

文章编号: 1674-8085(2017)04-0038-07

工业型城市不同道路两侧土壤重金属污染状况对比分析

*张俊^{1,2}, 罗梦^{1,2}, 沈露^{1,2}, 吴蓉^{1,2}

(1. 河海大学文天学院土木工程系, 安徽, 马鞍山 243031; 2. 河海大学文天学院岩土与地质工程研究所, 安徽, 马鞍山 243031)

摘要: 在安徽省某市主干路、次干路和支路 3 种类型道路两侧 22 个采样点重金属含量测试的基础上, 运用地累积指数法和潜在生态危害指数法对土壤中 Mn、Pb、Co、Cr、As 和 Cd 6 种重金属进行污染分析和风险评价, 并运用因子分析法和聚类分析法对重金属来源进行识别。结果表明: 某市道路两侧土壤重金属元素平均含量从大到小依次为 Mn > Pb > Co > Cr > As > Cd, 次干路的 Cr 含量相对主干路和支路要低的多; 地累积指数表明, 城区主干路、次干路、支路两侧土壤均存在一定程度的重金属污染, Cr 尚未污染或强污染, 整体状况良好, Mn 属于中等污染水平, Co、Pb 属于强污染水平, Cd 属于极严重污染水平; 潜在生态危害指数法表明, Cd 为严重生态风险程度, Pb、Co 为较重生态风险程度, As 为中等生态风险程度, Mn、Cr 为低生态风险程度, 从总体潜在生态危害指数来看, 次干路的生态风险相对主干路、支路要低, 均已达到严重潜在生态风险程度, 后期土壤环境治理过程中应加强对 Cd、Pb、Co 的治理; 因子分析从重金属元素中提取了 2 个主成分, 可解释总变量 86.277%, PC1(Cd、As、Cr)表示工业污染, PC2(Pb、Mn、Co)表示交通污染。

关键词: 工业型城市; 不同道路; 土壤重金属; 污染对比分析; 来源分析

中图分类号: P595/X825

文献标识码: A

DOI:10.3969/j.issn.1674-8085.2017.04.007

CONTRASTIVE ANALYSIS OF HEAVY METAL CONTAMINATION ON DIFFERENT ROADS IN INDUSTRIAL CITY

*ZHANG Jun^{1,2}, LUO Meng^{1,2}, SHEN Lu^{1,2}, WU Rong^{1,2}

(1. Department of civil engineering, Hohai University Wentian College Ma'anshan, Anhui 243031, China;

2. Institute of Geotechnical and Geological Engineering, Hohai University Wentian College, Ma'anshan, Anhui 243031, China)

Abstract: Based on the analysis of heavy metal content in 22 sampling points beside the road, geoaccumulation index and potential ecological risk index methods were used to evaluate the pollution of soils of Ma'anshan City, Anhui Province, and sources of the heavy metals were identified using cluster and factor analysis. Results showed that the average contents of heavy metals in the soil along the road were in the order of Mn > Pb > Co > Cr > As > Cd in Ma'anshan city. Cr content in the secondary road was much lower than that in the main road and slip road. The potential ecological risk index showed that there were heavy metal pollution in some areas on the main trunk road, secondary trunk road and branch road. Cr was not polluted or intensively polluted, the whole condition was good, Mn was at moderate pollution level, Co and Pb belonged to strong pollution level, Cd was at very serious pollution level. Potential ecological risk index showed that Cd is a serious ecological risk, Pb and Co are serious

收稿日期: 2017-01-02; 修改日期: 2017-05-06

基金项目: 安徽省大学生创新创业训练计划项目(201614203036); 安徽省高等教育振兴计划(2015zytz076); 河海大学文天学院校级科研项目(WT15013ZD, WT16006)

作者简介: *张俊(1988-), 男, 安徽安庆人, 助教, 硕士, 主要从事环境地质研究(E-mail: zhangjun@hhuwentian.edu.cn);

罗梦(1987-), 女, 安徽合肥人, 助教, 硕士, 主要从事构造地质研究(E-mail: 263778540@qq.com);

沈露(1984-), 女, 江苏泰州人, 讲师, 硕士, 主要从事工程地质研究(E-mail: 156051459@qq.com);

吴蓉(1977-), 女, 江苏淮安人, 讲师, 博士, 主要从事水文地质研究(E-mail: 373961084@qq.com).

ecological risks as medium ecological risk degree, Mn and Cr are low ecological risk degree, from the total potential ecological risk degree, the ecological risk of secondary roads is lower than that of the main roads and branches. Factor analysis of the rotated component matrix extracted 2 principal components(PC1and PC2) out of the heavy metal element variables, which tallied quite nicely with the result of the cluster analysis and were adequate to explain 86.277% of the total variable. Specifically, PC1 (Pb, Mn, Co) represents industrial pollution, and PC2 (Cd, As, Cr) represents the main pollution.

Key words: industrial city; different roads; soil heavy metals; pollution contrast analysis; source analysis

土壤作为城市发展不可脱离的物质基础,直接影响着城市生态环境与人体健康。由于工业生产、交通等人类活动的强烈影响,加之城市的人口密度大大高于其他地区,城市土地受人类活动影响的历史长、强度大,使得城市土壤重金属的污染源种类繁杂且污染严重。据报道,截止 2015 年底,全国机动车保有量达 2.79 亿辆,其中汽车 1.72 亿辆。2015 年新注册登记的汽车达 2385 万辆,保有量净增 1781 万辆,均为历史最高水平。但是,城市道路交通的快速发展给人类生活带来便利的同时,也带来一系列环境污染问题,如机动车辆排放的含重金属颗粒物直接沉积在路面灰尘或两侧土壤中,使得道路灰尘和两侧土壤中重金属出现不同程度的累积,尤其是在目前汽车排放性能不佳、维护保养差的情况下,重金属污染问题更加突出^[1]。而重金属在土壤中难迁移降解、易积累、毒性大,超过一定量就会有较大的生物毒性,土壤一旦遭受重金属污染就很难恢复,对人体、环境,甚至整个食物链都造成严重危害^[2-3]。因此,深入分析城市道路交通沿线土壤中重金属元素的污染状况具有重要意义。

目前对于城市道路两侧的土壤重金属的研究,主要侧重于元素含量、分布特征、污染状况及生态风险评价等方面,而对于工业型城市不同级别道路两侧的土壤重金属污染状况方面的对比分析则鲜有报道^[4-7]。本研究以工业型城市——安徽省某市为例,通过选取典型的主干路、次干路、支路,进行系统采样和测试分析,以期为该市的道路规划建设及公路交通导致的重金属污染的防治提供科学依据。

1 研究区概况

安徽省某市“以钢立市”,是 20 世纪 50 年代后期崛起的新兴钢铁工业城市,位于长江下游南岸、

安徽省东部(N31°46'42"~31°17'26"、E118°21'38"~118°52'44"),是南京都市圈的核心城市,属北亚热带季风型湿润气候,四季分明,年均气温 15.7℃,年均降水量 1100 mm。2015 年全市户籍人口 227.7 万人,市区常住人口 88 万。区内矿产资源丰富,其矿区地处长江中下游多金属成矿带,主要金属矿产有铁、钒、铜、金、钴等,是全国七大铁矿区之一。工业以钢铁、专用汽车、高档纸板、新工艺炭黑、电子材料、生物医药、纺织服装、绿色食品等为主导。区内马钢集团是我国特大型钢铁联合企业和重要的钢材生产基地,安徽省最大的工业企业之一。研究区概况见图 1。



图 1 研究区地理位置图

Fig.1 Geographical location of the study area

2 样品与分析方法

2.1 样品采集与处理

对于安徽省某市主干路、次干路、支路的选定主要按照地理位置和机动车的流量进行划分。主干路是连接城市各主要分区的交通干道,主要包括霍里山大道、江东大道、慈湖河路、九华路、印山路、

雨山路及穿越市区的铁路沿线等；次干路是城市中数量较多的一般交通道路，配合主干路组成城市主干道网，起联系各部分和集散交通的作用，主要包括红旗路、佳山路、花雨路、平山路、康乐路等；支路是道路系统的重要组成部分，主要承担短距离交通，主要包括湖南西路、九华西路、公园路、西苑路、平湖路、育才路等。本研究土壤样品采集于 2015 年 12 月，样品采集时去除植物覆盖物和表层土壤，采样深度为 1~15 cm，每个土壤样品由 3~5 个采样点混合而成。样品采集后装入事先准备好的聚乙烯塑料袋中密封保存，在袋上依次编号，同时用 GPS 确定每个样点位置，共采集表层土样 22 个，其中主干路 11 个，次干路 6 个，支路 5 个。土壤样品经自然风干后，剔除样品中的植物根系，用玛瑙研钵研磨，过 200 目尼龙筛。

2.2 实验方法

(1) 用电子天平称取 0.1 g 土壤粉末分于四氟乙烯的消解罐中，加入 1 mL 浓 HNO₃ 和 1 mLHF。将密闭消解罐放在钢套中，拧紧盖后放进烘箱 (190℃) 中加热 20 h。再将钢套从烘箱中取出冷却，取出消解罐后放在电热板(140℃)上加热至近干，再滴入 4 mL 浓 HNO₃ 和 4 mL 去离子水。然后把消解罐放入钢套中，拧紧盖，置于 150℃烘箱中加热 2 h，取出钢罐冷却。待冷却后，取出消解罐，将消解罐中的液体移入 100 mL 容量瓶中，并用定量的去离子水把聚四氟乙烯洗涤 2~3 次，洗涤液全都倒入容量瓶中。最后，配制 HNO₃ 溶液，其中浓 HNO₃ 2 mL，去离子水 98 mL，用来对容量瓶进行滴定。(2) 利用 ICP—AES 测定土壤粉末中的元素。用 ICP—AES 测定用容量瓶定容过的溶液，选择元素内标，并绘制校准曲线，利用回归方程计算样品试液中的浓度，以此测定出土壤重金属元素含量。以上分析测试工作在安徽省煤矿勘探工程技术研究中心完成。

2.3 分析方法

2.3.1 地积累指数法

地积累指数又被称之为 Muller 指数，由德国科学家 Muller 提出并在欧洲发展起来，用于研究沉积物及其它物质中重金属污染程度的定量指标。地积累指数法的表达式为： $I_{geo} = \log_2[C_n / KB_n]$ ，式中，C_n 是元素 n 在沉积物中的含量；B_n 表示沉积物中该

元素的地球化学背景值；K 为考虑各地岩石差异可能会引起背景值的变动而取得系数（一般 K 值取 1.5），地累积指数分级见表 1。该方法除考虑到人为污染因素、环境地球化学背景值外，还考虑到由于自然成岩作用可能会引起背景值变动的因素，有效弥补了其他评价方法的不足^[10-11]。

表1 地累积指数分级

Table1 Grading of Index of Geoaccumulation

地累积指数 (I _{geo})	分级	污染程度
5 < I _{geo} ≤ 10	6	极严重污染
4 < I _{geo} ≤ 5	5	强-极严重污染
3 < I _{geo} ≤ 4	4	强污染
2 < I _{geo} ≤ 3	3	中等-强污染
1 < I _{geo} ≤ 2	2	中等污染
0 < I _{geo} ≤ 1	1	轻度-中等污染
I _{geo} ≤ 0	0	无污染

2.3.2 潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数法是用于土壤或沉积物中重金属污染程度及其潜在生态危害评价的一种方法，计算公式为： $C_f^i = C_s^i / C_n^i$ ； $E_r^i = T_r^i \times C_f^i$ ； $RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$ 。其中：C_fⁱ 为重金属的富集系数；C_sⁱ 为重金属 i 的实测含量；C_nⁱ 为计算所需的参比值，一般以国家土壤环境标准值作为参比值^[12]；E_rⁱ 为土壤中第 i 种重金属元素的潜在生态危害系数；T_rⁱ 为重金属 i 的毒性系数。重金属潜在生态风险指数分级标准列于表 2。

表2 潜在生态风险指数分级标准

Table 2 Ranking standard of potential ecological hazards

E _r ⁱ	单个生态危害程度	RI	总体生态危害程度
< 40	低	< 150	低
40~80	中	150~300	中
80~160	较重	300~600	重
160~320	重	> 600	严重
> 320	严重		

该法不但考虑了土壤重金属含量，而且将重金属的生态效应、环境效应和毒理学联系起来综合考虑了重金属的毒性在土壤和沉积物中普遍的迁移转化规律和评价区域对重金属污染的敏感性，以及重金属区域背景值的差异，消除了区域差异影响，

划分出重金属潜在危害的程度,体现了生物有效性和相对贡献及地理空间差异等特点,是综合反映重金属对生态环境影响潜力的指标^[12]。本研究所涉及到的6种重金属的毒性系数采用 Hakanson 制定的标准化重金属毒性响应系数为评价依据^[13-14],其毒性响应系数分别为: Cd = 30 > As = 10 > Pb = Co = 5 > Cr = 2 > Mn = 1。

2.3.3 统计分析方法

因子分析是利用降维的思想,从研究原始变量相干矩阵的内部结构出发,把变量归结为少数几个综合因子的一种统计方法,其基本目的就是用少数因子去描述许多指标或因素之间的关系,即将“关系”比较密切的几个变量归在同一类,每一类变量就成为一个因子,以较少的几个因子反映原问题数据中的大部分信息^[15]。为了更好地解释获得的因子信息,本文采用的因子提取方法为主成分。

聚类分析是统计学中一种简单分类的多元统计分析方法,它能够将一批数据根据诸多特征,按照在性质上的亲疏程度在没有先验知识的情况下进行自动分类,产生分类结果^[15]。

3 结果与讨论

3.1 重金属元素含量特征

某市道路两侧土壤重金属元素的统计分析结果见表3。由表3可知,研究区土壤中各重金属元素含量在一定范围内变化,其中,Pb含量为193~711 μg/g(平均463 μg/g)、Cd含量为6.8~22.25 μg/g(平均12.55 μg/g)、Co含量为284~395 μg/g(平均349 μg/g)、As含量为2.25~63.85 μg/g(平均49.21 μg/g)、Mn含量为218~717 μg/g(平均417 μg/g)、Cr含量为3.05~253 μg/g(平均85.19 μg/g),平均含量从大到小依次为: Mn > Pb > Co > Cr > As > Cd。对主干路、次干路、支路两侧的土壤来说,Pb、Co、Mn含量较高且差异较小,而Cd、As、Cr含量相对较低,次干路的Cr含量相对主干路、支路要低的多。变异系数反映了元素在土壤中的分布状况,系数值越大,表明该元素含量在空间上分布越不均匀,受人类活动的干扰越大。研究区各元素的变异系数由大到小依次为: Cr > Cd > Pb > As > Mn >

Co, Cr 元素变异系数达到 99%,属于强烈变异,而 Mn、Pb、Co、Cr、As、Cd 变异系数相对较低(<40%),表明了在不同地点的Cr含量有较大的差异,局部地区受影响较为严重,而其他元素含量分布相对比较集中,受外界影响较一致,空间差异不显著。

表3 土壤重金属含量统计分析 (μg/g)
Table 3 Statistical analysis of heavy metals in soils

	Pb	Cd	Co	As	Mn	Cr
极小值	193	6.8	284	2.25	298	3.05
极大值	711	22.25	395	63.85	717	253
均值	463	12.55	349	49.21	467	85.19
标准差	168	4.94	34.11	15.55	119	84.31
方差	28285	24.44	1164	241.75	14126	7108
变异系数	0.36	0.39	0.1	0.32	0.25	0.99
偏度	-0.013	0.986	-0.615	-2.189	1.141	0.825
峰度	-1.266	1.13	-0.593	5.77	0.413	0.433
马鞍山土壤背景值 ^[8]	24.43	0.264	—	10.553	—	86.4
安徽省土壤背景值 ^[9]	26.6	0.07	16.3	9	530	66.5
全国土壤背景值 ^[9]	26	0.08	12.7	11.2	583	61

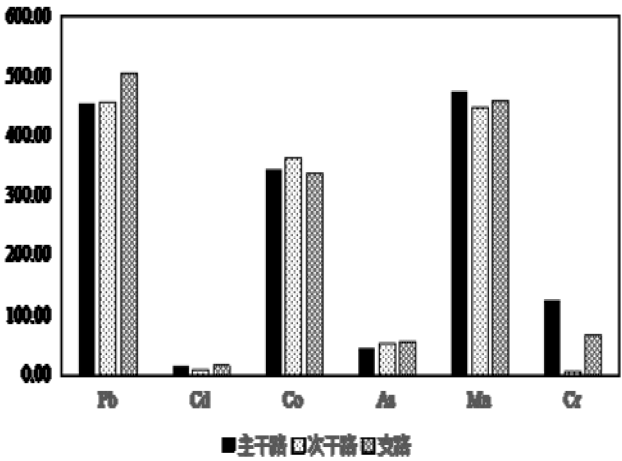


图2 不同类型道路重金属元素含量分布图

Fig.2 Distribution of heavy metal elements in different types of road

3.2 污染评价

选取某市土壤背景值、安徽省土壤背景值、全国土壤背景值作参考(表1),分别对某市城区不同道路两侧的土壤进行地累积指数分析,结果见表4、图3。

表4 不同道路两侧的土壤重金属地累积指数
Table 4 Soil heavy metals in different roads on both sides of the geoaccumulation index

	主干路	次干路	支路	主干路	次干路	支路	主干路	次干路	支路
背景值	某市 (I_{geo-1})			安徽省 (I_{geo-2})			全国 (I_{geo-3})		
Pb	3.63	3.64	3.78	3.51	3.52	3.66	3.54	3.55	3.69
Cd	5.23	4.45	5.23	7.15	6.36	7.14	6.96	6.17	6.95
Co	-	-	-	3.82	3.90	3.79	4.18	4.26	4.15
As	1.53	1.76	1.81	1.76	1.99	2.04	1.45	1.67	1.72
Mn	-	-	-	-0.74	-0.83	-0.79	-0.88	-0.96	-0.92
Cr	-0.06	-4.54	-0.97	0.32	-4.16	-0.59	0.45	-4.04	-0.47

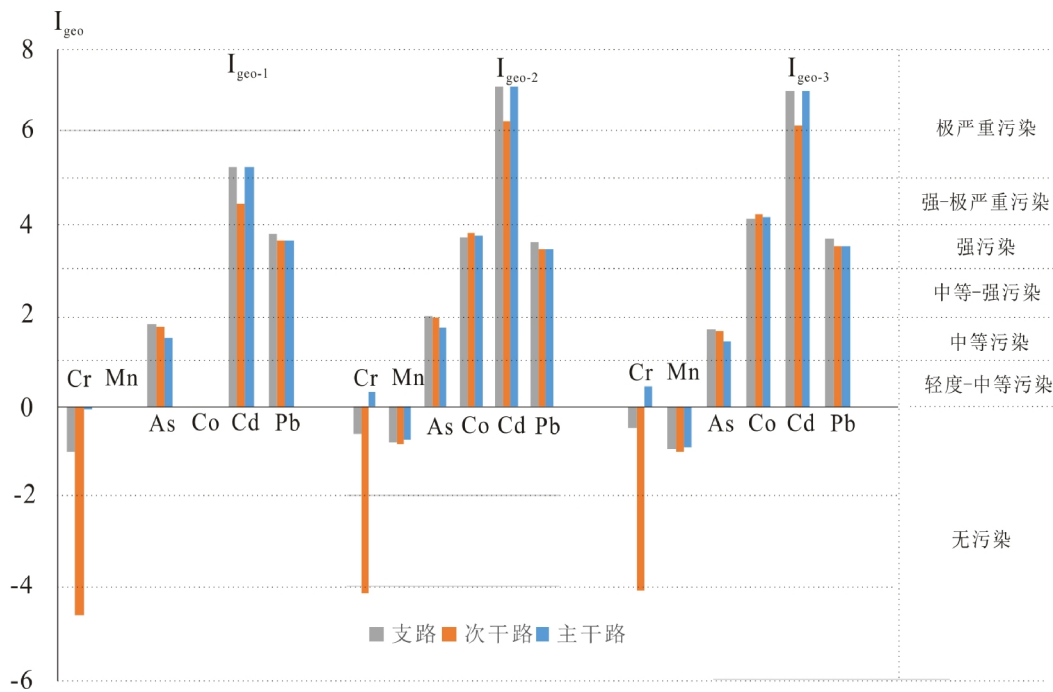


图3 市不同道路两侧的土壤重金属地累积指数分布图
Fig.3 Distribution of soil heavy metal accumulation index on two sides of different roads

由表4及图3可知,无论是以某市土壤背景值、安徽省土壤背景值或是以全国土壤背景值为参考,城区主干路、次干路、支路两侧的土壤重金属均存在一定程度的污染。Cr元素在支路、次干路中属无污染,对于主干路,若以某市土壤背景值为参考,Cr属于无污染,若以安徽省及全国土壤背景值为参考,属轻度污染,表明某市城区道路两侧土壤中Cr元素尚未污染或者强度污染,整体状况良好。Mn属于中等污染水平,Co、Pb属于强污染水平,Cd属于极严重污染水平。

3.3 风险评价

某市城区不同道路两侧土壤中重金属污染的

潜在生态危害指数法评价结果见表5,由表5可以看出:从单个重金属的潜在生态危害系数 E_r^i 来看,6种重金属的污染 E_r^i 值的平均大小依次为 $Cd > Co > Pb > As > Cr > Mn$,这与地累积指数法评价结果基本一致。其中,Cd达到了严重生态风险程度,Pb、Co为较重生态风险程度,As为中等生态风险程度,Mn、Cr为低生态风险程度。另外,从总体潜在生态危害指数RI来看,次干路的生态风险相对主干路、支路要低,但是均已经达到了严重潜在生态风险程度。因此,某市城区道路两侧土壤重金属污染总体上属于严重潜在生态危害程度,且Pb、Co达到了较重生态风险程度,因此在后期的土壤环

境治理过程中，应着重加强对 Cd、Pb、Co 的治理。

表5 不同道路两侧土壤重金属潜在生态危害指数

Table 5 Potential ecological risk index of heavy metals on both sides of the road

	E_r^i						RI
	Pb	Cd	Co	As	Mn	Cr	
主干路	87.51	5592	136	40.94	0.82	4.09	5861
次干路	88.02	3238	143.4	47.87	0.77	0.18	3518
支路	97.11	5569	133.3	49.53	0.79	2.17	5852

3.4 土壤重金属来源分析

土壤重金属来源既与基岩（或母质）本底值有关，又受人类活动方式和强度的影响。因子分析可

通过降维的方式将多个变量归结为相互独立的综合因子，各因子能较好地反映变量的主要信息，现被较多地用于多源环境污染的来源判别。由前文分析可知，该区重金属元素存在一定程度的污染，为了有效识别污染源，对重金属元素进行了因子分析，根据特征值和累计方差贡献率提取了 2 个因子（表 6），方差解释依次为：49.512%、36.764%，累计方差解释率为 86.277%。为了准确理解每个主成分所代表的信息，使用最大方差法对因子进行旋转（表 6）。由表 6、图 4 可知，主成分 1 受控于 Cd、As、Cr 的元素组合，主成分 2 受控于 Co、Mn、Pb 的元素组合。

表6 重金属元素的累积方差解释及成份矩阵

Table 6 Total variance explained and component matrices for heavy metal contents

成份	初始特征值			提取平方和载入			旋转平方和载入		
	合计	方差的 %	累积 %	合计	方差的 %	累积 %	合计	方差的 %	累积 %
1	3.007	50.112	50.112	3.007	50.112	50.112	2.971	49.512	49.512
2	2.17	36.165	86.277	2.17	36.165	86.277	2.206	36.764	86.277
成份矩阵									
旋转成份矩阵									
	PC1		PC2		PC1		PC2		
Pb	-0.313	-0.84			Pb	-0.133	-0.887		
Cd	0.979	0.067			Cd	0.944	0.268		
Co	-0.329	0.924			Co	-0.513	0.835		
As	0.865	-0.257			As	0.9	-0.072		
Mn	0.447	0.723			Mn	0.288	0.8		
Cr	0.945	-0.133			Cr	0.952	0.066		

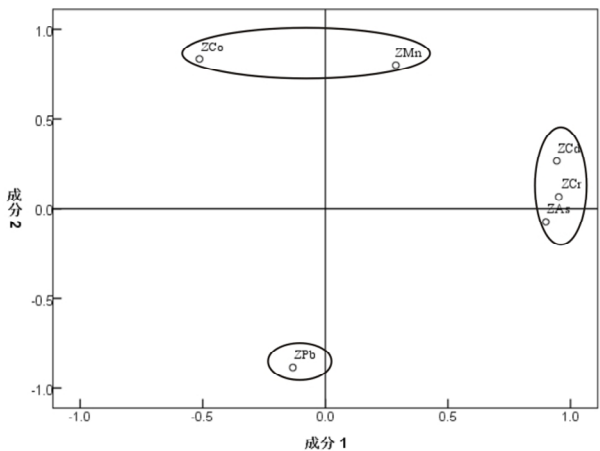


图 4 土壤重金属来源的因子载荷图

Fig.4 Factor loading of soil heavy metal sources

动如冶炼、电镀、电池、金属加工等。在土壤中镉的来源主要归于自然和人为活动两种来源，前者来源于岩石和土壤的本底值，而后者则来源于工业“三废”和含镉肥料大量的施用，工业废气是造成空气镉污染的主要来源，在偏远地区的空气中镉的含量一般低于 1.0 pg/mL，但在工业区周围的大气中镉的浓度较高^[17]。大气中含 Cd 污染物的干湿沉降也是造成土壤 Cd 污染的一个重要原因较高浓度的镉可以通过降雨或沉降从而进入土壤，一部分被植物体吸收造成污染，另一部分在土壤中大量积累。结合某市的钢铁工业实际以及 Cd、As、Cr 的空间特征，可以认为主成分 1 是受工业的影响。Pb 是汽车尾气排放的示踪元素^[18]，环境中铅的背景值很

谢宏芳等^[16]研究认为，Cd 主要起源于工业活

低,一般地区铅主要来源于汽油中的四乙基铅防爆剂,它随汽油燃烧过程分解为无机铅及含铅氧化物,随汽车尾气排放后,经大气沉降在道路两侧的土壤中。据此,主成分2可以表示为道路交通的影响。由此可以得出:市区道路两侧的土壤重金属中Cd、As、Cr主要来源为工业“三废”,而市内交通尾气的排放和城市轮胎的磨损是土壤铅Pb、Mn、Co污染的基本来源。

为了验证因子分析方法的准确性,对土壤重金属元素进行了聚类分析(图5),聚类结果结果较为理想,可以分为3类: Cd-Cr-As、Co-Mn、Pb单独聚为一类,与因子分析结果一致。

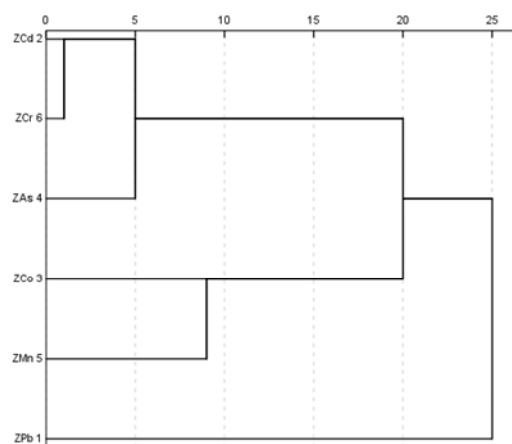


图5 土壤重金属聚类分析图
Fig.5 Cluster analysis of soil heavy metals

4 结论

(1) 某市道路两侧土壤重金属元素含量在一定范围内变化,平均含量从大到小依次为: $Mn > Pb > Co > Cr > As > Cd$,对于不同类型道路两侧土壤而言,Pb、Co、Mn含量较Cd、As、Cr要高,次干路的Cr含量相对主干路和支路要低得多。

(2) 污染评价表明,城区主干路、次干路、支路两侧的土壤重金属均存在一定程度的污染,Cr元素尚未污染或强污染,整体状况良好,Mn属于中等污染水平,Co、Pb属于强污染水平,Cd属于极严重污染水平。

(3) 风险评价表明,Cd为严重生态风险程度,Pb、Co为较重生态风险程度,As为中等生态风险程度,Mn、Cr为低生态风险程度;从总体潜在生态危害指数来看,次干路的生态风险相对主干路、

支路要低,均已经达到了严重潜在生态风险程度,后期的土壤环境治理过程中,应着重加强对Cd、Pb、Co的治理。

(4) 旋转成分后的因子分析从重金属元素中提取了2个主成分,可解释总变量86.277%,PC1(Cd、As、Cr)表示工业污染,PC2(Pb、Mn、Co)表示交通污染。

致谢: 样品采集过程中得到了朱旭、孙建斌、舒超、马征宇、周德安等同学的帮助,样品测试工作得到了冯松宝副教授的鼎力相助,在此一并表示感谢。

参考文献:

- [1] 郭广慧,雷梅,陈同斌,等. 交通活动对公路两侧土壤和灰尘中重金属含量的影响[J]. 环境科学学报,2008,28(10):1937-1945.
- [2] 郑喜坤,鲁安怀,高翔,等. 土壤中重金属污染现状与防治方法[J]. 生态环境学报,2002,11(01):79-84.
- [3] 孟雷,袁新田,张春丽,等. 朱仙庄和芦岭煤矿土壤重金属污染评价[J]. 井冈山大学学报:自然科学版,2012,33(5):39-45.
- [4] 严飞,苏维词. 城市街道土壤重金属铅污染分布特征及评价——以贵阳市为例[J]. 环境科学与管理,2012,37(6):79-83.
- [5] 王健康,高博,周怀东,等. 新疆石河子城市道路尘土中重金属污染及潜在生态风险[J]. 环境化学,2013,32(9):1811-1812.
- [6] 范佳民,郑刘根,姜春露,等. 淮南市城区地表灰尘重金属分布特征及生态风险评价[J]. 生态环境学报,2014(10):1643-1649.
- [7] 孙宗斌,刘百桥,周俊,等. 天津城市道路灰尘重金属污染及生态风险评价[J]. 环境科学与技术,2015(8):244-250.
- [8] 刘慧. 马鞍山重点矿区土壤重金属污染评价研究[D]. 合肥:合肥工业大学,2012.
- [9] 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.
- [10] 贾振邦,张宝权. 应用地积累指数法评价太子河沉积物中重金属污染[J]. 北京大学学报:自然科学版,2000,36(4):525-530.

(参考文献[11]—[18]转第51页)

- events in Huaihe River Basin during 1960~2009[J]. Journal of Geographical Science, 2012,22(2):195-208.
- [5] Zhang Q, Singh V P, Li J, et al. Analysis of the periods of maximum consecutive wet days in China[J]. Journal of Geophysical Research, 2011, 116:23.
- [6] Zhang Q, Singh V P, Peng J, et al. Spatial-temporal changes of precipitation structure across the Pearl River basin, China[J]. Journal of Hydrology, 2012, 440: 113-122.
- [7] Kunkel K E, Andsager K, Eastering D R. Long-term trends in extreme precipitation events over the conterminous United States and Canada[J]. American Meteorological Society, 1999, 12: 2515-2527.
- [8] 刘定惠,朱超洪. 安徽省粮食生产变化特征及其影响因素分析[J]. 安徽农学通报, 2009, 15(5):30-32.
- [9] 苏海民,何爱霞,董传斌,等.宿州市粮食生产灰色关联分析及预测[J]. 菏泽学院学报, 2011, 33(5): 9-14.
- [10] 潘根兴,高民,胡国华,等.气候变化对中国农业生产的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(9):1698-1706.
- [11] 顾万龙,王纪军,朱业玉,等. 淮河流域降水量年内分配变化规律分析[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(4): 426-431.
- [12] 张录军,钱永甫. 长江流域汛期降水集中程度和洪涝关系研究[J]. 地球物理学报, 2004, 47(4):622-630.
- [13] 陆志华,夏自强,于岚岚,等. 1958-2009 年松花江流域降水时空演变特征[J]. 自然资源学报, 2012, 27(6): 990-1000.
- [14] 朱业玉,顾万龙,王记芳,等. 河南省汛期极端降水事件分析[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(5):495-499.
- [15] 邹立尧,丁一汇,王冀. 东北强降水时空变化的特征和原因分析[J]. 自然资源学报, 2013, 28(1):137-147.
- [16] 杨远东. 河川径流年内分配的计算方法[J]. 地理学报, 1984, 39(2): 218-227.
- [17] Grinsted A, Moore J C, Jevrejeva S. Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series [J]. Nonlinear Processes in Geophysics, 2004, 11: 561-566.
- [18] 戴新刚,任宜勇,陈洪武. 近 50 年新疆温度降水配置演变及其尺度特征[J]. 气象学报, 2004, 65(6): 1003-1010.
- [19] 尹义星,许有鹏,陈莹. 1950~2003 年太湖流域洪旱灾害变化与东亚夏季风的关系[J]. 冰川冻土, 2010, 32(2): 381-388.
- [20] 董林垚,陈建,付丛生. 西江流域径流与气象要素多时间尺度关联性研究[J]. 地理科学, 2013, 32(2):209-215.
- [21] Torrence C, Compo G P. A practical guide to wavelet analysis[J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 1998, 79:61-78.
- [22] 郭琳,宫辉力,朱锋. 基于小波分析的地下水水位与降水的周期性特征研究[J]. 地理与地理信息科学, 2014, 30(2):35-38.

(上接第 44 页)

- [11] 柴世伟,温琰茂,张亚雷,等. 地积累指数法在土壤重金属污染评价中的应用[J]. 同济大学学报:自然科学版, 2006, 34(12):1657-1661.
- [12] 范拴喜,甘卓亭,李美娟,等. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(17):310-315.
- [13] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [14] 徐争启,倪师军,庾先国,等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(02):112-115.
- [15] 张文彤. SPSS 统计分析高级教程[M]. 北京:高等教育出版社, 2004.
- [16] 谢宏芳,方凤满,王海东. 城市街道灰尘重金属污染研究进展[J]. 环境污染与防治, 2010, 32(5):78-81.
- [17] 曾咏梅,毛昆明,李永梅. 土壤中镉污染的危害及其防治对策[J]. 云南农业大学学报, 2005, 20(3):360-365.
- [18] Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, et al. Factorial kriging and stepwise regression approach to identify environmental factors influencing spatial multi-scale variability of heavy metals in soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 261: 387-397.