減星华,鲁垠涛,姚 宏,等. 城镇化进程对沈抚新区土壤重金属分布的影响及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(3): 471–477. ZANG Xing-hua, LU Yin-tao, YAO Hong, et al. Distribution and risk assessment of soil heavy metals in Shenfu new city during urbanization process[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(3): 471–477.

城镇化进程对沈抚新区土壤重金属分布的 影响及风险评价

臧星华^{1,2},鲁垠涛^{1,2*},姚 宏^{1,2},张士超^{1,2},贾晓解^{1,2}

(1.北京交通大学土木建筑工程学院,北京 100044; 2.水中典型污染物控制与水质保障北京重点实验室,北京 100044)

摘 要:通过系统研究沈抚新区不同土地类型的 58 个地表土壤采样点重金属(Pb、Cd、Zn、Cu、Ni 和 As)的分布状况,对比研究区域 表层土壤背景值,评估沈抚新区城镇化进程对土壤重金属分布的影响及其存在的风险。结果表明:污染物浓度总体趋势为东部地区 高于西部地区;土壤中 Zn、Cd 和 Pb 的污染状况在高速公路附近以及公路交叉点较为严重;Cu 和 Ni 的污染高值区在工业区内的化 工厂、钢铁厂和电控设备厂附近,说明工业生产对该地区的 Cu 和 Ni 的贡献率较高;As 的分布特征受土壤系统结构影响相对较大, 同时人为因素或外源物质干扰也起到了一定的影响作用。采用内梅罗指数法对不同用地类型表层土壤中重金属污染水平的评价排 序为城镇用地>林地>耕地>农村居住地。

关键词:重金属;城镇化;土壤污染;风险评价

中图分类号:X820.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)03-0471-07 doi:10.11654/jaes.2016.03.009

Distribution and risk assessment of soil heavy metals in Shenfu new city during urbanization process

ZANG Xing-hua12, LU Yin-tao12*, YAO Hong12, ZHANG Shi-chao12, JIA Xiao-jie12

(1.School of Civil Engineering Beijing Jiaotong University, Beijing 100044, China; 2.Beijing Key Laboratory of Aqueous Typical Pollutants Control and Water Quality Safeguard, Beijing 100044, China)

Abstract: We mapped the spatial distribution of heavy metals (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni and As) in 58 surface soil samples from different land use types of Shenfu new city and evaluated the impact of urbanization on the distribution and risks of heavy metals by comparing with their background values. Results showed that the concentrations of heavy metals in the east part were higher than those in the west part of the region. Soil Zn, Cd and Pb mainly concentrated in the vicinity of the highways and crossover, while high concentrations of Cu and Ni were mainly found in the industrial area with Chemical Plants, Steel Plants and Electrical Control Equipment Plants. These indicated that indus-trial activities contributed a lot to the Cu and Ni pollution. The As distribution was affected relatively greatly by the soil system structure and at the same time by human factor or exogenous substances to certain extent. We evaluated the level of heavy metals in surface soils from different land types using the Nemerow pollution index. The pollution levels followed order of urban land>woodland >farmland>rural land. **Keywords**; heavy metals; urbanization; soil pollution; risk assessment

重金属引起的土壤污染是世界性的重大环境问题^[1]。随着中国城镇化进程的推进,地表土壤重金属污

基金项目:国家重大水专项(2014ZX07202-011)

染问题也日益受到人们的关注^[2]。我国的城镇化过程 始于改革开放后期,进入 21 世纪以后开始加速,有着 范围广、规模大、速度快和人口高度集中的特点。近 30 年城市中的人口、能源与资源消耗和工业产能的 增长速度举世瞩目。这种高速城镇化的过程正在我国 东北浑河流域沈抚新区上演,而城镇化的进程中不可 避免地伴随着重金属的产生和排放。土壤中的重金属

收稿日期:2015-10-13

作者简介:臧星华(1990—),男,在读硕士研究生,研究方向为大流域 面源污染监测评估,E-mail:Jeffreybjtu@163.com

^{*} 通信作者:鲁垠涛 E-mail:yintaolu@hotmail.com

积累受到土壤母质层等环境因素影响的同时也受人 类活动的影响,其人为源主要为工业生产、交通运输、 农业活动、采矿冶炼以及垃圾焚烧等3。城镇化主要表 现形式为土地利用类型的转变,根据沈抚新城政府公 布的城乡规划部署方案与实地调研可知,2010年沈 抚新区城镇用地所占比例仅为5%,经过4年的城乡 建设,2014年这一比例上升为30%,而随着城镇化的 进一步推进城镇用地所占比例在 2020 年将达到 43%。沈抚新区的土地利用类型多样,地表结构复杂, 使得城镇化对该地区影响首当其冲。土壤质量下降, 土壤中持久性毒害物质明显累积,已经造成重金属等 有害物质通过食物链向人类转移,对人类健康形成了 极大威胁。沈抚新城工业主要以重型装备及配件和 石化电力装备等产业为主,新建的工厂零星分布在浑河 两岸,其生产过程中会排放一些含有 Cu 和 Ni 等金属的 废弃物,可能会对表层土壤产生一定程度的影响^[5]。

根据 Wang 等^[6]研究,沈阳地区土壤中铅的平均 浓度为 138.59 mg·kg⁻¹,其中铁西区土壤中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 等重金属平均浓度分别为 209.06、599.92、 407.19、8.59 mg·kg⁻¹。Sun 等^[7]研究发现,沈阳地区土 壤中 Cd、Cu、Pb、Zn 等重金属平均浓度分别为 0.42、 51.26、75.29、140.02 mg·kg⁻¹,远高于它们的自然背景 值。然而,以上这些研究采样范围小,监测点位普遍较 少,分析方法探讨不够全面,研究城镇化对土壤重金 属的影响所选择的区域不典型,对于沈抚新区城镇化 进程中产生的重金属对土壤的影响仍缺乏分析和探 究。为明确沈抚新区城镇化进程对土壤质量的影响, 为该地区城乡规划与环境污染防治提供参考及理论 依据,本文采用主成分分析、聚类分析和相关分析方 法探讨了沈抚新区土壤重金属污染状况、污染物的可 能来源及风险。

1 区域研究概况

沈抚新城位于辽宁省沈阳、抚顺两市接壤地带, 是沈阳经济区的中心区域,有良好的地理位置和优越 的交通条件。新城地处东经 123°55′,北纬 41°52′,地 势平坦开阔,由北向南渐高,海拔在 60~70 m 之间,属 中温带大陆性气候,常年主导风向为西南风,冬季为 东北风,年平均气温为 7℃。土壤类型主要有棕壤、草 甸土和水稻土。棕壤可按土层厚薄及发育程度分为棕 壤性土、棕壤和潮棕壤三个亚类;草甸土可按碳酸盐 含量分为碳酸盐草甸土与非碳酸盐草甸土等亚类;水 稻土均为淹育性水稻土。沈抚新城规划面积约 400 km²,其中北部生态旅游功能区约 300 km²,南部产业 区和人居功能区约 100 km²。

农业环境科学学报 第35卷第3期

2 材料与方法

2.1 样品采集

2014年12月,对沈抚新区周边表层土壤进行了 采样(图1)。本次地表土壤采样点的选择主要考虑沈 抚新区的地形状况和土地利用等情况,构建0.01°× 0.01°经纬度网格系统进行布点,均匀选取58个样点 (耕地33个,林地6个,农村用地9个,城镇用地10 个)。每个采样点采用梅花五点法取样并将土样充分 混合,采样深度为0~20 cm。



Figure 1 Distribution of soil sampling sites

2.2 研究

2.2.1 分析方法

土壤样品完全风干后,研磨并过 100 目筛,收集 筛下土样,贴上标签备用。称取 0.25 g 土壤样品放入 50 mL 的聚四氟乙烯烧杯,然后加入 5 mL 浓度为 65% 的优级纯 HNO₃、10 mL 浓度为 40%的分析纯HF 以及 2 mL 浓度为 60%的分析纯 HClO₄,200 ℃加热 3 min 后,冷却至室温,再加入 5 mL 的 HNO₃、10 mL HF 和 2 mL HClO₄,于 200 ℃加热 10 min;在烧杯上加盖 静置 12 h,然后加热至 HClO₄ 烟雾完全消失;再加入 8 mL 王水,加热直到体积剩余 2~3 mL,加入 10 mL 超 纯水冲洗烧瓶内壁,定容至 25 mL 再转移到塑料瓶 中^[8]。使用 ICP-MS(Agilent Technologies 7500a)测定 Pb、Cd、Zn、Cu、Ni 和 As 的浓度。

分析质量采取平行样、空白样和标准物质来控

制。采用国家土壤标准样品 GSS-2 和 GSS-3,采样点 土壤预处理分三批完成,回收率见表1。 2.2.2 评价

土壤污染评价标准以沈阳土壤环境背景值为参照标准。土壤污染评价方法采用目前国内外普遍应用的内梅罗综合指数法。内梅罗综合指数法能够全面、综合地反映土壤的污染程度^[9],计算公式如下:

$$P_{\rm N} = \sqrt{\frac{P_{\rm iave}^2 + P_{\rm imax}^2}{2}}$$

式中: P_N 为内梅罗综合污染指数; P_{iave} 为土壤中各污染指数的平均值, P_{imax} 为所有重金属元素污染指数中的最大值。

土壤内梅罗综合评价分级标准:P_N≤0.7,安全清 洁;0.7<P_N≤1,警戒级尚清洁;1<P_N≤2,轻污染;2< P_N≤3,中度污染;P_N>3,重污染。

2.2.3 数据处理

土壤重金属基本统计参数采用 SPSS19.0 进行分析。各类重金属可能来源分析用相关矩阵和多元分析

法,通过计算相关系数来探究各重金属元素之间的相 关性,再用主成分分析和聚类分析来进一步确定重金 属元素之间类似的分布模式。其他数据的处理采用 Excel2010。土壤重金属空间分布图使用地理信息系 统(GIS)软件(ArcGIS 10.0)中的空间分析工具,采用 克里金插值方法进行解析。

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属污染状况

表 2 为重金属浓度的基本统计情况。本文土壤中 各重金属的平均浓度均低于《土壤环境质量标准》 (GB 15618—1995)的二级标准值,该地区城镇化刚刚 起步,区域内工厂均处于刚建成状态,所以重金属对 整个研究区域土壤污染还不显著。土壤中 Pb、Cd、 Zn、Cu、Ni 和 As 的平均浓度分别为沈阳市土壤背景 值的 0.83、1.33、0.99、1.13、0.92 和 0.80 倍,其中 Pb、 Zn、Cu、Ni 和 As 5 种金属元素接近背景值的平均水 平,而 Cd 的浓度则明显高于沈阳市土壤重金属背景

Table 1 Recovery of heavy metals in soil reference materials Cu/mg·kg⁻¹ Zn/mg·kg⁻¹ As/mg·kg⁻¹ Cd/mg·kg⁻¹ Pb/mg·kg⁻¹ 土壤标准物质 Soil reference material Ni/mg·kg⁻¹ GSS-2(原) GSS-2(original) 19.4 16.3 42 13.7 0.071 20 0.060 GSS-3(原) GSS-3(original) 12 11.4 31 4.4 26 GSS-2-01 20.82 12.13 39.08 10.54 0.059 19.62 GSS-2-02 17.94 0.081 23.28 22.63 38.98 12.37 GSS - 2 - 0322.57 13.75 45.24 9.95 0.066 20.63 12.48 0.064 26.08 GSS-3-01 13.34 30.25 3.14 GSS-3-02 13.98 13.66 28.54 3.97 0.058 29.89 GSS-3-03 0.051 14.05 10.09 33.33 3.18 28.52 91.39~108.19 83.09~114.08 回收率范围 Recovery range/% 107.17~117.43 74.36~119.47 72.50~89.82 98.15~116.40

表1 土壤标准物质回收率

注:本实验土壤样品消解分三批进行;表中 GSS-2(原)和 GSS-3(原)分别表示其标准浓度值;GSS-2-01和 GSS-3-01分别表示第一批样品消解中 GSS-2和 GSS-3 的实测浓度。

Note: Soil sample digestion was divided into three batches. The concentrations of GSS-2(original) and GSS-3(original) were the standard concentration values, respectively. The concentrations of GSS-2-01 and GSS-3-01 were for the measured concentrations of metals in the first digestion of GSS-2 and GSS-3, respectively.

表 2 沈抚新城表层土壤重金属含量

Table 2 Content of heavy metals in topsoils of Shenfu new city

元素 Element	最小值 Min/ mg•kg ⁻¹	最大值 Max/ mg·kg ⁻¹	平均值 Mean/ mg·kg ⁻¹	标准差 SD/ mg·kg ⁻¹	变异系数 CV/%	背景值 Background value/mg•kg ⁻¹	二级标准值 Grade II of National Standard/mg·kg ⁻¹
Pb	6.50	45.15	18.44	6.21	33.65	22.15	250
Cd	0.08	0.69	0.21	0.11	52.92	0.16	0.30
Zn	32.13	191.10	58.97	22.40	37.98	59.84	200
Cu	14.13	56.85	27.85	8.43	30.27	24.57	50
Ni	16.02	74.85	25.71	9.86	38.35	27.92	40
As	0.99	12.90	7.02	3.28	46.74	8.79	30

值。Pb、Cd、Zn、Cu、Ni和As的含量超过沈阳市土壤背 景值采样点个数分别为11、9、15、7、13和10个,所占 采样点总量百分比分别为18.9%、15.5%、25.8%、 12.1%、22.4%和17.2%,说明城镇化进程中研究区域 的部分地区可能有大量污染物进入。

根据 Wilding 对变异程度的分类^[10]可知:Pb 和 Cu(变异系数分别为 33.65%和 30.27%)为中等变异 (介于 15%~36%),而 Cd、Zn、Ni 和 As(变异系数分别 为52.92%、37.98%、38.347%和 46.735%)为高度变异。 Pb、Cd、Zn、Cu、Ni 和 As 的变异系数均较大,说明这些 金属元素在不同程度上分布不均匀,可能受到人为来 源的控制。

3.2 土壤重金属分布特征与来源

3.2.1 土壤重金属元素的空间分布特征

城镇化进程中用地类型和经济产业结构的改变 对沈抚新城周围的水环境、大气环境和土壤环境产生 影响,其中耕地土壤重金属含量受此影响也具有明显 的地域特征^[11]。从图 2 可见,研究区东北部的 Cd、Zn 和 Pb 的平均含量均高于其他地区,中部地区浑河两 岸和东南部的 Ni 和 Cu 平均含量明显高于其他区域, 而 As 在研究区西北部和南部地区平均含量较高。重 金属高值区大多处于城镇化发展建设区域和工业区 附近,说明城镇化和工业化对重金属的分布起到了一 定作用^[12]。

在所有采样点中可以看出,Pb、Cd、Zn、Cu和Ni 主要分布在城镇化建设区和浑河两岸,而As以斑点 状分布在研究区域的西北部和南部地区。从总体上来 看,Cd、Zn和Pb等元素除在研究区东南部有一个高 值分配点外,在其他地区分布较为均匀,总体上未体 现出较大的空间分布差异,而高值分配点多位于交通 枢纽地带,并且常年的西南风将中部附着有重金属的 沙尘带到该区域,使得重金属逐渐累积^[13];Ni和Cu元 素的高值分配点主要在浑河两岸和南部地区,可能与 该地区工业生产排放有关(图1);而As元素则在研 究区域的东北部和南部出现较高的分配,此特点明显 不同于其他元素,可能与地质背景有关。

3.2.2 重金属元素来源解析

土壤中的重金属除来自土壤母质层外,主要还有 农业活动(包括灌溉水、农药、化肥)、大气降尘以及工 业污染等多种来源^[14]。沈抚新城的成土母质性质大致 相同,但不同区域的污染来源差异性导致重金属分布 空间的差异性。从表 3 可见,Cd 和 Zn、Pb 和 Zn、Pb 和 Cd、Cu 和 Ni 相关系数分别为 0.789、0.687、0.672、

农业环境科学学报 第35卷第3期

表 3 土壤重金属元素之间的相关性

Table 3	Correlations	between	heavy	metal	s in s	soil
---------	--------------	---------	-------	-------	--------	------

	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Ni	1					
Cu	0.648**	1				
Zn	0.177	0.511**	1			
As	0.089	0.193	0.002	1		
Cd	-0.058	0.302*	0.789**	-0.037	1	
Pb	-0.080	0.134	0.687**	-0.156	0.627**	1

注:*** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关;* 在 0.05 水平(双侧)上显 著相关。

Note:** and * mean that the significance of difference is at 0.01 and 0.05 level, respectively.

0.648,说明它们有很好的线性相关性,因而它们很可能来源于同一种污染源;而 As 与其他重金属的相关系数均小于 0.3,相关性很弱,说明它的来源与其他金属不同。

为了进一步分析土壤中各重金属元素的污染来 源,本文采用聚类分析和主成分分析进一步验证各土 壤重金属元素之间的相互关系,结果如图 3 所示。通 过对 6 种土壤重金属的聚类分析,得到一个层次化的 聚类树图。距离集群值越低,数据间的相关性越高,金 属元素在同一个集群则表明其源于一个共同的人为 源或自然源。通过分析得到三大集群,第一类集群包 括 Zn、Cd 和 Pb;第二类集群包括 Ni 和 Cu;第三类集 群包括 As。其中第一类集群和第二类集群距离都 小于 5,说明 Zn、Cd 和 Pb 的污染来源相同,Ni 和 Cu 的污染来源也相同,而 As 与其他 5 种元素的集群距 离均大于 20,说明 As 与其他金属元素的污染来源不 同^[15]。从主成分分析散点图中可以看出,Zn、Cd 和 Pb 位于第四象限,Ni 和 Cu 位于第一象限,As 位于纵向 象限轴上。这与聚类分析中金属的分类是相一致的。

从表 4 可见,Zn、Cd、Pb 和 Cu 在 PC1 上有较大 载荷,分别为 0.945、0.846、0.755 和 0.621。研究区域 东北部 Zn、Cd、Pb 和 Cu 的浓度远超过土壤背景值, 说明该地区主要受人为源控制。许多研究表明,Zn、 Cd 和 Pb 是公路附近土壤污染的指标^[16-19]。经实地调 查并结合图 1 和图 2 可以看出,Zn、Cd 和 Pb 3 种重 金属浓度主要高值区位于高速公路附近,其他点状高 值区多位于道路交叉口附近,应该是东北部地区 Zn、 Cd 和 Pb 等 3 种元素高分配的主要原因;与其他三种 金属相比,PC1 中 Cu 的载荷较小,说明仅有部分Cu 来源与 Zn、Cd 和 Pb 相近,而 Cu 的部分高值点多在 铁路附近,则说明部分研究区域土壤中 Zn、Cd、Pb 和



图 2 土壤中 Pb、Cd、Zn、Cu、Ni 和 As 的浓度分布图 Figure 2 Distribution of Pb, Cd, Zn, Cu, Ni and As in soils





interrelationships between heavy metals

表 4	沈抚新城表层土壤重金属元素的因子载	祐
-----	-------------------	---

Table 4 Factor loadings of heavy metals in topsoils of

Shentu new city						
重金属 Metals	成分 1 PC 1	成分 2 PC 2				
Ni	0.280	0.823				
Cu	0.621	0.683				
Zn	0.945	-0.071				
As	-0.001	0.449				
Cd	0.846	-0.300				
Pb	0.755	-0.442				

Cu 的浓度水平可能受到铁路运输影响。这与 Ma 等^[20]和 Malawska 等^[20]对土壤重金属源解析的研究结论一致。Cu 和 Ni 在 PC2 上有较大载荷,分别为 0.683 和 0.823。经实地调查并结合图 1 可以看出,重金属浓度高值区位于工业区内,附近有化工厂、钢铁厂和电控设备厂,而 Cu 和 Ni 恰为其生产原料或废料中的成分,故此应该是 Cu 和 Ni 2 种元素高分配的主要原因。As 在 PC2 中有较大载荷,但相对于 Cu 和 Ni 较小,故其污染来源不同于其他金属。从图 2 可见,As 的高值区主要在研究区域的东北部和南部,而且呈斑点状分布,但其中大部分区域 As 的浓度低于土壤背景值。这表明 As 的分布特征受土壤系统结构影响相

农业环境科学学报 第35卷第3期

对较大,同时人为因素或外源物质干扰也起到了一定的影响作用^[22-23]。

3.3 土壤重金属的污染评价

图 4 展示了内梅罗指数法评价的不同用地类型表 层土壤中重金属污染水平,从中可以看出:城镇用地中 30%的监测点受到轻微污染,60%的监测点受到中度污 染,10%的监测点受到重度污染;农村用地中 50%的监 测点受到轻微污染,其余监测点受到中度污染;林地中 33.3%的监测点受到轻微污染,66.6%的监测点受到中 度污染;耕地中 43.4%的监测点受到轻微污染,56.5%的 监测点受到中度污染。所有用地类型污染水平排序如 下:城镇用地>林地>耕地>农村用地。这说明城镇化进 程中工业排放和交通运输等因素对城镇用地土壤重金 属含量影响最大,由于林地内修建公路及周边人类活 动的影响使得该区域土壤内重金属积累,农药的使用、 施肥和污灌等农业活动使得耕地内重金属含量上升, 农村居住地内人类活动使重金属逐渐累积。



图 4 内梅罗指数法评价不同用地类型表层土壤重金属污染水平 Figure 4 Levels of heavy metal pollution in surface soils from different use types of land indicated by Nemerow pollution index

4 结论

沈抚新区土壤重金属浓度总体趋势是东部地区 高于西部地区。土壤中 Zn、Cd 和 Pb 的污染状况在高 速公路附近以及公路交叉处较为严重,Cu 和 Ni 的污 染高值区在工业区内的化工厂、钢铁厂和电控设备 厂附近,工业生产对该地区的 Cu 和 Ni 的贡献率较 高,此外铁路运输对 Cu 的贡献率也不容忽视。As 的 分布特征受土壤系统结构影响相对较大,同时人为 因素或外源物质干扰也起到了一定的影响作用。

不同用地类型表层土壤中重金属污染水平排序 为城镇用地>林地>耕地>农村居住地。

参考文献:

- Nahmani J, Lavelle P. Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France[J]. *European Journal of Soil Biolo*gy, 2002, 38:297–300.
- [2] Wei B G, Yang L S. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. *Microchemi*cal Journal, 2010, 94(2):99–107.
- [3] Hu Y A, Liu X P, Bai J M, et al. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20:6150–6159.
- [4]姚 娜,彭昆国,刘足根,等. 石家庄北郊土壤重金属分布特征及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(2):313-321.
 YAO Na, PENG Kun-guo, LIU Zu-gen, et al. Distribution and risk assessment of soil heavy metals in the north suburb of Shijiazhuang City
 [J]. Journal of Agro-Environment, 2014, 33(2):313-321.
- [5] 解 字,唐 伟.抚顺市典型区域土壤重金属污染调查与评价[J].环境科学与管理,2009(8):38-40.
 XIE Yu, TANG Wei. Investigation and assessment for heavy metal in soil of Fushun typical areas[J]. *Environmental Science and Manage ment*, 2009(8):38-40.
- [6] Wang J D, Ren H M, Liu J S, et al. Distribution of lead in urban soil and its potential risk in Shenyang city, China[J]. *Chinese Geographical Sci*ence, 2006, 16:127–132.
- [7] Sun Y B, Zhou Q X, Xie X K, et al. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 174:455– 462.
- [8] Chen H Y, Teng Y G, Lu S G, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 512–513: 143–153.
- [9] 李祚泳, 丁 晶, 彭荔红. 环境质量评价原理与方法[M]. 北京:化学工业出版社, 2004.
 LI Zuo-yong, DING Jing, PENG Li-hong. Environment quality evaluation principles and methods[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004.
- [10] Wilding L P. Spatial variability: Its documentation, accommodation and implication to soil surveys[C]//Nielson D R, Bouma J. Soil spatial vari– ability. Wageningen: Proceedings of a Workshop of the ISSS and the SSSA,1984: 166–193.
- [11] 严世光. 经济发达地区城镇化对土壤质量的影响分析[D]. 重庆:西南大学, 2010:11-18.
 YAN Shi-guang. Influence of urbanization on the soil quality in developed regions[D]. Chongqing; Southwest University, 2010;11-18.
- [12] Facchinelli A, Saechi E, Mallen L. Multivariate statistical and GISbased approach to identify heavy metal sources in soils[J]. Environ-

mental Pollution, 2001, 114:313-324.

- [13] Chen X, Xia X H, Zhao Y. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China[J]. *Journal of Haz*ard Materials, 2010, 181:640–646.
- [14]呼日乐达瓦.蒙古国部分草地及公园土壤中 OCPs、PCBs 与重金属的分布特征[D].内蒙古大学, 2014:53-60.
 - Huriledawua. The distribution characteristics of OCPs, PCBs and heavy metals in grassland and park soil of Mongolia region[D]. University of the Inner Mongol, 2014:53–60.
- [15] Khan M N, Wasim A A, Sarwar A, et al. Assessment of heavy metal toxicants in the roadside soil along the N-5, National Highway, Pakistan [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 182:587-595.
- [16] Hasselbach L, Ver Hoef J M, Ford J, et al. Spatial patterns of cadmium and lead deposition on and adjacent to National Park Service lands in the vicinity of Red Dog Mine, Alaska[J]. Science of the Total Environment, 2005, 348:211–230.
- [17] Wang M E, Markert B, Chen W P, et al. Identification of heavy metal pollutants using multivariate analysis and effects of land uses on their accumulation in urban soils in Beijing, China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 18(2):50–55.
- [18] Shi G T, Chen Z L, Xu S Y, et al. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 156:251–260.
- [19] 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):1937–1944. GUO Guang-hui, LEI Mei, CHEN Tong-bin, et al. Effect of road traffic on heavy metal in road dusts and roadside soils[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(10):1937–1944.
- [20] Ma J H, Chu C J, Li J, et al. Heavy metal pollution in soils on railroad side of Zhengzhou–Putian section of Longxi–Haizhou railroad, China [J]. Pedosphere, 2009, 19:121–128.
- [21] Malawska M, Wiołkomirski B. An analysis of soil and plant contamination with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in the area of the railway junction Iława Główna, Poland[J]. Water Air and Soil Pollution, 2001, 127:339–349.
- [22] 曹会聪,王金达,张学林. 吉林省农田黑土中 Cd、Pb、As 含量的空间分布特征[J]. 环境科学, 2006, 27(10):268-272.
 CAO Hui-cong, WANG Jin-da, ZHANG Xue-lin. Spatial distribution of Cd, Pb, As contents in the farmland black soil in Jilin Province[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(10):268-272.
- [23] 宋泽锋, 栾文楼, 吕科建, 等. 石家庄污灌区土壤中 As 元素分布特征[J]. 中国地质, 2011, 38(1):204-210.
 SONG Ze-feng, LUAN Wen-lou, LÜ Ke-jian, et al. Distribution characteristics of As in Shijiazhuang sewage irrigation area, Hebei Province [J]. Geology in China, 2011, 38(1):204-210.