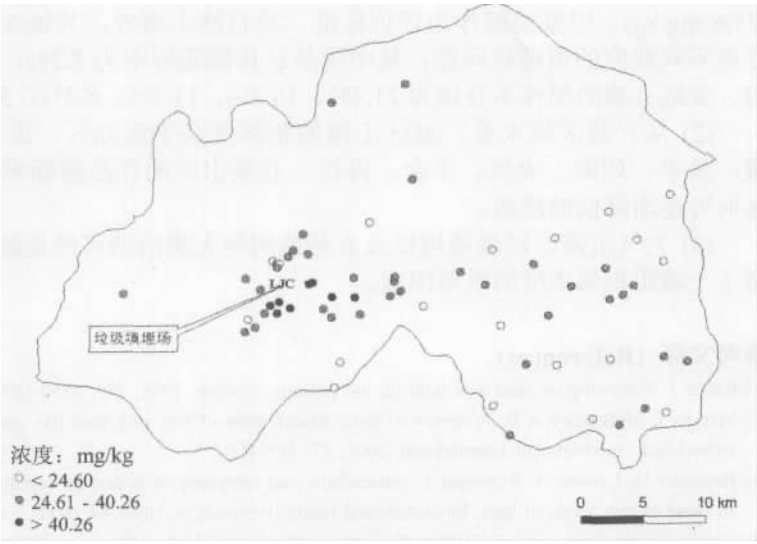

图 3　北京市昌平区垃圾填埋场周围土壤样点浓度分布图

Fig. 3　Concentrations of Pb in the soils around the landfill in Changping, Beijing

3.3.3　垃圾填埋　值得注意的是，昌平区的全部 8 个超标样点大部分位于南口镇的一个垃圾填埋场周围，且填埋场周围的样点基本全部超出背景值 (图 3)。与昌平区其他的样点相比，垃圾场周围样点的铅浓度明显偏高 (样点颜色深)。因此，垃圾填埋场对周边土壤环境质量影响需要引起重视。

3.4　本研究中土壤铅浓度与其他地区调查的比较

本研究中，北京市不同土地利用方式下的土壤铅浓度，尤其是农业土壤的铅浓度要低于 Chen 等[13]对香港地区土壤的调查结果 (农业土壤铅浓度平均在 40 mg/kg 左右)。香港相比于北京，其现代化历史更长，且程度更高，接受汽车尾气等大气沉降影响的时期也更长，可能这导致香港土壤的铅浓度较高。

另外，与南京的农业土壤 (菜地、水田等类型，样本量 2~14 不等，浓度大约 20~70 mg/kg，平均值 40 mg/kg) 相比[22]，本研究结果也较低；但略高于杭州市郊区农业土壤 (样本量 12 个，平均浓度 23.2 mg/kg)[21]。

总之，根据本研究的调查及分析结果，北京市土壤中的铅积累现象已经比较普遍，即便是在比较偏远的地区也同样存在铅的积累现象。研究证明[9, 10, 18, 24]，铅易进入大气进行长距离迁移，但是离污染源的距离仍然是影响土壤铅浓度的重要因素[19]，铅容易在距离污染源较近的地方发生沉降。虽然较为偏僻的地方土壤铅浓度会发生一定积累，但其浓度相对较低。因此，在土地利用中，尤其是蔬菜种植等与人类健康密切相关的土地利用类型，应该考虑离道路等污染源的距离。

4　结论

通过对北京市 6 种土地利用类型土壤铅积累的研究表明，土壤铅浓度的几何平均值为26.6 mg/kg，显著高于北京市土壤铅的背景值，表现出一定的积累趋势。

(1) 不同土地利用类型土壤中平均铅浓度从高到低依次为：绿化地 (34.8 mg/kg) > 果园(31.3 mg/kg) > 菜地 (27.7 mg/kg) > 稻田 (27.3 mg/kg) > 自然土壤 (25.8 mg/kg) ≈ 麦地

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://

(25.6 mg/kg)。**以基线值作为评价标准，除自然土壤外，其他5种土地利用类型的土壤均存在不同程度的铅超标问题；其中样品总体的超标率为7.2%，果园、绿化地、菜地、稻田、麦地土壤的超标率分别为21.4%、18.2%、11.1%、8.3%、5.2%。**

(2) **从行政区域来看，城区土壤的铅浓度高于近郊区，近郊区要明显高于远郊区土壤；昌平、朝阳、大兴、丰台、海淀、石景山区的样品超标率较高；土壤铅浓度有从城区向外逐渐降低的趋势。**

(3) **大气沉降、垃圾填埋以及农药施用等人类活动可能是影响北京市不同土地利用类型下土壤铅积累浓度的重要因素。**

参考文献 (References)

[1] Kaiser J. Toxicologists shed new light on old poisons. Science, 1998, 279: 1850-1851.

[2] Markus J, McBratney A B. A review of the contamination of soil with lead (II): spatial distribution and risk assessment of soil lead. Environment International, 2001, 27: 399-411.

[3] Bellinger D, Leviton A, Slowman J. Antecedents and correlates of improved cognitive performance in children exposed in utero to low levels of lead. Environmental Health Perspective, 1990, 89: 5-11.

[4] World Health Organization (WHO). Evaluation of certain food additives and contaminants (41st Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series, No.837. World Health Organization, Geneva, 1993.

[5] Nasreddine L, Parent-Massin D. Food contamination by metals and pesticides in the European Union. Should we worry? Toxicology Letters, 2002, 127: 29-41.

[6] Nriagu J O, Pacyna J M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature, 1988, 333: 134-139.

[7] Lin Y P, Teng T P, Chang T K. Multivariate analysis of soil heavy metal pollution and landscape pattern in Changhua county in Taiwan. Landscape and Urban Planning, 2002: 19-35.

[8] Mielke H W, Reagan P L. Soil is an important pathway of human lead exposure. Environment Health Perspective, 1998, 106 (suppl. 1): 217-229.

[9] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution, 2001, 114: 313-324.

[10] Steinnes E, Allen R O, Petersen H M et al. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. The Science of the Total Environment, 1997, 205: 255-266.

[11] Albasel N, Cottenie A. Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland. Water, Air and Soil Pollution, 1985, 24: 103-109.

[12] Chen Tongbin, Zheng Yuanming, Chen Huang et al. Background concentrations of soil heavy metals in Beijing. Environmental Science, 2004, 25: 117-122. [**陈同斌, 郑袁明, 陈煌 等. 北京市土壤重金属背景值的系统研究. 环境科学**, 2004, 25: 117-122.]

[13] Chen T B, Wong W J C, Zhou H Y et al. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soil of Hong Kong. Environmental Pollution, 1997, 96: 61-68.

[14] Fang Shibo, Pan Jianjun, Yang Wunian et al. Investigation and assessment on pollution of soil heavy metals in Nanjing. Urban Environment & Urban Ecology, 2003, 16: 4-6. [**房世波, 潘剑君, 杨武年 等. 南京市土壤重金属污染调查评价. 城市环境与城市生态**, 2003, 16: 4-6.]

[15] The Ministry of Land and Resources, P. R. China. China Land and Resources Almanac. Beijing: Editorial Board of China Land and Resources, 2001. [**中华人民共和国国土资源部. 中国国土资源年鉴. 北京: 中国国土资源年鉴编辑部**, 2001.]

[16] Chen M, Ma L Q, Hoogeweg C G et al. Arsenic background concentrations in Florida, USA. surface soils: determination and interpretation. Environmental Forensics, 2001, 2: 117-126.

[17] Zheng Yuanming, Yu Ke, Wu Hongtao et al. Lead concentrations of soils in Beijing urban parks and their pollution assessment. Geographical Research, 2002, 21(4): 418-424. [**郑袁明, 余柯, 吴鸿涛 等. 北京城市公园土壤铅含量及其污染评价. 地理研究**, 2002, 21(4): 418-424.]

[18] 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.

[19] Zhou C Y, Wong M K, Koh L L et al. Soil lead and other metal levels in industrial residential and nature reserve areas.

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://

in Singapore. Environmental Monitoring and Assessment, 1997, 44: 605-615.
[20] Martin L. Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes. Water, Air, and Soil Pollution. 2001, 126: 363-383.
[21] Wang Meiqing, Zhang Mingkui. Concentrations and chemical associations of heavy metals in urban and suburban soils of the Hangzhou City, Zhejiang Province. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(5): 603-608. [王美青, 章明奎. 杭州市城郊土壤重金属含量和形态的研究. 环境科学学报, 2002, 22(5): 603-608.]
[22] Lu Ying, Gong Zitong, Zhang Ganlin. The concentration and chemical speciation of Pb in Nanjing urban soils. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(3): 156-160. [卢瑛, 龚子同, 张甘霖. 南京城市土壤 Pb 的含量及其化学形态. 环境科学学报, 2002, 22(3): 156-160.]
[23] Merry R H, Tiller K G, Alston A M. Accumulation of copper, lead and arsenic in some Australian orchard soils. Australia Journal of Soil Research, 1983, 21: 549-561.
[24] Liu Changling, Zhang Jing. Transport of the particulate heavy metals towards the ocean via riverine and atmospheric pathways. Marine Environmental Science, 1996, 15(4): 68-76. [刘昌岭, 张经. 颗粒态重金属通过河流与大气向海洋输送. 海洋环境科学, 1996, 15(4): 68-76.]

Lead Accumulation in Soils under Different Land Use Types in Beijing City

ZHENG Yuanming, CHEN Tongbin, CHEN Huang, ZHENG Guodi, LUO Jinfa
(Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China)

Abstract: To obtain an overview of land use effects on the accumulation of Pb in the soil, 600 samples were collected from Beijing. The results showed that the geometric mean of all soil samples was 26.6 mg/kg, significantly higher than the background concentration of Beijing soil (24.6 mg/kg). Based on the assessment compared with background concentration, increasing of Pb was found to be the highest in greenbelt and orchard and to a somewhat lesser extent in vegetable field and paddy field, whereas anthropogenic input seemed to be less important in natural soil. And the concentrations of Pb in greenbelt and orchard were significantly higher than those in other land use types. Using baseline as the criterion, the orchard showed the highest ratio beyond the limit for 21.4%. Corresponding values of greenbelt, vegetable field, paddy field, and cornfield were 18.2%, 11.1%, 8.3% and 5.2%, respectively and 7.2% for the total samples. The samples over the limit were mainly distributed in districts of Changping, Chaoyang, Daxing, Fengtai, Haidian and Shijingshan. The six districts were attributed with high ratios beyond the baseline limit for soil samples. Therefore, the concentrations of Pb in the soils declined gradually with the increment of the distance of the soils from the city zone. Through present investigation, it was found that the impacts of human activities of atmospheric precipitation, landfill of waste and fertilizer application are probably the important reasons for Pb concentrations under different land-use types.
Key words: land use type; soil; heavy metal; Pb; Beijing; land fill

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http:/