

贵阳市城区土壤重金属分布特征及污染评价^①

王 济^{1,2}, 张 浩¹, 曾希柏², 白玲玉²

(1 贵州师范大学地理与环境科学学院, 贵阳 550001; 2 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081)

摘要: 调查了贵阳市不同功能区表层土壤中重金属含量及其分布特征, 以基线为参比值, 采用 Hakanson 潜在生态危害指数法对重金属的潜在生态风险进行了评价。结果表明, 贵阳市城区土壤重金属 (Hg、Cd、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn) 主要来源于工业、交通以及燃煤等活动, 其平均含量分别为 0.108、0.320、20.53、22.17、35.71、64.87、48.65、217.90 mg/kg, 除 Cr 外, 均显著高于相应基线。工矿区土壤中 Pb、Zn 含量显著高于其他功能区 ($p < 0.05$)。Hg 和 Cd 是主要的生态危害因子, 其污染已达强生态危害水平, 其余均显示为轻微生态危害水平; 不同功能区土壤重金属污染均已达强生态危害水平, 且污染程度依次是: 商务区 > 工矿区 > 文教区 > 居民区 > 城市绿地 > 交通区。

关键词: 城市土壤; 功能区; 重金属污染; 潜在生态危害评价

中图分类号: X53

城市土壤作为城市生态系统的重要组成部分, 是城市绿色植物的生长介质和养分的供应者, 是土壤微生物的栖息地和能量源泉, 是城市污染物重要的源和汇, 并起着滞留、转化和净化污染物的作用^[1-4]。但随着我国工业化和城市化进程的加快, 强烈的人类活动引起了城市土壤理化性质的改变以及重金属污染, 这不仅降低了城市土壤的生态服务功能, 而且更为重要的是重金属进入城市土壤环境后不能被微生物所降解, 反而能通过大气和水体环境等直接或间接地影响城市生态系统的健康发展和危害市民的身体健康^[4]。现有研究^[5-18]表明, 城市土壤重金属含量要明显高于郊区及远离城市的农田土壤, 且土地利用方式对其含量有着显著影响, 一般来说, 工业区和商业区重金属污染最为严重。鉴于重金属是严重危害土壤生态环境安全的污染物之一, 本研究以贵阳市为例, 对其城区表层土壤中的 Hg、Cd、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 等《土壤环境质量标准》(GB15618-1995) 中所涉及的 8 种重金属的含量及其污染特征进行系统调查和深入分析, 以期为合理规划和利用城市土地、保护和改善城市土壤生态环境质量、保障人体健康以及创建生态文明城市等提供科学依据。

1 研究区域概况

贵阳市位于贵州省中部云贵高原东斜坡地带, 地

处 106°07' ~ 107°17' E, 26°11' ~ 27°22' N 之间, 属东部平原向西部高原的过渡地带, 地形地貌多样, 海拔高, 纬度低, 具有亚热带湿润温和型气候的特点。年平均气温 15.3℃, 年总积温为 5 585℃, 年降水量 1 200 mm 左右, 年日照时间约 1 278 h, 年相对湿度 76.9%, 无霜期约 270 天, 全年主导风向北偏东, 夏季主导风向南偏东, 晴天多南风, 雨天多北风, 年平均风速 2.2 m/s, 短时最大风速 20 m/s, 能源消耗以煤炭为主。城区包括云岩区和南明区, 其中云岩区地处城区北部, 面积 67.5 km², 人口 61.7 万人, 辖 15 个街道办事处, 1 个镇, 132 个居(村)委会 (截至 2007 年); 南明区地处城区南部, 面积 89.68 km², 人口 55.3 万人, 辖 15 个街道办事处, 2 个乡, 147 个居(村)委会 (截至 2007 年)。

2 材料和方法

2.1 样品的采集与处理

本研究于 2008 年 1—3 月在贵阳市代表性功能区: 居民区、文教区、商务区、城市绿地、工矿区、交通区 (中华路、延安路、瑞金路、中山路) 6 类区域, 共采集土壤样品 62 个, 其中各功能区样品数分别为 13、11、5、8、5、20 个 (图 1)。交通区采样时, 考虑到交通干道呈线状且长度不一, 故每条干道的采样点按一定的间隔 (500 ~ 1 000 m) 布设, 首先在所选

①基金项目: 国家“十一五”科技支撑计划项目 (2006BAD05B01, 2007BAD89B03), 贵州省科技基金项目 (黔科合 J 字[2007]2165 号) 和贵州省教育厅自然科学研究项目 (黔教科[2008013]) 资助。

作者简介: 王济 (1975—), 男, 贵州贵阳人, 博士, 教授, 主要从事土壤重金属污染、喀斯特环境研究。E-mail: wangji@gznu.edu.cn

道路两侧画出 2 条大约 20 m 长且与道路平行的线段，在线段上等距布设 3 个 1 m² 的具体采样单元，然后在每个采样单元内随机采集 4 个子样品（每个样品质量约 100 g），采样深度为 0 ~ 20 cm，最后将路侧 6 个采样单元的子样品充分混合，按“四分法”弃至 1 kg 左右作为该采样点的分析样品；其余各功能区土壤样品采集方法是在每个采样点 10 m² 的范围内随机采集 10 个子样品，采样深度为 0 ~ 20 cm，充分混合后用“四分法”取舍，弃至 1 kg 左右组成一个混合样。样品采集后于室内自然风干，剔除石块、动植物残体等杂物，用木棍碾压，而后进一步用玛瑙钵研细，过 100 目（0.149 mm）尼龙网筛，置于密封袋中保存备测。为防止人为因素影响，样品采集、混合、粉碎、研磨、装袋等处理过程均采用木头、塑料、玛瑙等用具，避免与金属接触。



图 1 采样点分布示意图

Fig. 1 Sites of soil sampling

表 1 潜在生态危害系数 (E_r^i)、潜在生态危害指数 (RI) 与污染程度的关系^[20]

Table 1 Relationship of E_r^i , RI and the pollution level

指数类型	所处范围	污染程度	指数类型	所处范围	污染程度
潜在生态危害系数 (E_r^i)	$E_r^i < 40$	轻微生态危害	潜在生态危害指数 (RI)	$RI < 150$	轻微生态危害
	$40 \leq E_r^i < 80$	中等生态危害		$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
	$80 \leq E_r^i < 160$	强生态危害		$300 \leq RI < 600$	强生态危害
	$160 \leq E_r^i < 320$	很强生态危害		$RI \geq 600$	很强生态危害
	$E_r^i \geq 320$	极强生态危害			

3 结果与分析

3.1 贵阳市城区土壤重金属的含量特征

贵阳市表层土壤重金属含量统计结果见表 2。由表 2 可知，城区土壤中 Hg、Cd、As、Pb、Cr、Cu、Ni、

2.2 样品分析测试

Cd、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 的测定，用 HF-HClO₄-HNO₃ 消解体系，原子吸收分光光度法测定^[19]；Hg、As 的测定用 H₂SO₄-KMnO₄ 消解体系，冷原子吸收法测定^[19]。为确保分析结果准确可靠，抽取 20% 的样品进行平行双样测定，并采用国家标准土壤物质 GSS-1、GSS-2 进行质量控制，分析结果符合质量控制要求。

2.3 评价方法

潜在生态危害指数 (RI) 评价方法^[20]为瑞典科学家 Hakanson 于 1980 年建立的一套应用沉积学原理评价重金属污染和生态危害的方法。该方法作为国际上土壤（沉积物）中重金属研究的先进方法之一，不仅反映了某一特定环境中不同污染物的影响，同时也反映了多种污染物的综合影响，并定量划分出潜在危害程度，是目前应用很广的一种方法。计算方法如下：

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n (T_r^i \times C_f^i) \quad (1)$$

式中： RI 为多种重金属潜在生态危害指数， E_r^i 为单一重金属的潜在生态危害系数， T_r^i 为某种重金属的毒性响应系数，以 Hakanson 制定的标准化重金属毒性系数为依据，8 种重金属毒性系数分别为 Hg = 40 > Cd = 30 > As = 10 > Pb = Cu = Ni = 5 > Cr = 2 > Zn = 1^[20-21]。 C_f^i 为单项污染系数，其表达式为 $C_f^i = C_s^i / C_n^i$ ， C_s^i 为表层土壤重金属浓度实测值， C_n^i 为参比值，为了反映特定区域的差异性，本文以贵阳市土壤重金属的地球化学基线^[22]为参比值。根据 E_r^i 和 RI 大小，参照沉积物中重金属潜在生态危害系数、生态危害指数和污染程度的关系，将土壤重金属污染的潜在生态危害程度进行分级（表 1）。

Zn 的含量范围分别是 0.024 ~ 0.902、0.046 ~ 1.912、8.98 ~ 68.30、2.47 ~ 104.80、2.49 ~ 185.10、18.71 ~ 214.40、12.67 ~ 97.46、59.43 ~ 635.70 mg/kg；平均含量分别为 0.108、0.320、20.53、22.17、35.71、

64.87、48.65、217.90 mg/kg。与贵阳市土壤重金属基线相比^[22], Hg、Cd、As、Pb、Cu、Ni 和 Zn 的平均含量均高于相应基线, 分别是相应基线的 4.1、4.7、2.3、1.5、3.5、2.9、4.7 倍, 唯独 Cr 的平均含量低于相应基线。若以贵阳市土壤重金属基线为标准, 则所有采样点的 Zn 含量均超标, 61 个采样点 Cd、As、Cu、Ni 含量超标, 51 个采样点 Hg 含量超标, 31 个采样点 Pb

含量超标, 11 个采样点 Cr 含量超标。从变异系数来看, Hg、Cd、As、Pb、Cr、Cu、Zn 的变异系数较大, 反映了它们的含量在空间上有较大的差异, 或理解为受人类活动影响较大; Ni 变异系数较小, 说明它们在区域分布上具有较大的相似性。整体而言, 贵阳市城区土壤中 Zn、Cd、Hg、Cu 富集强烈。

表 2 贵阳市城区表层土壤重金属含量 (mg/kg)

Table 2 Concentrations of heavy metals in surface soils of Guiyang

元素	样本数	最小值	最大值	平均值	变异系数	基线 ^[22]
Hg	62	0.024	0.902	0.185	1.030	0.045
Cd	62	0.046	1.912	0.320	0.840	0.068
As	62	8.98	68.30	20.53	0.492	9.04
Pb	62	2.47	104.80	22.17	0.901	14.80
Cr	62	2.49	185.10	35.71	0.697	44.00
Cu	62	18.71	214.40	64.87	0.551	18.80
Ni	62	12.67	97.46	48.65	0.281	17.00
Zn	62	59.43	635.70	217.90	0.602	46.30

3.2 贵阳市城区不同功能区土壤重金属分布特征

贵阳市不同功能区土壤重金属含量见表 3。由表 3 可知, 贵阳市城区不同功能区土壤中 Hg、Cd、As、Cu、Ni、Zn 的平均含量均高于相应的基线; 除交通区外, 其余功能区土壤中 Pb 的平均含量也均高于相应基线; 除工矿区外, 其余功能区土壤中 Cr 的平均含量均低于相应基线。此外, 比较各功能区土壤重金属含量发现商务区土壤 Hg 平均含量最高 (0.390 mg/kg), 是相应基线的 8.67 倍; 交通区土壤 As 平均含量最高 (22.24 mg/kg), 是相应基线的 2.46 倍; 工矿区 Cd、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 的平均含量最高, 分别为 0.527、56.95、65.21、108.62、69.72、498.56 mg/kg, 分别是相应基线的 7.75、3.85、1.48、5.78、4.10、10.77 倍。方差分析表明不同功能区土壤 Hg、Cd、As、Cr、Cu 的平均含量差异性不显著 ($p > 0.05$), 但 Pb、Ni、Zn 的平均含量差异性显著 ($p < 0.05$)。多重比较 (LSD 法) 后发现工矿区土壤 Pb、Zn 的平均含量要显著高于其他功能区 ($p < 0.05$), 富集明显; Ni 的平均含量要显著高于文教区、城市绿地、商务区和交通区 ($p < 0.05$), 但和居民区差异性不明显 ($p > 0.05$)。

由表 3 还可看出, 交通区土壤重金属富集并不明显, 特别是交通污染的标志性元素 Pb、Zn、Cu 在交通

区含量最低, Cd 和 Cr 的含量也不高。一方面可能与贵阳市较高的绿化率, 路侧有行道树, 路中有绿化隔离带有关。据统计 2008 年, 贵阳市森林覆盖率达到 41.78%, 中心区绿地面积 5176.77 m², 绿地率 40.13%, 绿化覆盖率 41.13%, 人均公共绿地 9.58 m², 这些绿化设施可以通过滞留、吸附和过滤等方式净化空气, 吸烟除尘, 有效地阻止重金属颗粒物进一步扩散, 对城市绿地土壤和路侧土壤重金属污染有很好的防治作用。此外, 还可能由于贵阳市降水频繁, 雨水冲刷能力强以及城区土壤压实现象严重, 含 Pb、Zn、Cu、Cd 等重金属的公路灰尘会随路面径流进入下水管网而不易进入路侧土壤富集的缘故。商务区土壤中 Hg 含量最高, 可能与成土母质和燃煤有关^[23]; Pb、Cu、Zn 含量也较高, 除与商务区多位于环形路或十字路口等交通繁忙地段, 人流、车流量大, 建成历史悠久, 重金属富集时间久有关外, 含 Pb、Zn、Cu 的装饰材料和管材、油漆、塑料、涂料等也是造成商务区土壤 Pb、Cu、Zn 富集的主要原因^[5,24]。城市绿地重金属的含量不高, 除与市区绿化率较高有关外, 与其表层土壤大都是客土回填, 重金属富集时间较短也有一定关系, 但贵阳市绿地多位于交通繁忙公路或工业区附近, 在汽车尾气和工业活动的长期影响下, 土壤重金属含量有可能增加。文教区因功能特殊而远离工业、交通和燃

煤等污染源，重金属含量自然较低。居民区则由于和交通区交叉混合，且长期受到市区东南部贵阳特殊钢有限公司，西南部贵阳电厂、水泥厂和卷烟厂等工业活动的影响，加之居民日常生活废弃物中常含重金属，

这些因素势必影响居民区土壤重金属含量。另外，各功能区土壤As、Cr含量差别不大，工业活动和燃煤对其含量虽有一定影响，但可能主要与成土母质有关。

表 3 贵阳市不同功能区表层土壤重金属含量 (mg/kg)

Table 3 Concentrations of heavy metals in surface soils in different functional areas of Guiyang

功能区	Hg	Cd	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
文教区	0.251 ^① a	0.301 a	17.79 a	19.09 b	34.28 a	58.80 a	40.88 c	190.85 bc
	0.024 ~ 0.736 ^② b	0.198 ~ 0.509	12.99 ~ 23.04	4.30 ~ 43.91	12.86 ~ 62.05	20.10 ~ 99.18	12.67 ~ 58.62	92.81 ~ 523.30
居民区	0.113 a	0.382 a	22.13a	23.69 b	42.16 a	73.42 a	50.55 ab	226.90 b
	0.041 ~ 0.282	0.168 ~ 1.912	10.96 ~ 68.30	5.90 ~ 104.80	4.55 ~ 100.90	21.39 ~ 214.40	30.58 ~ 72.92	117.10 ~ 436.60
城市绿地	0.185 a	0.230 a	17.86 a	22.36 b	25.96 a	56.21 a	47.00 bc	168.34 bc
	0.040 ~ 0.734	0.074 ~ 0.334	8.98 ~ 23.31	11.72 ~ 48.81	9.051 ~ 40.62	38.59 ~ 82.00	35.73 ~ 58.33	119.60 ~ 296.50
商务区	0.390 a	0.297 a	18.25 a	25.29 b	31.12 a	60.86 a	41.75 bc	276.02 b
	0.072 ~ 0.902	0.196 ~ 0.466	14.65 ~ 23.99	10.67 ~ 39.72	19.6 ~ 40.46	44.37 ~ 82.74	29.15 ~ 50.44	169.70 ~ 437.40
工矿区	0.215 a	0.527 a	22.15 a	56.95a	65.21 a	108.62 a	69.72 a	498.56 a
	0.056 ~ 0.534	0.139 ~ 0.916	13.45 ~ 32.48	15.91 ~ 89.31	26.29 ~ 185.10	33.80 ~ 181.70	44.53 ~ 97.46	361.70 ~ 635.70
交通区	0.136 a	0.279 a	22.24 a	13.57 b	29.66 a	56.19 a	48.81 b	162.42 c
	0.036 ~ 0.457	0.046 ~ 0.726	14.63 ~ 35.93	2.47 ~ 33.91	2.49 ~ 53.64	18.71 ~ 123.00	37.42 ~ 64.11	59.43 ~ 318.60

注：①代表重金属含量的平均值；②代表重金属含量范围；同一列中小写字母不同表示各功能区土壤重金属平均含量差异显著 ($p < 0.05$)。

3.3 贵阳市土壤重金属的主要来源

城市土壤重金属主要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，据此可以判断土壤重金属污染来源是否相同^[25]。如果重金属之间存在显著正相关，来源可能相同，否则来源可能不止一个。由贵阳市土壤重金属的相关系数表（表 4）

可知，Pb、Cu、Ni、Zn之间的相关性极显著；Cd和As、Pb、Cu、Zn存在极显著的相关性，和Ni相关性显著；As和Pb、Cu相关性极显著；Cr和Ni、Zn、Hg和Cd、Pb、Zn之间也存在一定的相关性，说明它们在来源上有部分一致性。贵阳市的土壤重金属富集主要和工业活动、交通运输以及燃煤活动有关。

表 4 贵阳市城区表层土壤重金属含量相关系数

Table 4 Correlation coefficients of heavy metal concentrations in surface soils of Guiyang

	Hg	Cd	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Hg	1							
Cd	0.252*	1						
As	0.052	0.587**	1					
Pb	0.391**	0.725**	0.431**	1				
Cr	-0.092	0.136	-0.005	0.241	1			
Cu	0.209	0.729**	0.411**	0.835**	0.158	1		
Ni	-0.078	0.313*	0.223	0.429**	0.255*	0.566**	1	
Zn	0.285*	0.362**	0.174	0.708**	0.322*	0.616**	0.392**	1

注：* 代表在 $p < 0.05$ 水平显著，** 代表在 $p < 0.01$ 水平极显著。

首先，工业生产活动排放的重金属一方面呈气态或呈气溶胶态，进入大气后经干湿沉降可进入土壤。

据贵阳年鉴显示 2008 年贵阳市中心城区降尘年平均值为 53.04 t/km²，烟尘排放量为 3.15 万t，其中工业烟

尘 1.71 万 t, 工业粉尘排放量为 1.58 万 t, 降尘和烟尘分别比 2007 年增加了 15.1% 和 15.8%, 随降尘进入土壤中的重金属不容忽视; 另一方面, 工业活动所产生的废渣是重金属的重要载体, 尤其是一些金属冶炼厂, 废渣中的重金属含量极高^[26], 无处理堆弃或直接混入土壤, 也会造成土壤重金属富集。此次工矿区的监测样点位于贵阳特殊钢有限责任公司、贵阳市卷烟厂周边, 且城区西南方向有贵阳火力发电厂和水泥厂, 据此不难得知工矿区土壤 Cd、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 含量较其他功能区高。

其次, 汽车尾气排放、轮胎以及车辆镀金部分磨损或燃料及润滑油的泄漏都能释放出大量含 Pb、Cd、Cu、Zn 等的有害气体和粉尘会影响路侧土壤重金属的含量^[27-29]。据资料表明, 各种汽油中 Pb 含量为 0.4~1.0 mg/kg, 汽车排放的尾气中 Pb 更多, 达 20~50 $\mu\text{g/L}$ ^[30], 特别是在怠速状态下, 每分钟随汽车尾气排向大气的 Pb 和 Ni 分别为 0.571 和 0.533 mg^[31], 这些随汽车尾气排出的重金属颗粒物会飘散在空气中、沉积在路面灰尘和路侧土壤中。贵阳市属于山区城市, 交通路况较差, 机动车保有量也在逐年攀升, 据贵阳市统计年鉴显示 2008 年末全市民用车辆拥有量 39.40 万辆, 比上年末增长 21.3%, 其中汽车拥有量 27.32 万辆, 比上年末增长 20.3%, 私人汽车拥有量 20.75 万辆, 增长 24.6%, 这就造成了城区各路段车流量较大, 拥堵现象严重, 尤其是上下班高峰期, 车辆行驶缓慢, 刹车现象频发, 废气排放加重, 轮胎等磨损严重, 势必产生大量的含重金属的废气和粉尘, 加之汽车尾气和轮胎磨损产生的粉尘属于非点源污染, 不断扩散会造成线状甚至面状污染。

再次, 燃煤活动也会造成城市土壤重金属累积。煤炭中含有多种微量元素, 尤其是一些潜在毒害元素, 如 Hg、Se、Pb、Cd、As、Zn、Sb 和 Ti 等^[32]。这些元素在高温条件下具有挥发性和半挥发性, 即在煤炭燃烧过程中, 它们呈气态或吸附在烟气中的细小颗粒物中呈气溶胶态, 并能通过各种烟气污染控制设施而释放到大气环境中进而沉降于土壤。冯新斌等^[32]研究发现贵州省六枝、水城、盘县和贵阳等 4 大煤田煤中 Hg、Cd、As、Pb、Zn 的平均含量分别为 0.552、0.195、10.17、15.70、40.37 mg/kg, 除 Zn 外, 原煤中 Hg、As、Pb、Cd 等元素的含量高于地壳克拉克值, 且 Hg、As、Cd 的含量远远高于东北和内蒙古东部地区。雒昆利等^[33]研究表明燃烧 1 t 含 Pb 为 30 g 左右的煤, 排放到大气中

的 Pb 为 20 g 左右, 燃煤中 Pb 的排放率为 66% 左右。Qu 等^[34]研究发现贵阳市大气 Hg 浓度在采暖期和非采暖期分别为 0.022 和 0.02 $\mu\text{g/m}^3$, 且大气 Hg 与土壤 Hg 含量呈显著的正相关^[35]。贵阳市属于典型的燃煤污染型城市, 近些年, 虽积极地将目前以原煤为主的污染型能源结构逐步转变为以天然气、煤气、液化气和电热等优质能源为主的清洁型能源结构, 减少煤炭在一次能源中所占的比例, 但原煤使用量仍较大, 据贵阳市统计年鉴显示 2007 年贵阳市消耗原煤 953.69 万 t、汽油 29.83 万 t、柴油 32.44 万 t。较大的原煤使用量及煤炭的清洁利用率和清洁能源比重偏低, 燃煤技术普遍落后, 燃烧温度和排放高度较低等因素, 煤炭燃烧过程中相当部分重金属会随飞灰颗粒排放并很快沉降在释放源附近的土壤中, 如不加以控制, 土壤将难以自我净化, 会对城市生态系统、环境及人体健康产生长期危害效应。

3.4 城市土壤重金属污染评价及其潜在生态危害

以贵阳市土壤重金属的地球化学基线为参比采用潜在生态危害指数法对贵阳市土壤重金属污染状况进行评价, 结果见表 5。由表 5 可知城区及各个功能区土壤中 As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 的潜在生态危害系数均低于 40, 处于潜在生态危害的轻微水平, 但 As 污染已接近中度生态危害水平, 而且贵州省是世界最严重的燃煤污染型 As 中毒病区之一, 环境中 As 背景值较高^[36], 有关部门和市民应引起重视。此外, 由于 Hg、Cd 的毒性响应系数较大, 其潜在生态危害系数相应较大, 商务区土壤 Hg 污染已达极强生态危害水平, 文教区、工矿区、城市绿地土壤 Hg 污染已达很强生态危害水平, 居民区和交通区土壤 Hg 污染也已达强生态危害; 工矿区和居民区土壤 Cd 污染已达很强生态危害水平, 其他功能区土壤 Cd 污染已达强生态危害水平。由贵阳市城区及各功能区多种重金属污染的潜在生态危害综合指数 RI (表 5) 可知, 贵阳市城区各功能区土壤重金属污染已达强生态危害水平, 多种重金属对各功能区造成的潜在生态危害程度依次是商务区 > 工矿区 > 文教区 > 居民区 > 城市绿地 > 交通区。因此, 贵阳市有必要强化土壤环境监管与综合防治, 增加城区绿化覆盖率, 推广使用煤气、液化气和电热等清洁能源, 加强对机动车尾气污染的监督力度, 逐步将公交车 (含所属出租车) (燃) 油改 (燃) 气, 继续实施“退二进三”政策, 将部分能耗高、污染重、占地广的企业向异地搬迁, 减轻由工

业活动、交通运输、燃煤等带来的城区土壤重金属污染。

表5 贵阳市不同功能区表层土壤重金属的潜在生态危害系数和潜在生态危害指数

Table 5 Potential ecological risk factor (E_r^i) and the potential ecological risk index(RI) of heavy metals in surface soils in different functional areas of Guiyang

项目	文教区	居民区	城市绿地	商务区	工矿区	交通区	城区
E_r^{Hg}	223.11	100.44	164.44	346.67	191.11	120.44	164.44
E_r^{Cd}	132.79	168.53	101.47	131.03	232.50	123.29	141.18
E_r^{As}	19.68	24.48	19.76	20.19	24.50	24.60	22.71
E_r^{Pb}	6.45	8.00	7.55	8.54	19.24	4.59	7.49
E_r^{Cr}	1.56	1.92	1.18	1.41	2.96	1.35	1.62
E_r^{Cu}	15.64	19.53	14.95	16.19	28.89	14.94	17.25
E_r^{Ni}	12.02	14.87	13.82	12.28	20.51	14.36	14.30
E_r^{Zn}	4.12	4.90	3.64	5.96	10.77	3.51	4.71
RI	415.37	342.67	326.81	542.27	530.48	307.08	373.70

4 结论

(1) 贵阳市城区土壤重金属除 Cr 外均超过相应基线, 其中 Hg、Cd、Pb、Cu、Ni 和 Zn 的平均含量分别是相应基线的 4.1、4.7、2.3、1.5、3.5、2.9、4.7 倍, 且除 Ni 变异系数较小外, 其余重金属变异系数均较大。

(2) 不同功能区土壤 Hg、Cd、As、Cr、Cu 的平均含量差异性不显著 ($p>0.05$), 但 Pb、Ni、Zn 的平均含量差异性显著 ($p<0.05$)。工矿区 Cd、Cu、Ni、Zn、Pb、Cr 的含量较其他功能区高, 分别是相应基线的 7.75、5.78、4.10、10.77、3.85、1.48 倍, 尤其是 Pb、Zn 的平均含量要显著高于其他功能区 ($p<0.05$); 交通区 As 含量较其他功能区高, Pb、Cu、Zn 含量最低。

(3) 分析认为贵阳市土壤重金属污染主要与工业活动、交通运输和燃煤有关, 按照 RI 的大小, 重金属对各功能区造成的危害程度依次是: 商务区>工矿区>文教区>居民区>城市绿地>交通区, 且各功能区土壤重金属污染均处于强生态危害水平。Hg 和 Cd 是主要的生态危害因子, 即对生态环境的危害最大, 有必要开展相应的污染防治工作。

参考文献:

- [1] De Kimple CR, Morel JL. Urban soil management: a growing concern. *Soil Science*, 2000, 165(1): 31-40
- [2] Markus JA, Mcbrathay AB. An urban soil study: Heavy metals in globe. *Australian Journal of Soil Research*, 1996, 34: 453-465
- [3] Lottemoser BG. Natural enrichment of topsoils with chromium and other heavy metals, Port Macquarie, New South Wales, Australia. *Australian Journal of Soil Research*.1997, 35(5): 1 165-1 176
- [4] 张甘霖, 朱永官, 傅伯杰. 城市土壤质量演变及其生态环境效应. *生态学报*, 2003, 23(3): 539-546
- [5] 陈同斌, 黄铭洪, 黄焕忠, 周海云. 香港土壤中的重金属含量及其污染现状. *地理学报*, 1997, 52(3): 228-236
- [6] Li XD, Poon CS, Liu PS. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 2001, 16 (11/12): 1 361-1 368
- [7] Madrid L, Díaz-Barrientos E, Madrid F. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*, 2002, 49(10): 1 301-1 308
- [8] Imperato M, Adamo P, Naimo D, Arienzo M, Stanzione D, Violante P. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples City (Italy). *Environmental Pollution*, 2003, 124: 247-256
- [9] 管东生, 陈玉娟, 阮国标. 广州城市及近郊土壤重金属含量特征及人类活动的影响. *中山大学学报(自然科学版)*, 2001, 40(4): 93-96, 101
- [10] 吴新民, 潘根兴, 姜海洋, 居玉芬. 南京城市土壤的特性与重金属污染的研究. *生态环境*, 2003, 12(1):19-23
- [11] 吴新民,李恋卿, 潘根兴, 居玉芬, 姜海洋. 南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu, Zn, Pb 和 Cd 的污染特征. *环境科学*, 2003, 24(3): 105-111
- [12] 章明奎, 王美青. 杭州市城市土壤重金属的潜在可淋洗性研究. *土壤学报*, 2003, 40(6): 915-920
- [13] 胡克林, 张凤荣, 吕贻忠, 王茹, 徐艳. 北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征. *环境科学学报*, 2004, 24(3): 463-468
- [14] 吴新民, 潘根兴. 城市不同功能区土壤重金属分布初探. *土壤学报*,

- 2005, 42(3): 513-517
- [15] 郭平, 谢忠雷, 李军, 周琳峰. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价. 地理科学, 2005, 25(1): 108-112
- [16] 李章平, 陈玉成, 杨学春, 魏世强. 重庆市主城区土壤重金属的潜在生态危害评价. 西南农业学报(自然科学版), 2006, 28(27): 227-230
- [17] 叶荣, 胡雪峰, 潘赟, 苏玉, 张甘霖. 上海宝山区城市表土重金属累积的空间分布规律. 土壤, 2007, 39(3): 393-399
- [18] 杜习乐, 马诗院, 楚纯洁, 马建华. 郑州市城市土壤砷含量的分布特征及其成因探讨. 土壤, 2008, 40(4): 635-639
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科学出版社, 1999: 147-211
- [20] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. Water Research, 1980, 14(8): 975-1 001
- [21] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 张成江. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算. 环境科学与技术, 2008, 32(2): 112-115
- [22] 王济. 贵阳市表层土壤中的重金属. 贵阳: 贵州人民出版社, 2006: 170-173
- [23] 张磊, 王起超, 李志博, 邵志国. 中国城市汞污染及防治对策. 生态环境, 2004, 13(3): 410-413
- [24] 王金达, 刘景双, 于君宝, 张学林, 马宝艳, 王春梅, 李仲根, 王艳. 长春市环境铅的健康风险评估研究. 环境科学, 2001, 22(增刊): 49-53
- [25] Galley FA, Lloyd OL. Grass and surface soils as monitors of atmospheric metal pollution in central Scotland. Water, Air and Soil Pollution, 1985, 24: 1-18
- [26] 徐东慧, 陈志宾, 蔡国平. 硫酸锰废渣特性及综合利用研究. 湖南有色金属, 2005, 21(1): 32-35
- [27] Falahi-Ardakani A. Contamination of environment with heavy metals emitted from automotives. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1984, 8(2): 152-161
- [28] 郭广慧, 雷梅, 陈同斌, 宋波, 李晓燕. 交通活动对公路两侧土壤和灰尘中重金属含量的影响. 环境科学学报, 2008, 28(10): 1937-1945
- [29] Fakayode SO, Olu-Owolabi BI. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osagbo, Nigeria: its relationship to traffic density and proximity to highways. Environmental Geology, 2003, 44(2): 150-157
- [30] 孟可, 张学林, 秦建业, 王德宣. 我国大城市环境铅污染影响因素分析. 环境科学学报, 1995, 15(2): 135-141
- [31] 张志红, 杨文敏. 汽油车排出颗粒物的化学组分分析. 中国公共卫生, 2001, 17(7): 623-624
- [32] 冯新斌, 倪建宇, 洪业汤, 朱建明, 周斌, 王羽. 贵州省煤中挥发性和半挥发性微量元素分布规律的初步研究. 环境化学, 1998, 17(2): 148-153
- [33] 雒昆利, 王斗虎, 谭见安, 王丽珍, 冯福建, 李日邦. 西安市燃煤中铅的排放量及其环境效应. 环境科学, 2002, 23(1): 123-125
- [34] Qu LY, Hou HY, Xue YM. Status of mercury pollution during resources development in Guizhou Province, China. Journal of Environmental Sciences, 2000, 12: 12-18
- [35] 王定勇, 石孝洪, 杨学春. 大气汞在土壤中转化及其与土壤汞富集的相关性. 重庆环境科学, 1998, 20(5): 22-25
- [36] 刘碧君, 吴丰昌, 邓秋静, 莫昌珺, 朱静, 曾理, 符志友, 黎文. 锡矿山矿区和贵阳市人发中镉、砷、和汞的污染特征. 环境科学, 2009, 30(3): 907-912

Distribution and Pollution Assessment on Heavy Metals in Urban Soils of Guiyang

WANG Ji^{1,2}, ZHANG Hao¹, ZENG Xi-bai², BAI Ling-yu²

(1 School of Geographic and Environmental Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China;

2 Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: The concentrations and spatial distributions of heavy metals (Hg, Cd, As, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn) in surface soils in different functional areas in Guiyang City were analyzed and the heavy metal pollution in urban soil was evaluated by using the method of potential ecological risk index presented by Hakanson by taking the baseline as the reference value. The results indicated that the mean concentrations of heavy metals (Hg, Cd, As, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn) in urban soils derived mainly from activities of industries, transportation and coal burning were 0.108, 0.320, 20.53, 22.17, 35.71, 64.87, 48.65 and 217.90 mg/kg, respectively. Compared with environmental geochemical baseline, these elements were enriched strongly except Cr, especially in industrial areas where the concentrations of Pb and Zn were significantly higher than those in other functional areas ($p < 0.05$). Hg and Cd were the main ecological risk factors in urban soils and the degrees of their ecological risks were serious while the risks of other heavy metals were light. The ecological risks of heavy metals in surface soils in different functional areas were serious and in the following order: commercial

areas>industrial areas>cultural and educational areas>residential areas> urban green space > transportation areas.

Key words: Urban soil, Functional areas, Heavy metal pollution, Potential ecological risk assessment