

李锐, 宗良纲, 王延军, 等. 典型污染区域土壤重金属空间分布特性及其影响因素 [J]. 南京农业大学学报, 2009, 32(1): 67-72

典型污染区域土壤重金属空间分布特性及其影响因素

李锐^{1,3}, 宗良纲^{1*}, 王延军¹, 沈振国²

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院, 2. 生命科学学院, 江苏 南京 210095;
3. 宜兴市农林局检测中心, 江苏 宜兴 214206)

摘要: 应用地统计分析、相关分析、主成分分析对苏南某废弃的冶炼厂附近土壤重金属 (Cd、Cu、Pb) 的含量、空间分布及其影响因素进行了研究。结果表明, 在研究区内 Cd 污染严重, 其平均含量为 $6.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cu、Pb 为局部污染, 其平均含量分别为 53.2 和 $83.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。Cd、Cu、Pb 均呈现中等的空间相关性且变异均表现在东南—西北方向。Cd、Cu 的空间变异以人为因素影响为主, 而 Pb 的变异与土壤母质、地形的关系较大。基于 ArcGIS 地统计学分析工具与主成分分析能够很好地反映土壤重金属的空间变异情况及其影响因素。

关键词: 典型污染区域; 地统计分析; 重金属; 主成分分析

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1000-2030 (2009) 01-0067-06

Research of influencing factors and spatial variability of soil heavy metals in typical polluted area

LI Rui^{1,3}, ZONG Liang-gang^{1*}, WANG Yan-jun¹, SHEN Zhen-guo²

(1. College of Resources and Environmental Sciences, 2. College of Life Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 3. Examination Center of Bureau of Agriculture and Forestry, Yixing City, Yixing 214206, China)

Abstract: The geostatistical analysis, correlation analysis and principle component analysis were used to study the contaminative situation of soil near an abandoned smeltery by heavy metal contents (Cd, Cu and Pb). It could be concluded that the soil was heavily contaminated by Cd whose average content reached $6.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, and it was partially contaminated by Cu and Pb, whose average value were $53.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $83.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ respectively. The spatial correlations of Cd, Pb and Cu were all moderate and their directional variation was from southeast to northwest. Cd and Cu variational levels were mostly influenced by anthropogenic activities comparatively, but variation of Pb was mainly attributed to soil parent material and topography. The method based on the Geostatistical Analyst in ArcGIS can exactly reflect the character of spatial variability and the sources of heavy metals.

Key words: typical polluted area; geostatistical analysis; heavy metals; principle component analysis

近 20 年来, 乡镇企业的迅速发展导致一些地区农田土壤重金属污染日益严重, 尤其是冶炼厂、蓄电池厂周边土壤重金属污染相当普遍。蒋定安等^[1]的实地调查表明, 宜兴市的一些冶炼厂、蓄电池厂等企业周围的农田已受到不同程度的 Pb 污染。还有研究指出冶炼厂在生产过程中排放了大量的有毒有害物质, 通过大气沉降、废渣渗滤和污水灌溉等方式进入土壤, 导致周边土壤生态系统受到影响, 结构和功能破坏, 土壤环境质量下降^[2-3], 而其影响大小与距污染源的距離密切相关^[4]。因此, 有必要针对点源污染给企业周围土壤环境带来的重金属污染的空间变异规律进行深入研究。20 世纪 90 年代以来地统计学在此方面已经得到广泛的应用^[5-9]。目前通过地统计学与地理信息系统 (GIS) 相结合来分析重金属的时空变异规律已经成为研究区域环境过程的重要手段。本文基于 GIS 中的地统计模块及 SPSS 中的主成分分析对典型重金属污染区域 (废弃冶炼厂附近) 土壤中重金属的空间变异规律及其影响因素进行分析, 以期为重金屬污染土壤的修复与利用提供决策依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于江苏省宜兴市, 总面积约 12.3 km^2 , 其中水面面积约 4.0 km^2 , 水稻田面积约 5.0 km^2 ,

收稿日期: 2007-09-18

基金项目: 江苏省自然科学基金重点项目 (BK2006711-1); 江苏省社会发展项目 (BS2003029)

作者简介: 李锐, 硕士研究生。* 通讯作者: 宗良纲, 教授, 从事环境质量与食品安全研究, E-mail: zonglg@njau.edu.cn。

常年主导风向为东南风,土地利用形式多样,104国道由东向西横穿。冶炼厂位于研究区东部,始建于20世纪80年代初,由于当地环境管理需要已于2002年搬迁。在冶炼厂生产期间,除了大量粉尘随废气排出,其废水也大多直接排入东面的河流和附近的沟渠,对附近的河流和沟渠水体造成了一定的污染。冶炼厂附近为水稻田,其灌溉水源多取自附近的水渠、河道。本课题组2003年对该研究区农田土壤环境质量的初步调查表明该区域主要存在不同程度的Cd、Pb和Cu等重金属污染。研究区其他独立工矿属于非冶炼类企业,一般没有含重金属的“三废”排放。

1.2 采样方法

土样采集于2006年10月,样点采用网格布点法,间距控制在300~400 m,即每个样点代表2~4 hm²的面积,在冶炼厂旧址周围进行了适当的加密。实际采样时用GPS精确定位,所取样品为0~20 cm的表层土壤,每个采样点在直径10 m的范围内采集5个分样,混匀后采用四分法保留1 kg样品。研究区共采集119个稻田土壤样(对应采集了水稻籽粒样品,结果另文分析)。

1.3 样品分析与测定

野外采集回来的土样先风干,然后研磨、过筛。测定重金属全量的样品磨细过100目筛,称取0.5 g,用体积比为1:15:2的HNO₃+HF+HClO₄(均为优级纯)消解后定容待测。待测液中的Cd、Cu、Pb含量用原子吸收分析仪(Varian 220 Spectr AA)测定。用国家地球化学标准参考样土壤(GSS-1, GSS-6)和国际土壤标准样(SRM2586)内插法进行分析质量控制,分析样品重复数为10%~15%。土壤pH(水土质量比为2.5:1)、有机质含量分别用pH计和重铬酸钾外加热法进行测定^[10]。

1.4 数据处理

数据统计分析采用SPSS13.0软件和ArcGIS 8.3软件中的Explore Data功能。空间分析使用ArcGIS中的Geostatistical Analyst^[11]。

2 结果与分析

2.1 监测结果的统计分析、数据转换及分布趋势

2.1.1 基本统计分析 从表1可以看出,研究区土壤重金属含量的最大值远远超出江苏地区的土壤环境背景值,其中Cu的最大含量为其背景值的9.8倍,Pb为25.7倍,Cd为360倍。对照我国土壤环境质量标准(GB 15618—1995)的二级标准(为保障农业生产、维护人体健康)分析得出研究区表层土壤(0~20 cm)样品重金属Cu、Pb、Cd的超标率(超出污染临界值的样点数占总样点数的百分比)分别为24.4%、5.0%、100%,说明研究区的土壤Cd污染严重,Cu、Pb呈局部污染。从研究区土壤重金属含量的变异系数来看,研究区土壤Pb、Cd含量的变异系数较大,其值大于1,Cu的变异系数次之,有机质和pH的变异系数较小,说明研究区土壤重金属含量的区域差异较大。K-S值的统计分析结果表明,pH、有机质(OM)属于正态分布,Cu、Pb、Cd属于非正态分布。比较各重金属的平均值和中值结果可以看出,重金属元素的平均值均大于中值,说明它们的分布都是正偏的,分析偏度值也同样得到此结论。峰度值是用来衡量分布是属于尖峰态还是低峰态的,当峰度值为3时属于正态分布,大于3为低峰态,小于3为尖峰态。从表1可以看出Cu、Pb、Cd均为低峰态。

表1 表层土壤pH值、有机质和重金属含量的统计分析(n=119)

Table 1 Statistical analysis of soil pH, organic matter (OM) and heavy metals contents in the surface layer

项目 Item	pH	有机质/(g·kg ⁻¹) OM	Cu/(mg·kg ⁻¹)	Pb/(mg·kg ⁻¹)	Cd/(mg·kg ⁻¹)
均值 Mean value	6.40	33.10	53.30	85.75	6.40
中值 Median value	6.30	34.20	38.40	50.16	2.70
偏度 Skewness	0.31	0.16	2.56	3.31	2.54
峰度 Kurtosis	3.90	3.83	9.29	16.59	8.43
K-S 检验 K-S test	0.30	0.97	0.00	0.00	0.00
最小值 Minimum value	4.90	21.10	21.70	19.50	0.70
最大值 Maximum value	8.10	53.00	219.40	674.50	45.40
标准偏差 Standard deviation	0.50	5.35	39.30	95.00	9.50
变异系数 Coefficient of variation	0.08	0.16	0.74	1.11	1.48
二级标准值 Grade II standard values	<6.5		50	250	0.30
	6.5~7.5		100	300	0.30
	>7.5		100	350	0.60
背景值 Background values			22.3±8.02	26.2±10.92	0.13±0.32

2.1.2 重金属的分布类型和趋势消除 表 2 结果表明, Cu、Pb、Cd 经过转换后通过 K-S 检验可以看成是正态分布。从分布趋势来看, pH、Cu、Pb、Cd 在东西方向和南北方向的分布趋势均为二次函数趋势, 但 pH 二次函数分布趋势并不明显。有机质在东西方向和南北方向上的分布趋势为一次函数趋势 (图 1)。因此, 在研究区重金属空间插值预测时需消除趋势, 以满足稳态假设, 减小插值造成的误差。

表 2 表层土壤 pH 值、有机质和重金属的数据转换和分布趋势

Table 2 Data transformations and trends of distribution of soil pH, organic matter (OM) and heavy metals contents in the surface layer

项目 Item	转换类型 Transform types	K-S 检验 K-S test	分布类型 Distribution types	分布趋势函数 Distributed tendency function
pH		0.30	正态分布 Normal distribution	二次 Second-order
OM		0.97	正态分布 Normal distribution	一次 Linear
Cu	Box-Cox (-0.55)	0.05	正态分布 Normal distribution	二次 Second-order
Pb	Box-Cox (-0.50)	0.09	正态分布 Normal distribution	二次 Second-order
Cd	Box-Cox (-0.50)	0.93	正态分布 Normal distribution	二次 Second-order

注: 括号中的数据为 Box-Cox 的参数项。In the parenthesis data is the parameter item of Box-Cox.

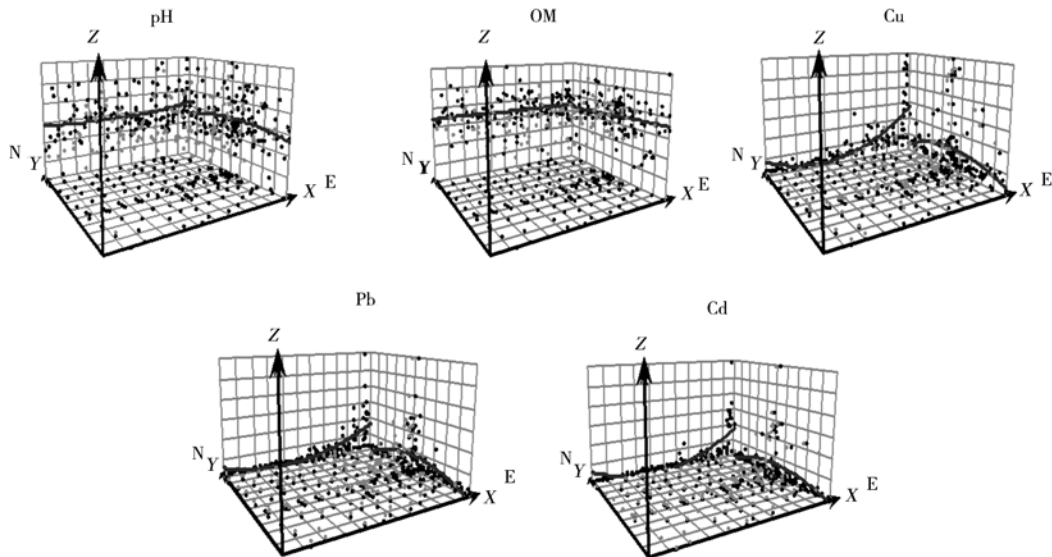


图 1 表层土壤 pH、有机质、重金属含量的空间分布趋势图

Fig.1 The spatial variation of pH, organic matter and heavy metals contents in the surface layer soil

2.2 地统计分析

2.2.1 土壤重金属含量、有机质和 pH 的空间分布特性 表 3 结果表明, 土壤重金属含量、有机质和 pH 的基底方差 (Nugget) 均为正值, 说明存在着采样误差、测定和短距离的变异引起的随机变异, 其中有机质的随机变异最大, pH、Cd 次之, Cu、Pb 较小。从变程 (包括长轴和短轴变程) 和长轴方位角的结果分析可知, pH、有机质、土壤重金属元素长轴与短轴的变程比值均较大, 具有明显的各向异性;

表 3 表层土壤 pH 值、有机质和重金属含量的地统计学分析

Table 3 Geostatistical analysis of pH, organic matter and heavy metals contents in the surface layer soil

项目 Item	pH	有机质 OM	Cu	Pb	Cd
变异函数模 Variation function model	球型 Spherical	球型 Spherical	球型 Spherical	球型 Spherical	球型 Spherical
Kriging 方法 Kriging method	普通克里格	普通克里格	普通克里格	普通克里格	普通克里格
	Ordinary Kriging	Ordinary Kriging	Ordinary Kriging	Ordinary Kriging	Ordinary Kriging
长轴变程/m Major range	3 484.5	3 164.5	1 023.2	1 001.6	4 255.0
短轴变程/m Minor range	708.2	1 223.6	393.0	346.7	1 432.0
长轴方位角/°Direction angle	329.3	270.3	292.9	294.6	280.1
基底方差 Nugget	0.227 4	18.057 0	0.000 8	0.000 6	0.057 2
结构方差 Partial sill	0.035 6	13.277 0	0.000 5	0.002 0	0.043 0
基底方差/基台方差 Nugget/ Sill	0.864	0.576	0.615	0.231	0.571
步长/m Lag size	293.97	266.97	86.32	84.49	358.97
步长数 Number of lag size	12	12	12	12	12

注: 基台方差 = 基底方差 + 结构方差 Sill = Nugget + Partial sill

pH、土壤重金属元素长轴方位角在 $280.1^{\circ} \sim 329.3^{\circ}$ 之间, 说明其空间变异主要反映在东南—西北方向, 这与研究区的常年主导风向一致, 说明飘尘是引起土壤重金属污染的主要途径, 而石灰等土壤改良剂的使用是引起 pH 空间变异的主要因素。此外, 土壤有机质空间变异主要反映在东—西方向, 这与土壤重金属污染的主要变化方向并不完全一致。基底方差与基台方差 (基底方差 + 结构方差, Sill) 的比值可以反映出变量的空间相关程度, 当比值小于 0.25 时说明该系统具有较强的空间相关性, 比值大于 0.25 且小于 0.75 表明系统具有中等相关性, 当比值大于 0.75 时说明相关性很弱^[12]。根据这一原则, 研究区土壤 pH 空间相关性很弱, Cu、Cd、有机质的空间相关性中等而 Pb 具有很强的空间相关性。

2.2.2 预测结果有效性判定 利用克里格进行插值的评判标准主要包括: 空间预测值的平均误差 (ME) 和标准化平均误差 (MSE) 绝对值最接近于 0; 平均标准误差 (ASE) 与均方根误差 (RMSE) 越接近且值越小, 模拟的越好; 标准化均方根误差 (RMSSE) 最接近于 1。评判结果表明, 利用普通克里格对有机质、pH、Cu 插值预测的可靠性较高, Cd、Pb 稍差。这可能与 Cd、Pb 含量的区域差异较大有关, 如 Cd、Pb 含量的变化范围分别为 $0.7 \sim 45.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $19.5 \sim 674.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2.3 克里格空间插值结果的等直线图分析 克里格插值法是对空间分布的数据求线性最优、无偏内插估计的一种方法^[13-15]。从土壤重金属插值结果的等直线图 (图 2) 看, 土壤 Cd、Pb、Cu 的污染程度分布总趋势一致, 且与污染源的距离有关。离冶炼厂越近, 土壤重金属污染程度越高。在废冶炼厂附近有些样点土壤 Cd 含量超过 $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Pb 含量超过 $250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cu 含量超过 $120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。由于受到该地区常年主导风向 (东南风) 等因素的影响, 使得 Cd、Pb、Cu 的含量总体上表现出从东南向西北方向扩散的趋势。同时, 研究区东南角为冶炼厂废水的排放口, 废水排入河流、水渠后经过水流迁移, 当抽取河水灌溉时就会使重金属又从水体进入土壤, 这也是导致土壤重金属含量自冶炼厂附近向西逐渐降低的一个原因。但对不同的重金属而言其空间变异规律并不完全一致, 原因可能与重金属在水体中的迁移特性有关, 其中 Cd 在水体中的移动性较大, 容易随着灌溉水进入农田系统。通过对土壤重金属含量、有机质和 pH 等直线的比较分析表明, 冶炼厂北部土壤高 pH 值分布与土壤重金属高含量分布之间存在着一定的相似性, 这可能与当地使用石灰作为土壤改良措施有关。而有机质的分布情况和不同的重金属元素的分布并无明显的相似性。研究区虽然有公路贯穿, 但是由于采样的网格间距较大, 土壤中重金属铅含量分布并没有显现出与公路平行的条带状规律。

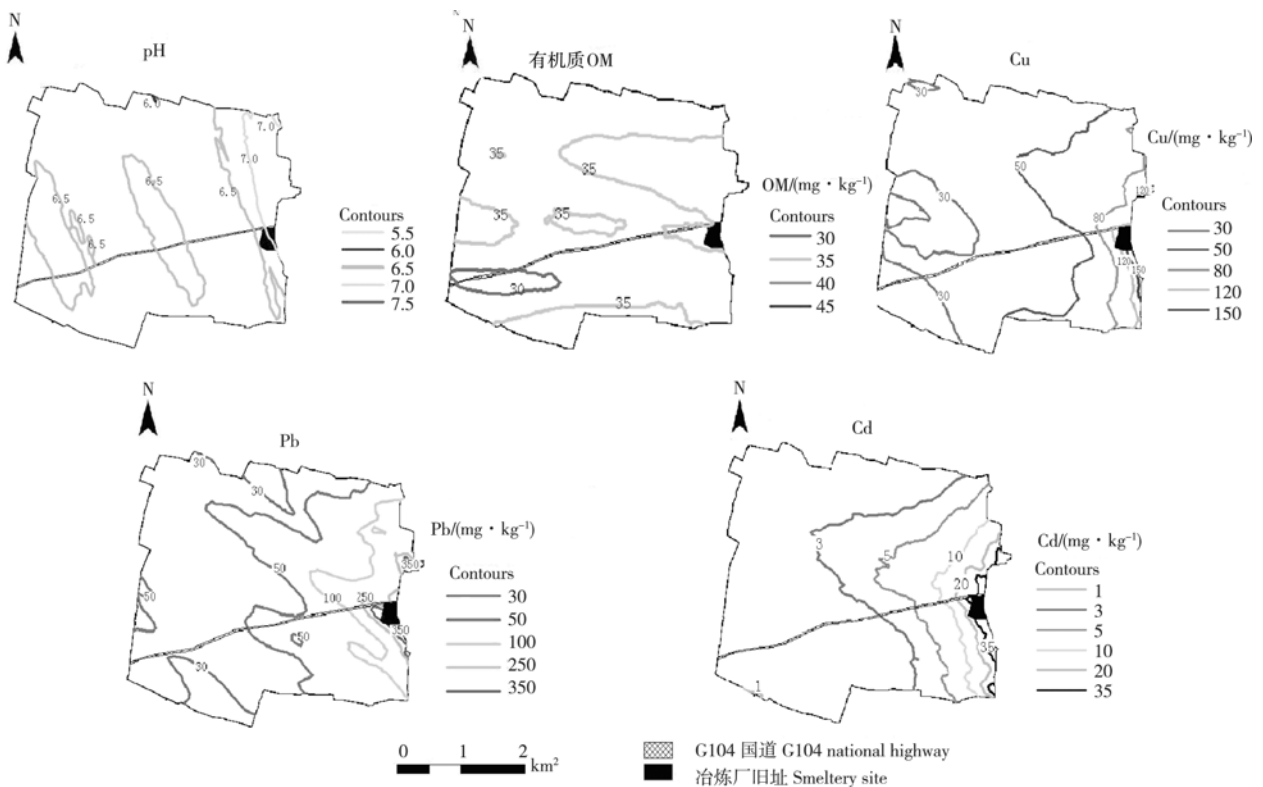


图 2 表层土壤 pH 值、有机质和重金属含量克里格空间插值图

Fig. 2 Kriging maps of pH, organic matter and heavy metals contents in surface layer soil

2.3 研究区重金属分布的影响因素分析

影响土壤中重金属分布的因素复杂多样。研究重金属之间的相关性以及重金属与有机质、pH 等土壤性质的相关性有助于了解重金属空间分布的差异性, 判断重金属分布规律的影响因素。通过 SPSS 软件对研究区土壤重金属 Cd、Pb、Cu 及 pH、有机质进行 Pearson 相关分析 (表 4), 结果表明 Cd - Cu、Cd - Pb、Cu - Pb 在土壤巾存在着极显著正相关, 相关系数分别为 0.858、0.740、0.682, 说明在研究区这 3 种元素污染时存在相似性或可能存在相同的污染源。Cu 含量与 pH 之间呈显著正相关, Cd 含量与 pH 之间呈极显著正相关, 说明高 pH 有利于 Cd、Cu 在土壤中的累积, 低 pH 更容易导致 Cd、Cu 的迁移。Pb 含量与有机质之间存在显著正相关, 说明高有机质含量有利于 Pb 的积累。

从结构性因素的角度来看, 基底方差与基台方差的比值可以反映出重金属变异来源。当两者的比值小于 0.25, 其空间变异主要是由土壤母质、地形、气候等非人为 (结构性) 因素 (空间自相关部分) 引起; 当比值大于 0.75, 说明重金属的空间变异主要由人类活动 (随机因素) 引起^[16-17]。而比值在 0.25 ~ 0.75 之间时, 表明引起变异的因素相对复杂, 随机因素和结构性因素都占据重要的地位。有报道指出当比值为 0.50 ~ 0.75 时人为因素较非人为因素对变异的影响贡献更大^[7,18]。根据这个判定原则, 研究区土壤 pH 空间变异主要由人为因素引起 (基底方差与基台方差的比值为 0.864), 土壤 Cu、Cd、有机质则同时受人为因素和非人为因素的影响, 相对而言人为因素所占比例较大, 分别为 61.5%、57.1%、57.6%。Pb 的变异主要受母质、地形等结构性因素的影响。

主成分分析可以进一步确定污染的来源以及自然和人为因素对土壤重金属含量的贡献。特征值的大小反映了主因子的影响力度。按特征值和特征向量累积贡献率大于 85.0% 的原则^[19-20], 选取了 2 个主因子。表 5 的结果表明, 第一和第二主因子的解释方差分别为 84.1%、11.4%, 说明第一主因子是影响土壤重金属来源的主要因素, 其对重金属来源的贡献达到 84.1%, 第二主因子次之, 它对重金属来源的贡献达到 11.4%。由于 Cd、Pb、Cu 三种重金属的峰度值与偏度值与其在正态分布条件下的峰度值

表 4 土壤 pH、有机质和重金属含量间的相关关系

Table 4 Pearson's correlation matrix for pH, organic matter and heavy metals contents

项目 Item	pH	OM	Cu	Pb	Cd
pH	1				
OM	-0.002	1			
Cu	0.202 *	0.146	1		
Pb	0.080	0.193 *	0.682 **	1	
Cd	0.250 **	0.152	0.858 **	0.740 **	1

Note: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$.

表 5 研究区土壤重金属含量的主成分分析

Table 5 Eigenvalues and variance of principal component analysis for the studied area

成分 Component	旋转前特征值 Initial eigenvalues			旋转后特征值 Rotation sums of squared loadings		
	特征值 Eigenvalues	解释方差/% Percentage of variance	累积方差/% Percentage of cumulative	特征值 Eigenvalues	解释方差/% Percentage of variance	累积方差/% Percentage of cumulative
1	2.52	84.1	84.0	1.72	57.5	82.7
2	0.34	11.4	95.5	1.17	39.0	95.5
3	0.15	4.9	100.0			

与偏度值相差较大, 说明其可能受人为因素的影响较大, 结合等直线图以及实地调查结果推断第一主成分为人为因素, 主要包括冶炼厂排放的废气、废水以及污水灌溉等, 第二主成分为母质、地形等自然因素。正交旋转可以简化对因子的解释, 方差最大旋转变换后的结果 (表 6) 表明, 冶炼厂排放的废气、废水以及污水灌溉等人为因素是研究区土壤重金属 Cd、Cu 的主要来源 (Cd、Cu 在第一主因

表 6 旋转前、后因子负荷矩阵

Table 6 Component matrixes of principal component analysis

项目 Item	旋转变换前主成分因子 Initial component		旋转变换后主成分因子 Rotated component	
	1	2	1	2
Cu	0.926	-0.295	0.911	0.339
Pb	0.876	0.480	0.394	0.918
Cd	0.947	-0.155	0.842	0.462

子中的正载荷大小分别为 0.842 与 0.911), 而 Pb 受第二主成分母质、地形等自然因素影响更显著 (Pb 在第二主因子中的正载荷大小为 0.918), 这与从结构性因素的角度分析所得的结果一致。

3 结论

本研究基于统计分析与地统计分析的结果表明,研究区内土壤重金属 Cd 污染严重,超标率为 100%,部分地区存在着 Cu、Pb 污染且污染的程度与扩散方式和距污染源的距离以及主导风向有关。研究区土壤重金属 Cu、Cd 空间相关性中等而 Pb 具有很强的空间相关性。由于采样间隔较大,并没有发现受公路影响的条带状分布规律。Pearson 相关分析及主成分分析的结果表明,人为因素对 Cd、Cu 贡献较大,冶炼厂排放的废气、废水以及污水灌溉可能是主要来源;Pb 则主要受母质、地形等结构性因素的影响。

基于 ArcGIS 的地统计学分析与主成分分析,能够较好地反映重金属污染的空间分布特征,有效地模拟和预测重金属的含量,判断重金属的来源,为环境监测和环境评价提供较好的手段,为土壤重金属污染的防治提供科学依据。

参考文献:

- [1] 蒋定安, 汤旭东. 宜兴市农田保护区重金属铅污染状况研究 [J]. 土壤, 2002, 35(3): 156-159
- [2] 刘芬, 刘文华, 娄涛, 等. 土壤镉污染与冶炼烟气的相关性研究 [J]. 湘潭矿业学院学报, 2003, 18(3): 88-91
- [3] 廖国礼, 吴超, 谢正文. 铅锌矿山环境土壤重金属污染评价研究 [J]. 湖南科技大学学报: 自然科学版, 2004, 19(4): 78-82
- [4] 曹尧东, 孙波, 宗良纲, 等. 丘陵红壤重金属复合污染的空间变异分析 [J]. 土壤, 2005, 37(2): 140-146
- [5] Goovaerts P, Webster R. Scale-dependent correlation between topsoil copper and cobalt concentrations in Scotland [J]. Eur J Soil Sci, 1994, 45(1): 79-95
- [6] 张乃明, 李保国, 胡克林. 太原污灌区土壤重金属和盐分含量的空间变异特征 [J]. 环境科学学报, 2001, 21(3): 349-353
- [7] 李海雯, 陈振楼, 王军, 等. 基于 GIS 的上海城市灰尘重金属空间分布特征研究 [J]. 环境科学学报, 2007, 27(5): 803-809
- [8] 谢正苗, 李静, 王碧玲, 等. 基于地统计学和 GIS 的土壤和蔬菜重金属的环境质量评价 [J]. 环境科学, 2006, 27(10): 2110-2116
- [9] 戴明新, 师荣光, 赵玉杰, 等. 四川泸县农业土壤 Cd 含量空间变异性研究 [J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3): 1093-1099
- [10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 487-489
- [11] Johnston K, Ver Hoef J M, Krivoruchko K, et al. Using ArcGIS Geostatistical Analyst [M]. New York: GIS by ESRI™, 2001: 1-300
- [12] Cambardella C A, Moorman T B, Novak J M, et al. Field-scale variability of properties in central Iowa soil [J]. Soil Sci Soc Am, 1994, 58: 1501-1511
- [13] 苏妹, 林爱文, 刘庆华. 普通 Kriging 法在空间内插中的运用 [J]. 江南大学学报: 自然科学版, 2004, 3(1): 18-22
- [14] 刘付程, 史学正, 于东升, 等. 基于地统计学和 GIS 的太湖典型地区土壤属性制图研究——以土壤全氮制图为例 [J]. 土壤学报, 2004, 41(1): 557-563
- [15] 汤国安, 杨昕. 地理信息系统空间分析 [M]. 北京: 科学出版社, 2006: 1-480
- [16] 李海滨, 王政权, 王庆成. 空间异质性定量研究理论与方法 [J]. 应用生态学报, 1998, 9(6): 651-657
- [17] 李晓燕, 张树文, 王宗明, 等. 吉林省德惠市土壤特性空间变异特征与格局 [J]. 地理学报, 2004, 59(6): 989-996
- [18] Luo Wei, Wang Tieyu, Lu Yonglong, et al. Landscape ecology of the Guanting Reservoir, Beijing, China: multivariate and geostatistical analyses of metals in soils [J]. Environmental Pollution, 2007, 146(2): 567-576
- [19] Caeiro S, Costa M H, Ramos T B, et al. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach [J]. Ecological Indicators, 2005, 5(2): 151-169
- [20] 许中坚, 吴灿辉, 刘芬, 等. 典型铅锌冶炼厂周边土壤重金属复合污染特征研究 [J]. 湖南科技大学学报: 自然科学版, 2007, 22(1): 111-114

责任编辑: 范雪梅