

哈尔滨市城市土壤重金属生态风险评价

孟昭虹, 周 嘉, 郑元福

(哈尔滨师范大学 地理科学学院地理系, 哈尔滨 150025)

摘 要: 研究哈尔滨城市土壤中 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 含量与分布特征, 采用 Hakanson 潜在生态危害指数法对土壤重金属污染环境质量和潜在生态风险进行评价。结果表明: 哈尔滨城市土壤 5 种重金属含量与松辽平原土壤背景值相比有较大积累, 污染源的空间差异性引起不同功能区土壤重金属含量不同。土壤表层 5 种重金属污染程度: 工业区> 交通区> 郊区耕地区> 植物园区, 潜在生态风险系数在工业区和交通区为中度危害, 在郊区耕地区和植物园区为低度危害。最后, 对土壤重金属污染来源进行综合分析, 提出相应的管理防治对策。

关键词: 城市土壤; 重金属; 生态风险

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2009)02-0152-04

Ecological Risk Assessment of Heavy Metal Elements in Urban Soil of Harbin

MENG Zhao-hong, ZHOU Jia, ZHENG Yuan-fu

(Institute of Geography Science, Department of Geography, Harbin Normal University, Harbin 150025, China)

Abstract: The content and distribution of heavy metal elements, cadmium, lead, chromium, copper, zinc, in urban soil of Harbin were studied to assess the heavy metals integrated pollution and potentially ecological hazards. The results showed that the content of heavy metals had high accumulation in Harbin urban soil by comparison to the background concentration of soil elements in Songnen plain. The different domains were polluted by the different metal elements because of source space variance. The heavy metals integrated pollution from high to low is industrial area> traffic area> suburbs farmland> botanical garden. The potentially ecological risk is medium in industrial area and traffic area but in suburbs farmland and botanical garden is light. At last, we analyzed the possible sources of heavy metal elements in soil and proposed related management to prevent and treat this situation.

Key words: urban soil; heavy metal; ecological risk

1 前言

目前, 土壤重金属污染所带来的环境问题日益受到人们的重视, 已经成为国际环境土壤学研究的热点^[1-2], 土壤中的重金属不仅影响和改变城市土壤的生态功能, 而且通过扬尘或者直接接触危害人体健康。据报道, 许多城市中的儿童通过手与口途径从城市的尘土中摄入大量的重金属^[3-4], 并且大量的事实表明环境中高含量的铅影响儿童的血铅含量、智力和行为^[5-6]。因此, 研究城市土壤重金属污染特征, 评价其潜在生态危害是必要的。目前, 世界上许多国家, 尤其是欧美一些发达国家十分关注城市土

壤重金属的污染程度, 并对许多城市土壤重金属的污染状况进行调查与制图^[7], 我国已评价过部分城市土壤重金属的污染和潜在生态危害^[8-10], 但是对于黑龙江省城市土壤重金属的污染及潜在生态危害评价尚未见报道。

黑龙江省位于我国最东北部, 土地辽阔、资源丰富、交通便利、经济基础雄厚, 是全国重要的农业基地和重工业基地之一。以哈尔滨市城市土壤重金属为研究对象, 对土壤中 5 种重金属镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)、铜(Cu)和锌(Zn)的含量、分布特征及其生态风险进行分析和评价, 旨在对黑龙江生态省环境建设和土壤资源的持续利用与管理提供科学依据,

* 收稿日期: 2008-05-15

基金项目: 哈尔滨师范大学骨干教师资助计划项目(KG2007-06)

作者简介: 孟昭虹(1973-), 讲师, 在读博士, 研究方向为环境工程。E-mail: mengzhao hong1973@yahoo.com.cn

在此基础上分析原因,找出防治对策。

2 实验与分析

2.1 样品的采集

由于人为因素的影响,城市土壤分布往往具有非连续性,土层混乱,土壤物质来源复杂等特征^[11]。研究于 2007 年 7,8 月份在哈尔滨市人为划分的 4 个代表性功能区——工业区、交通区、郊区耕地区和植物园区,分别选取了 6,6,6,5 个,共 23 个采样点,在各样点中,按随机布点法,采集表土(0– 20 cm)分析样品。每个土样的采集是分别在样点地上取 3~ 6 个点,并将它们进行混合,以混合样制成一个分析样。混合均匀后按四分法获取足量的样品装入塑料袋中,于实验室内自然风干,剔除植物残体和石块,磨碎、过 100 目筛,保存于塑料瓶中备用。

2.2 分析测试方法

土壤样品中的 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 总量的测定采用准确称取样品 0.5 g,在 100 ml 的三角瓶中使用 HNO₃– HCl– HClO₄ 混酸消化,用 5% 硝酸浸提于 50 ml 容量瓶中,稀释定容后用火焰原子吸收分光光度法测定 5 种金属。

2.3 土壤重金属污潜在生态风险评价方法

评价土壤重金属污染的方法较多,本文采用瑞典科学家 Hakanson 提出的潜在生态危害指数法。

潜在生态危害指数涉及到单项污染系数、重金属毒性响应系数以及潜在生态危害单项系数,其公式为

$$RI = \sum E_i^i \tag{1}$$

$$E_i^i = T_i^i \times C_f^i \tag{2}$$

$$C_f^i = C_{\text{表层}}^i / C_n^i \tag{3}$$

式中: E_i^i ——潜在生态危害单项系数; T_i^i ——某一种金属的毒性响应系数采用 Hakanson 制定的标准化重金属毒性系数为评价依据,重金属毒性响应系数分别为 Cd= 30, Pb= Cu= 5, Cr= 2, Zn= 1^[12]。 C_f^i ——单项污染系数, $C_{\text{表层}}^i$ ——表层土壤重金属浓度实测值, C_n^i ——参比值,土壤参比值采用的是松辽平原表层土壤中重金属元素背景值^[13]。重金属污染生态危害系数和生态危害指数分级标准列于表 1^[12]。

3 结果与讨论

3.1 不同功能区土壤重金属积累状况及分布特征

3.1.1 土壤重金属积累状况 哈尔滨市城市土壤重金属含量统计值(表 2)与松辽平原土壤元素背景值相比^[13],Cd 的测定值全部超出松辽平原土壤元素背景值,占样点总数的 100%,有 9 个样点超过重金

属 Cd 的算术平均值。Pb 的测定中只有 2 个样点未超出松辽平原土壤元素背景值,其余全部超出背景值,超出背景值的样点占样点总数的 91.3%,有 9 个样点超过重金属 Pb 的算术平均值。Cr 的测定中有 21 个样点超出松辽平原土壤元素背景值,占样点总数的 91.3%,有 11 个样点超过重金属 Cr 的算术平均值。Cu 的测定中只有 1 个样点未超出松辽平原土壤元素背景值,超出背景值的样点占样点总数的 95.7%,有 8 个样点超过重金属 Pb 的算术平均值。Zn 的测定中全部超出松辽平原土壤元素背景值,占样点总数的 100%,有 11 个样点超过重金属 Zn 的算术平均值。由此可见,在与松辽平原土壤元素背景值相比^[13],所测 5 种土壤重金属含量累积均比较多。23 个采样点的土壤 pH 变化在 6.67~ 7.87 之间,平均值为 7.12。

表 1 潜在生态风险等级划分^[12]

潜在生态风险 参数范围	单因子污染物 生态风险程度	潜在生态风险 指数范围	总的潜在生态 风险程度
$E_i^i < 30$	低	$RI < 135$	低度
$30 \leq E_i^i < 60$	中	$135 \leq RI < 265$	中度
$60 \leq E_i^i < 120$	较重	$265 \leq RI < 525$	重度
$120 \leq E_i^i < 240$	重	$RI \geq 525$	严重
$E_i^i \geq 240$	严重		

3.1.2 不同功能区土壤重金属分布特征 哈尔滨市城市土壤重金属含量统计值(表 2)。根据 pH 值范围,与《土壤环境质量标准》(GB15618– 1995)中标准值的二级标准(6.5< pH< 7.5)^[14]相比,Cd 的含量在工业区和交通区均有 4 个样点超过标准值的二级标准,Cd 主要来自冶炼、电池、电镀、颜料、涂料、塑料稳定剂等工业排放,与工业发展密切相关^[9],这也是导致哈尔滨城市土壤重金属 Cd 在工业区和交通区污染比较严重的主要因素。而 Cd 在郊区和植物园区没有一个样点超过标准值的二级标准。交通区由于交通运输相对比较繁忙,汽车排放的尾气含有较多重金属,尤其含有 Pb,这与哈尔滨市城市土壤重金属 Pb 在交通区含量较高相一致。5 种重金属含量在郊区耕地区和植物园区均低于标准值的二级标准,郊区耕地区由于受人为因素影响较小,重金属污染程度虽然比较低,但却比植物园区未受人为活动影响的区域中重金属污染程度高一点,这就说明人类活动对土壤重金属含量累积产生了影响。在所有功能区中 Cr 没有超过标准值的二级标准的样点,Cu 有 3 个样点超标,Zn 有 4 个样点超标。Cu 和 Zn 超标的样点都集中在工业区,并且是同一个

样点的 Cu 和 Zn 的含量同时超标,这表明由于工业排放,导致工业区土壤重金属污染较为严重。

表 2 哈尔滨城市土壤重金属含量统计值

功能区	Cd	Pb	Cr	Cu	Zn
工业区	0.41 ^a ,0.20~0.75 ^b	66.12 ^a ,39.4~136.60 ^b	100.57 ^a ,63.8~129.80 ^b	104.92 ^a ,41.20~184.10 ^b	246.73 ^a ,169.5~309.50 ^b
交通区	0.33 ^a ,0.11~0.57 ^b	122.93 ^a ,97.70~156.40 ^b	103.12 ^a ,47.6~179.60 ^b	56.52 ^a ,27.90~76.90 ^b	152.93 ^a ,107.1~207.90 ^b
郊区耕地区	0.21 ^a ,0.13~0.40 ^b	58.3 ^a ,19.40~127.20 ^b	98.89 ^a ,39.6~168.40 ^b	46.51 ^a ,27.40~86.70 ^b	136.67 ^a ,101.4~201.00 ^b
植物园区	0.14 ^a ,0.11~0.17 ^b	30.34 ^a ,17.80~47.90 ^b	73.5 ^a ,64.50~87.00 ^b	34.34 ^a ,17.30~43.20 ^b	119.42 ^a ,78.40~179.60 ^b
标准差	0.17	43.35	42.00	40.69	65.15
变异系数 [*] /%	59.98	61.41	44.18	66.61	39.56
背景值 ^{**} /(mg·kg ⁻¹)	0.066	20.07	49.91	21.00	57.86
二级标准 ^{***} /(mg·kg ⁻¹)	0.3	300	300	100	250

注: a 为重金属含量的算术平均值; b 为重金属含量范围; * 元素含量的变异系数 = (元素含量标准差/元素含量平均值) × 100%; ** 松辽平原土壤元素背景值^[13]; *** 土壤环境质量标准(GB15618-1995)标准值的二级标准(6.5 < pH < 7.5)^[19]。

城市土壤重金属来源于成土母质和人类活动,同一来源的重金属之间存在着相关性,哈尔滨城市土壤重金属相关性分析结果见表 3。表 3 表明:在哈尔滨市城市土壤中,Zn 和 Cd、Cu 表现出较好的相关性,这说明由于工业生产、机动车尾气排放,及城市化过程中人为输入等导致哈尔滨城市土壤中 Zn 和 Cd、Cu 这几种元素间为复合物并具有同源性^[10],这几种重金属污染具有同源性在工业区表现最为明显,例如表 2 土壤重金属含量所示的 Cu 和 Zn 超标的样点都集中在工业区,并且有 3 个样点的 Cu 和 Zn 的含量同时超标,这与文献[8]报道的 Zn 和 Cu 有较好的相关性相一致,而 Cu 和 Cd 有较好的相关性可能与工业区中污水排放有关。

表 3 土壤重金属含量相关系数

元素	Cd	Pb	Cr	Cu
Pb	0.0984			
Cr	0.2077	-0.0109		
Cu	0.7967 ^{**}	-0.0518	0.2895	
Zn	0.7082 ^{**}	-0.0370	0.2092	0.8134 ^{**}

** 代表在 P<0.01 水平显著。

3.3 哈尔滨市土壤重金属污染和潜在生态风险评价

将 Hakanson 潜在生态危害指数法用于评价哈尔滨市土壤重金属污染环境质量和潜在生态风险时,文章所选的参比值是当地土壤重金属的背景值。单项污染系数表 5 表明,在哈尔滨市各功能区土壤中,在工业区污染最严重的是 Cd,其次是 Cu、Zn、Pb、Cr;在交通区污染最严重的是 Pb,其次是 Cd;在郊区耕地区和植物园区中重金属污染相对工业区和交通区的的单项污染系数都低很多,工业区的单项

污染系数甚至比植物园区的单项污染系数高出一倍。而就本文所测的 5 类重金属的单项污染系数中,Cd 在工业区的单项污染系数最高;Pb 在交通区的单项污染系数最高;Cr 在交通区的单项污染系数最高;Cu 在工业区的单项污染系数最高;Zn 在工业区的单项污染系数最高。就对重金属的单项污染系数来讲,Cd、Cu、Zn 在工业区的污染是最严重,Pb、Cr 在交通区的污染最严重;而在郊区耕地区和植物园区的 5 类重金属的单项污染系数都很低。

哈尔滨市各功能区,土壤单项潜在生态危害系数表 5 表明,各功能区 Cd 均达到较重的危害,生态危害是较高风险,污染程度的由大到小的顺次依次为:工业区>交通区>郊区耕地区>植物园区;Pb 在交通区是中等程度,其余都污染较轻,污染程度的由大到小的顺次依次为:交通区>工业区>郊区耕地区>植物园区;Cr 的污染是极为轻微的,生态危害是低风险,污染程度的由大到小的顺次依次为:交通区>工业区>郊区耕地区。植物园区;Cu 的污染是极为轻微的,生态危害是低风险,污染程度的由大到小的顺次依次为:工业区>交通区>郊区耕地区>植物园区;Zn 的污染是极为轻微的,生态危害是低风险,污染程度的由大到小的顺次依次为:交通区、工业区、郊区耕地区、植物园区。

由表 5 可以看出,从总体上讲,在各个功能区受重金属危害程度依次为:工业区>交通区>郊区耕地区>植物园区。就重金属总的潜在生态风险程度讲,工业区和交通区的总的潜在生态风险程度是中等危害,郊区耕地区和植物园区总的潜在生态风险程度是低度危害,重金属总的潜在生态风险程度顺序是工业区>交通区>郊区耕地区>植物园区。

表 4 哈尔滨各个功能区土壤单项重金属污染特征值、污染潜在生态危害系数特征值和潜在生态危害指数

项目	工业区	交通区	郊区耕地区	植物园区
C _f ^{Cd}	6.28	4.97	3.17	2.08
C _f ^{Pb}	3.29	6.13	2.90	1.51
C _f ^{Cr}	2.01	2.07	1.98	1.47
C _f ^{Cu}	5.00	2.69	2.21	1.64
C _f ^{Zn}	4.26	2.64	2.36	2.06
E _f ^{Cd}	188.41	149.24	95.06	62.36
E _f ^{Pb}	16.47	30.63	14.52	7.56
E _f ^{Cr}	4.03	4.13	3.96	2.95
E _f ^{Cu}	24.98	13.46	11.07	8.18
E _f ^{Zn}	4.26	2.64	2.36	2.06
RI _f	238.16	200.10	126.99	83.11

4 结论与建议

4.1 结论

哈尔滨市城市土壤重金属 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 累积较多。由于城市化建设过程中城市分为各个功能区,不同功能区本身的特点决定了其在土地利用方面的不同,导致各个功能区的重金属污染的类别也不同。哈尔滨市不同功能区土壤重金属污染程度为:工业区>交通区>郊区耕地区>植物园区;各功能区重金属潜在风险程度:工业区>交通区>郊区耕地区>植物园区。

4.2 建议

重金属污染具有累积性及潜伏期长的特点,因此重点在于预防,从源头上防止污染物的排放,成本低,效率高,是解决土壤重金属污染的关键之一,尽量减少污染物的不合理排放,尽量少用或不用污水灌溉,并控制含重金属的农药、化肥及城镇农用垃圾的施用。

4.2.1 严格控制工业和交通污染物排放 在工业区和交通区土壤重金属污染呈中等程度,总的潜在生态风险系数是中等危害,这主要是由于工业企业排放的各种废水、废气、废渣等有毒物质及交通业排放的尾气造成的,因此要严格控制污染物排放。对城市和近郊的工业企业所产生的废弃物要严格把关,不定时抽查废弃物的后处理状况,废弃物必须经过处理达标才可排放。若有发现违规企业,必须勒令其将污染物重新处理,并采取适当的经济手段进行调控。

4.2.2 加强和改善耕地的质量并科学使用 由于黑龙江省是农业生产基地,耕地中重金属的含量直接决定农产品的质量,并对人们的身体健康产生直

接影响。化肥、农药、农用地膜中均含有重金属元素,它们以各种形式进入土壤,对农作物、农产品产生一定的危害,因此,对化肥、农药等的使用要建立科学合理的技术规范,同时,成立文化站,使城市和近郊的农民掌握这些技术。相应的环境监测部门要加强对农田中化肥和残留农药的监测。为防止城市垃圾对农产品质量的不利影响,要严防城市垃圾向耕地排放。

4.2.3 使用植物修复技术 植物修复是指利用植物来吸收土壤中的重金属,并将其带走,最终达到清除土壤中重金属的一类技术总称,也称绿色修复或生物修复^[15]。植物修复是一种高效、经济和生态友好的新兴绿色技术,备受政府和人们青睐。美国及其他国家的重金属植物修复技术已用于修复多处污染场所^[15]。在哈尔滨市的城市建设过程中,高等植物界的一切植物,如野生的草、蕨以及栽培的树木、草皮和作物^[15]均可作为修复植物,通过种植这些植物,既可以美化环境,为环境增添绿色,更可以利用地球化学及生物地球化学原理,将污染的重金属被植物吸收或通过植物本身将污染物转化。植物修复是在不影响生态环境的情况下,使土壤污染状况从本质上得到缓慢改善,同时绿化了环境。

参考文献:

[1] Imperato M, Adamo P, Naimo D, et al. Spatial distribution of heavymetals in urban soils of Naples city (Italy) [J] Environmental Pollution, 2003, 123: 247-256.

[2] Lee C S, Li X D, Shi W Z, et al. Metal contaminationurban, suburban, and country park soils of HongKong: A studbased on GIS and multivariate statistics[J]. Science of the TotEnvironment, 2006, 356(1): 45-61.

[3] Davies D J A, Thornton I, Watt J, et al. Lead in take and blood lead in two years old UK urban children[J]. Sci Total Environ, 1990, 3: 13-29.

[4] Watt J, Thornton I, Cotter- Howells J. Physical evidence suggesting the transfer of soil Pb into young children via hand- to- mouth activity[J]. Appl Geochem., 1993, 269: 3-272.

[5] McMichael A J, Baghurst P A, Robertson E F, et al. The PoPirie study: blood lead concentrations in early childhood[J] Med. J. Australia, 1985, 143: 269-272.

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

(下转第 159 页)

2.3 土壤水分影响因子综合分析

由于喀斯特地区的特殊自然环境, 影响土壤水分动态变化的因子较多, 本文主要选取高度和季节作为影响因子进行回归分析。选取的因子有坡位(X_1)和降雨量(X_2)共 2 个典型的影响因子与土壤含水量的变化进行多元回归分析, 根据影响因子样本资料按逐步回归程序在 SPSS16.0 上进行运算, 得出如下方程:

$$Y=16.173-0.167X_1+0.3014X_2$$

从以上方程中可以看出, 不同相关因子对土壤含水量会产生不同的影响, 但从总体土壤平均含水量来看, 降雨因子对土壤水分的影响明显大于坡位因子。从方程式中可以看到, 土壤含水量与降雨量成正相关性, 与山体坡度及生物量成负相关性, 与山体高度成正相关性; 这说明降雨对土壤水含量起到关键作用。

3 结 论

(1) 岩溶石漠化地区土壤含水率一般是随着坡位的降低而减小, 山中达到水分的最低值, 但其水分的变化均为中等变异, 且变异系数从上至下逐渐减小, 山顶的含水量最高, 受外界条件的干扰也是最小, 相对而言山顶受外界条件的干扰最大, 所以坡顶作物的栽种应采取一定的蓄水保墒措施。

(2) 从土壤水分随时间变化规律分析中发现, 在不同季节之间土壤水分变化差异显著; 在雨季初期土壤水分的变异突然急剧增大, 随后是逐渐减小。这是因为连续降雨使土壤含水量在不同林分内均匀分布, 造成土壤水分空间均匀分布达到饱和状态。

(3) 在岩溶土壤水分时空动态变化研究中, 可以

应用统计学方法进行有效分析和解释, 但是应该要考虑研究区特定的土地利用方式和地形地貌特征, 这一般会受到采样范围和采样时间限制; 岩溶石漠化地区土壤水分在不同坡位和不同季节的变异特征以及变异的因素还有待于进一步研究。

参考文献:

[1] 刘再华, 袁道先. 中国典型表层岩溶系统的地球化学动态特征及其环境意义[J]. 地质论评, 2000, 46(3): 324-327.

[2] 姚长宏, 蒋忠诚, 袁道先. 西南岩溶地区植被喀斯特效应[J]. 地球学报, 2001, 22(2): 159-164.

[3] 万军, 蔡运龙. 喀斯特生态脆弱区的土地退化及生态重建: 以贵州省关岭县为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2003, 13(2): 52-56.

[4] 黄奕龙, 陈利顶, 傅伯杰, 等. 黄土丘陵小流域地形和土地利用对土壤水分时空格局的影响[J]. 第四纪研究, 2003, 23(3): 334-342.

[5] 张继光, 陈洪松, 苏以荣, 等. 喀斯特峰丛洼地坡面土壤水分空间变异研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(8): 55-56.

[6] 陈洪松, 傅伟, 王克林, 桂西北岩溶山区峰丛洼地土壤水分动态变化初探[J]. 水土保持学报, 2006, 20(4): 138-139.

[7] 赵世伟, 周印东, 吴金水, 等. 子午岭北部不同植被类型土壤水分特征研究[J]. 水土保持学报, 2002, 16(4): 119-122.

[8] 孙中峰. 黄土残塬沟壑区林地土壤水分时空特性分析[J]. 黑龙江水专学报, 2003, 30(3): 7-9.

[9] Li H J, Wnag M B, Cai B F. Spatial and temporal characteristics of soil moisture dynamics in Loess Plateau [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 14(4): 515-519.

(上接第 155 页)

[7] Manta D S, Angelone M, Bellanca A, et al. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of palermo (Sicily), Italy[J]. The Science of Total Environment, 2002, 300: 229-243.

[8] 郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价[J]. 地理科学, 2005, 25(1): 108-112.

[9] 邓秋静, 宋春然, 谢锋, 等. 贵阳市耕地土壤重金属分布特征及评价[J]. 土壤, 2006, 38(1): 53-60.

[10] 柴世伟, 温琰茂, 韦献革, 等. 珠江三角洲主要城市郊区农业土壤的重金属含量特征[J]. 中山大学学报: 自

然科学版, 2004, 43(4): 90-94.

[11] 马建华, 张丽, 李亚丽. 开封市城区土壤性质与污染的初步研究[J]. 土壤通报, 1999, 30(2): 93-96.

[12] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980: 975-1001.

[13] 李健, 郑春江, 郭希利, 等. 环境背景值数据手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.

[14] 《土壤环境质量标准》[S] (GB15618-1995)

[15] Raskin I, Kumar P B A N, Dushenkov S, et al. Bioconcentration of heavy metals by plants [J]. Curr Op in Biotechnol, 1994(5): 285-290.