

不同土地利用方式对土壤铜积累的影响 ——以北京市为例

郑袁明, 陈同斌*, 郑国砥, 陈煌, 罗金发, 吴泓涛, 周建利

(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6种土地利用类型共609个土壤样品的调查分析,探讨了不同土地利用方式下土壤铜的积累特征。结果表明,果园土壤的平均铜浓度最高,达到29.1mg/kg,显著高于菜地、麦地和自然土壤。不同果园土壤样品之间的差别较大,铜浓度的空间分异比较明显。与北京市土壤铜的背景值相比,除自然土壤外其它5种土地利用类型的土壤铜浓度均显著高于背景值。以基线值作为评价标准,不同土地利用类型下土壤铜浓度的总体超标率为5.6%;其中,土壤铜浓度超标的果园、菜地、稻田、绿化地、麦地样品数分别占其调查样品数的29.2%、4.7%、4.2%、8.3%、4.6%。超标样点主要分布在昌平、朝阳、大兴、密云、石景山、顺义、通州7个区县,尤其以昌平和朝阳区最为集中。

关键词:土壤;土地利用;重金属;铜;北京

中图分类号:X144

文献标识码:A

文章编号:1000-3037(2005)05-0690-07

1 引言

土壤重金属与人类健康密切相关^[1]。铜是一种对人体有益的微量元素,在许多生物化学过程中都有重要作用^[2],但是一旦铜的摄入超过临界值就会产生危害^[3]。1982年FAO/WHO推荐铜的日允许摄入量为0.05~0.5mg/kg体重(0.05mg/kg为需要量,0.5mg/kg为最大耐受量)^[4]。另外,不同作物对铜也会有吸收,在安全临界值内植物吸收铜不会产生减产等明显危害,该临界值因植物种类的不同、土壤特性等因素的不同而有所不同^[5]。因此,对铜的研究一直受到生物学、农学和环境科学等领域的广泛关注^[6-8]。

土壤铜的来源受成土母质、气候、人类活动等多种因素的影响。人类工、农业活动以及日常生活中许多制品与铜密切相关^[4],例如染色剂、杀虫剂、油漆、电镀等等。另外,机动车辆损耗等也会导致大气、土壤等介质中铜的增加^[9-12],对于农业用地,含铜制剂以及生物有机肥的使用也是铜的一个重要来源^[13-15]。因而不同地区、不同种类的土壤,特别是人类活动较为频繁复杂、容易受到扰动和污染的各种农用土地中,其铜浓度有较大的差别^[6,20]。但是迄今为止,在国内针对不同土地利用方式对土壤铜积累的影响还缺乏较为系统的研究。

本研究在土壤重金属背景值研究的基础上^[6,16],以北京市全市范围内大规模的取样调查为基础,研究不同土地利用类型下土壤铜的积累和差异,为土地利用规划和农业生产布局提供决策依据。

收稿日期:2005-02-05;修订日期:2005-04-26。

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)。

第一作者简介: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@gsnrr.ac.cn

* 通讯作者:陈同斌 E-mail: chentb@gsnrr.ac.cn

2 材料与方法

2.1 采样与分析

北京全市总面积 16 808km², 其中市区面积 1 040km²。研究根据调查中的实际利用方式, 结合其他人的研究成果^[21, 22], 将土地利用类型划分为: 耕地: 包括菜地、麦地/玉米地(简称麦地)、稻田; 园地: 本研究为果园; 自然土壤: 主要为一些林地、草地等受人类活动干扰很小的土地利用方式; 城镇绿化地, 共 6 种土地利用类型。样点位置如图 1 所示。

每个样点均从 10m×10m 正方形的顶点和中心点 5 处采集表土(0~20cm)的混合样品, 风干, 过 100 目尼龙网筛, 粉碎、研磨等处理后备用。土样用 HNO₃-H₂O₂ 消煮^[23], 火焰-原子吸收光谱仪测定浓度。分析过程所用试剂均为优级纯, 所用的水均为超纯水(亚沸水)。分析过程均加入国家标准土壤参比物质(GSS-1)进行分析质量控制, 结果符合分析质量控制的要求。

2.2 数据处理

通过异常值剔除后得到 609 个有效数据。统计检验表明, 不同土地利用方式下的土壤 Cu 浓度在对数转换后服从正态分布(Shapiro-wilk 检验, $P<0.05$)。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。

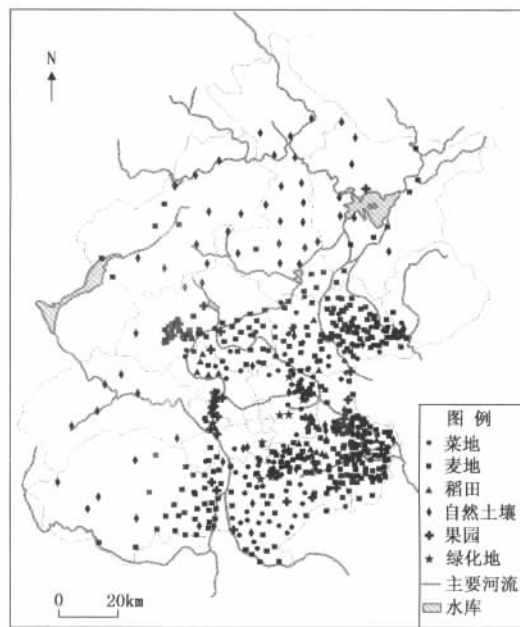


图 1 土壤铜浓度调查样点分布

Fig.1 A sketch map showing the sampling sites of Cu

3 结果

各土地利用类型下土壤铜浓度频数分布(对数转换后数据)如图 2 所示。在本研究中, 全部样品的铜平均浓度为 20.9mg/kg(表 1), 显著高于北京市土壤铜背景值(18.7mg/kg)^[19] ($P<0.01$), 表现出一定的积累趋势。在 6 种土地利用类型中, 果园土壤的平均铜浓度最高(表 1), 为 29.1mg/kg, 远远高于其它土地利用类型; 其次为稻田土壤, 为 24.7mg/kg; 再次为绿化地和菜地土壤, 分别为 22.9mg/kg 和 21.6mg/kg; 麦地与自然土壤的平均铜浓度最低, 分别为 19.8mg/kg 和 19.5mg/kg。除自然土壤外, 其余 5 种利用类型的土壤铜浓度均显著高于北京市土壤背景值(对绿化地土壤 $P<0.05$, 其它 5 种 $P<0.01$)。全部样品的铜浓度与背景值也有显著差别($P<0.01$)。

3.1 不同土地利用方式下土壤铜浓度的差异

方差分析表明(表 2), 果园、稻田土壤的铜浓度显著高于麦地、自然土壤($P<0.01$), 果园土壤的铜浓度显著高于菜地土壤。但是, 稻田与绿化地的铜浓度与果园土壤的差异未达显著。另外, 菜地与麦地土壤的铜浓度也有显著差别($P<0.05$)。对于相对较为偏僻、人为干扰相对较小的自然土壤, 其土壤铜浓度明显较低。类似的情况也出现在耕作经营强度相对较小、位置相对较为偏僻的麦地土壤中。因此, 北京市不同土地利用类型对铜在土壤中的积累有较为明显的影响, 尤其是在稻田、果园土壤中铜浓度的增加趋势较为明显, 而麦地、自然土壤的影响相对较弱。人类活动, 例如化学制剂、农用有机肥等可能是导致这些差别的重要因素。

土壤铜浓度不仅在不同土地利用类型之间存在差别, 在同一土地利用类型中也有较大差异。果园土壤铜浓度的标准差最大, 达到 2.02, 表明样点间的变异较大, 这可能与来自不同

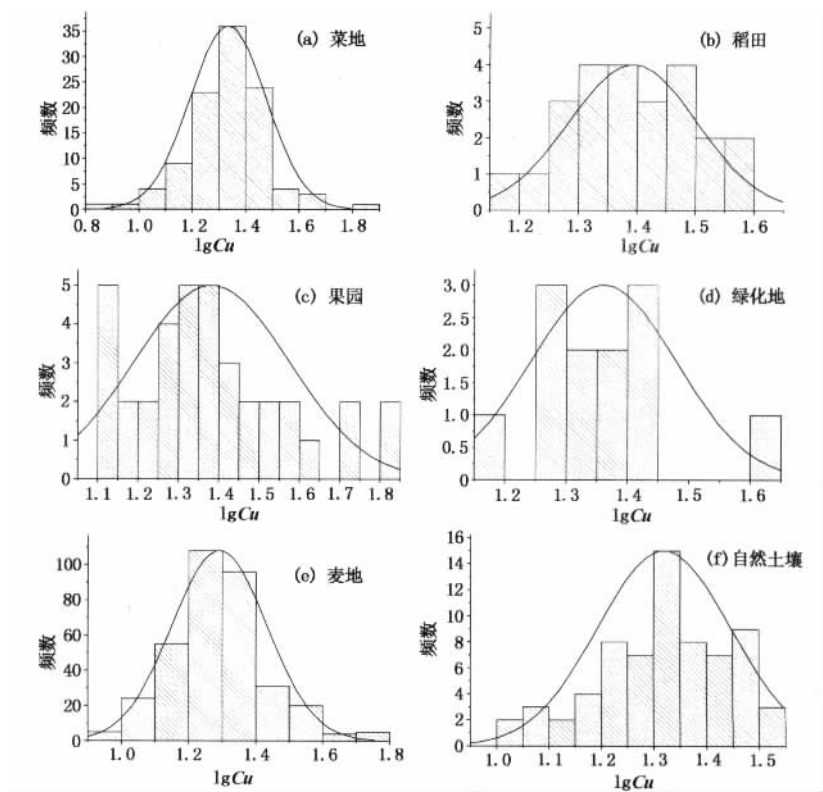


图 2 不同土地利用方式下土壤铜浓度频数分布

Fig.2 Histogram of frequency of Cu concentrations under different land use types

表 1 不同土地利用方式下土壤铜浓度统计

Table 1 Statistical results of Cu concentrations in the soils under different land use types

土地利类型	样点数 (个)	分布类型	土壤铜浓度 mg/kg)		超出背景值		超出基线值	
			几何平均值	几何标准值	样本数(个)	百分率 (%)	样本数(个)	百分率(%)
菜地	106	对数正态	21.6	1.39	70	66.0	5	4.7
稻田	24	对数正态	24.7	1.29	19	79.2	1	4.2
果园	42	对数正态	29.1	2.02	19	45.2	11	26.2
绿化地	12	对数正态	22.9	1.32	10	83.3	1	8.3
麦地	351	对数正态	19.8	1.43	185	52.7	16	4.6
自然土壤	74	对数正态	19.5	1.43	44	59.5	0	0.0
全部样品	609	对数正态	20.9	1.48	347	57.0	34	5.6

表 2 不同土地利用方式土壤铜浓度差异方差分析

Table 2 ANOVA statistical results of Cu concentrations in the soils under different land use types

	菜地	稻田	果园	绿化地	麦地	自然土壤
菜地	—	-1.880	-2.468**	-0.614	2.169*	1.932
稻田		—	-1.380	0.805	2.945**	2.955**
果园			—	1.780	3.482**	3.430**
绿化地				—	1.390	1.471
麦地					—	0.331
自然土壤						—

注 * 表示 P<0.05 ** 表示 P<0.01。

地区样点的经营种植方式(例如,制剂的使用量以及使用时间等)和土壤母质有关。稻田土壤铜浓度的几何标准差最小,为 1.29,表明其浓度分布较为均匀。

3.2 土壤超标率及其地域分布

统计分析显示,北京市不同土地利用方式下均有 50%以上的样品超过背景值(果园除外),尤其是绿化地和稻田土壤,分别有 80%左右的样品高于背景值(表 1)。

夏增禄指出^[5],土壤环境质量评价中,对于对数正态分布的数据,土壤基线值(baseline,几何平均值与方差平方的乘积)^[17]可以作为土壤污染与否的标准。在本研究中,相应的基线值为 37.1mg/kg。以此为标准进行比较发现,在全部 609 个有效数据中(表 1),有 34 个样品超标,超标率达 5.6%。其中,果园土壤有 11 个样品超过基线值,超标率高达 29.7%,土壤铜的积累已经比较严重;其次为绿化地土壤,超标率 8.3%;菜地、稻田、麦地均有 4%左右的样点超出基线值;自然土壤没有发现超出基线值的样品。尽管果园土壤只有 45.2%的样品超出背景值,低于总体 57.0%的超标率,但是超出基线值的样品却占到 29.7%,是所有土地利用类型中最高的。

以不同行政区为基本单位统计超标样点的地域分布,结果表明(表 3),超标的 34 个样点主要集中在昌平和朝阳两个地区;果园土壤铜超标样点的地域分布比较均匀,在 5 个地区有分布,表明果园土壤样品的超标可能受区域分异的影响较小,不同地区的种植方式可能差别不大。根据超标样点的位置以及调查时的样点周围地物属性信息,昌平区的超标样点环绕一个垃圾填埋场集中分布,11 个超标样点中有 9 个分布在这里;而密云县的 3 个超标样点均分布在密云水库的周边地区,分别属于果园和麦地土壤。

表 3 土壤铜超标(以基线值为标准)样点的行政区分布
Table 3 Distribution of soil samples with Cu concentrations higher than the Cu baseline of Beijing soils

地区	样本数(个)	平均浓度 (mg/kg)	超标基线 值)数(个)	超标基线值)百分 率(%)	所属土地利用类型
昌平	63	28.8	10	15.9	麦地、果园
朝阳	43	31.0	11	25.6	菜地、麦地、果园、绿化地、稻田
大兴	90	21.8	5	5.6	菜地、麦地
密云	16	23.5	3	18.8	麦地、果园
石景山	9	26.8	1	11.1	菜地
顺义	107	18.4	1	0.9	麦地
通州	146	21.8	3	2.1	麦地、果园
全部	609	20.9	34	5.6	

4 讨论

4.1 污染源分析

环境中铜的来源主要包括金属冶炼、机动车辆以及化学制剂的使用等。Madrid 等^[18]对西班牙塞维利亚市主要公园和绿地土壤重金属含量的调查显示,位于居住、休闲地区的土壤样点的铅、锌和铜(尤其是铜)的浓度超出人们可接受的范围,显示机动车辆是土壤中铜等重金属浓度增加的一个重要原因。这不仅是由于汽车尾气的影响,车辆的正常损耗同样可以造成土壤中铜的积累^[9,10]。另外,汽车的刹车系统会消耗大量的铜,这可能也是导致土壤铜浓度增加的原因之一^[13]。

工业废弃物以及机动车辆产生的铜容易进入大气,并随大气传播。研究证明^[15,19],与锌、铅比较,尽管铜的长距离传输能力相对较弱^[15],但是也能够通过大气传输导致较大范围的污染。因此,总体上北京市土壤铜浓度以及各种土地利用类型下的土壤铜浓度均超出背景值,表现出一定的积累趋势。

在本研究中,垃圾填埋处理很可能是导致其周围土壤中铜浓度升高的一个重要原因。调查发现,在昌平区 11 个超标样点中,有 9 个样点分布在同一个垃圾填埋场周围,铜最高浓度超过 100mg/kg。填埋场周围的样点中,约 80%高于背景值。

含铜制剂的使用是导致土壤中铜积累的一个重要因素^[20]。施用某些有机肥对土壤中铜浓度增加的贡献也不可忽视^[15]。这种人为干扰更容易在局部范围内导致铜浓度的急剧升高。含铜杀虫剂以及杀菌剂(例如波尔多液, Bordeaux mixture)等化学制剂在果树病虫害的防治中使用得相当普遍^[13, 24]。本研究中,果园土壤中铜的平均浓度最高也可能与此因素有关。陈同斌等在对香港土壤的调查中也发现类似的现象^[20]。

4.2 与其它地区及土地利用类型的比较

根据陈同斌等对香港土壤的调查^[20],香港菜园土壤的铜浓度均值为 19.8mg/kg,低于本研究菜地土壤 21.6mg/kg 的平均值;果园土壤为 30.9mg/kg,略高于本研究 29.1mg/kg 的平均值。香港耕地资源十分匮乏,由于受人多地少的限制,其农业生产的集约化程度很高,农药、化肥的投入量很大^[20]。这些因素导致香港农业土壤,尤其是菜园和果园土壤的重金属浓度普遍较高。在香港与北京的某些土地利用类型中,土壤铜浓度表现出一定的相似性,推测其可能与铜的来源比较近似有关,例如施用有机肥、杀虫剂等;另外,也可能与北京市土地利用的强度较高有关。根据张民等的研究^[25],菜园土壤随耕作历史的延长,土壤铜浓度呈明显增加的趋势。

北京市稻田土壤的铜浓度在 6 种土地利用类型中是较高的。根据胡正义等人的研究^[26],太湖流域某地水稻土可以划分为非污染、污染以及重污染三种类型,其中污染土壤的铜浓度为 19.6~31.5mg/kg,平均值为 28.2mg/kg,大致与本研究 14.7~39.7mg/kg(平均值 24.7mg/kg)的浓度范围相当。该污染区种植的水稻分蘖期植株体以及糙米铜浓度均高出背景对照的 3 倍以上,虽尚可食用,但是已经处在较高健康风险的边缘。由于本研究稻田土壤铜浓度与胡正义等的研究较为接近,类似的现象是否也会在北京市的稻田种植中出现仍值得深入研究。

本研究结果与对北京市城市公园土壤环境质量的调查结果^[27]进行对比可以发现,北京市农业土壤的铜浓度要远远低于城市公园土壤的铜浓度(71.2mg/kg)。可见,城市中影响土壤铜浓度的人类活动强度要远远大于农业土壤。在北京市的具体条件下,在各种影响土壤环境铜浓度的人类活动中,除了杀虫剂、除菌剂等农业要素的贡献外,城市化和工业化等非农业要素的贡献也很大。

因此,影响北京市不同土地利用类型土壤铜浓度的原因比较复杂,但是在果园、稻田等类型的土壤中铜浓度较高。由于农业土壤与食物链直接相关,其铜浓度较高会导致较高的健康风险,因此,需要对农业土壤予以关注。此外,密云水库周边的 6 个样点竟有 2 个超出基线值,有必要注意合理控制该水库周围的土地利用方式以及耕作方式,以避免其对水体产生不利影响。

5 结论

本文研究了不同土地利用方式下土壤中铜的积累差异。与背景值相比,除自然土壤外,果园、稻田、绿化地、菜地、麦地等 5 种土地利用类型的土壤铜浓度均有显著增加。不同土地利用方式下土壤铜的平均浓度存在较大差异,其平均铜浓度从高到低依次为:果园>稻田>绿化地>菜地>麦地>自然土壤。以基线值为评价标准,北京市不同土地利用类型土壤铜浓度的总体超标率为 5.6%;果园、菜地、稻田、绿化地、麦地中,土壤铜浓度超标的样品占其各自样品数的 29.2%、4.7%、4.2%、8.3%、4.6%。超标样点主要集中分布在昌平与朝阳两个地区。

参考文献(References):

- [1] Abrahams P W. Soil: their implications to human health [J]. The Science of the Total Environment, 2002, 291: 1~32.
- [2] 陈怀满,等.土壤-植物系统中的重金属污染[M].北京:科学出版社,1996.[CHEN Huai-man, et al. The Heavy Metal Po-

- llution in Soil-plant System.Beijing:Science Press,1996.]
- [3] Tyler G,Balsberg P A M,Bengtsson G,et al.Heavy-metal ecology of terrestrial plants,microorganisms and invertebrates:A review [J].Water,Air and Soil Pollution,1989,47:189-225.
- [4] 杨惠芬,李明元,沈文.食品卫生理化检验标准手册[M].北京:中国标准出版社,1997.114~115. [YANG Hui-fen,LI Ming-yuan,SHEN Wen.The Standard Manual of Food Health Physics-chemical Test.Beijing:Standard Press of China,1997.114~115.]
- [5] 夏增禄.中国土壤环境容量[M].北京:地震出版社,1992.[XIA Zeng-lu.Environmental Capacity of Soils in China.Beijing:Earthquake Press,1992.]
- [6] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990.[China National Environmental Monitoring Center.The Background Concentrations of Soil Elements in China.Beijing:China Environment Science Press,1990.]
- [7] Nriagu J O,Pacyna J M.Quantitative assessment of worldwide contamination of air,water and soils by trace metals [J].Nature,1988,333:134~139.
- [8] Kaiser J.Toxicologists shed new light on old poisons[J].Science,1998,279:1850~1851.
- [9] Ritter C J,Rinefierd S M.Natural background and pollution levels of some heavy metals in soils from the area of Dayton, Ohio[J].Environmental Geology,1983,(5):73~78.
- [10] Martin A C,Rivero V C,Marin M T L.Contamination by heavy metals in soils in the neighborhood of a scrapyard of carded vehicles [J].The Science of the Total Environment,1998,212:142~152.
- [11] Lin Y P,Teng T P,Chang T K.Multivariate analysis of soil heavy metal pollution and landscape pattern in Changhua county in Taiwan [J].Landscape and Urban Planning,2002,(62):19~35.
- [12] Facchinelli A,Sacchi E,Mallen L.Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils [J].Environmental Pollution,2001,114:313~324.
- [13] Lindstrom M.Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes [J]. Water,Air and Soil Pollution,2001,126: 363~383.
- [14] Merry R H,Tiller K G,Alston A M. Accumulation of copper,lead and arsenic in some Australian orchard soils [J]. Aust.J. Soil Res.,1983,21: 549~561.
- [15] Nicholson F A,Smith S R,Alloway B J,et al.An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales [J].The Science of the Total Environment,2003,311:205~219.
- [16] 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[J].环境科学,2004,25:117~122.[CHEN Tong-bin,ZHENG Yuan-ming,CHEN Huang,et al.Background concentrations of soil heavy metals in Beijing.Chinese Journal of Environmental Science,2004,25:117~122.]
- [17] Chen M,Ma L Q,Hoogeweg C G,et al.Arsenic background concentrations in Florida,USA,surface soils:determination and interpretation [J].Environmental Forensics,2001,(2):117~126.
- [18] Madrid L,Diaz-Barrientos E,Madrid F.Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville [J]. Chemosphere,2002,49:1301~1308.
- [19] 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 [J].The Science of the Total Environment,1997,205:255~266.
- [20] 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 [J].Environmental Pollution,1997,96:61~68.
- [21] 刘盛和,吴传钧,沈洪泉.基于GIS的北京城市土地利用扩展模式 [J].地理学报.2000,55(4):407~416.[LIU Sheng-he,WU Chuan-jun,SHEN Hong-quan.A GIS based model of urban land use growth in Beijing.Acta Geographica Sinica,2000,55(4): 407~416.]
- [22] 顾朝林.北京土地利用/覆盖变化机制研究[J].自然资源学报,1999,14(4):307~312.[GU Chao-lin. Study on phenomena and mechanism of land use/cover change in Beijing.Journal of Natural Resources,1999,14(4):307~312.]
- [23] United States Environmental Protection Agency (USEPA).Method 3050B:Acid digestion of sediments,sludges and soils (re-

- vision 2)[M]. Washington DC:U.S. Government Printing Office,1996.
- [24] Baize D.Total levels of " heavy metals " in French soils:general results of the ASPITET programme [J].*Courrier de l'Environnement de l'INRA*,2000,39:39 -54.
- [25] 张民,龚子同.我国菜园土壤中某些重金属元素的含量与分布[J].*土壤学报*,1996,33(1):85 -93.[ZHANG Min,GONG Zi-tong.Contents and distribution of some heavy metal elements in the vegetable cultivated soils in China.*Acta Pedologica Sinica*,1996,33(1):85 -93.]
- [26] 胡正义,沈宏,曹志洪.Cu 污染土壤 ——水稻系统中 Cu 的分布特征[J].*环境科学*,2000,21(2):62 -65.[HU Zheng-yi,SHEN Hong,CAO Zhi-hong.Distribution of Cu in soil-crop system polluted by Cu.*Chinese Journal of Environmental Science*,2000,21(2): 62 -65.]
- [27] Chen T B,Zheng Y M,Lei M,et al.Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing,China[J].*Chemosphere*,2005,60:542 -551.

Soil Copper Accumulation under Different Land Use Types—The Case of Beijing

ZHENG Yuan-ming, CHEN Tong-bin, ZHENG Guo-di, CHEN Huang,
LUO Jin-fa, WU Hong-tao, ZHOU Jian-li

(Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research,
Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: To investigate soil copper accumulation under different land use types,Cu concentrations of 609 soil samples from vegetable field,paddy field,orchard,greenbelt,cornfield and natural soils in Beijing were taken and analyzed.It was found that the concentrations of Cu with geometric mean 20.9mg/kg were much higher than the background concentration (18.7mg/kg), which indicated that atmospheric transportation was an important factor influencing the accumulation of Cu in the soils at large scale.Furthermore,some human activities,such as pesticides,livestock manures and landfill,would increase the concentrations of Cu in the soils rapidly at local scale.Combined with ANOVA analysis,Cu in the orchard showed the highest geometric mean concentration in 6 types, which was significantly higher than the mean concentrations of Cu in vegetable field,cornfield and natural soils.And the differences among the samples of orchard were also obvious,indicating the inhomogeneity of the spatial distribution and differences of the way and time of cultivation in different areas.Using the baseline (37.1mg/kg) as the criterion,the ratio of total samples beyond the limit was 5.6%.Compared with the total sample numbers of each land use type,the percentages of soil samples with the Cu concentrations over the baseline of Beijing soils were 29.2%,4.7%,4.2%,8.3% and 4.6% for orchard,vegetable field,paddy field,greenbelt and cornfield,respectively.The samples over the baseline of Beijing soils are mainly distributed in Changping and Chaoyang district.How to avoid the areas with serious pollution is an important problem in land use planning,especially in agricultural land use planning.

Key words: soil; land use; heavy metal; Cu; Beijing