

# 污水灌区耕层土壤中铅、镉的空间变异特征

张乃明<sup>1</sup> 李保国<sup>2</sup> 胡克林<sup>2</sup>

(1 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 2 中国农业大学土壤和水科学系, 北京 100094)

## THE SPATIAL VARIATION CHARACTERISTICS OF LEAD AND CADMIUM IN THE SOIL OF THE SEWAGE IRRIGATION AREA

Zhang Nai-ming<sup>1</sup> Li Bao-guo<sup>2</sup> Hu Ke-lin<sup>2</sup>

(1 College of Resource and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

(2 Department of Soil and Water Science, China Agricultural University, Beijing 100094, China)

关键词 土壤, 污水灌溉, 重金属, 空间变异

中图分类号 X53

随着污水灌溉面积的迅速扩大, 污灌区土壤重金属污染问题日趋严重, 其中 Cd、Pb 的污染问题十分突出<sup>[1,2]</sup>, 了解污水灌区土壤重金属的空间分布特征是防治土壤污染、合理进行污水灌溉的重要前提。地统计学作为一门新的空间分析方法<sup>[2]</sup>, 它特别适于对区域化变量空间变异特征进行定量描述, 但已有的研究主要限于对土壤水分、盐分和 pH 等性质的估测<sup>[3~6]</sup>, 对其它土壤性质特别是土壤环境中有毒有害元素的空间分布与含量预测研究较少<sup>[7,8]</sup>, 而且因研究的尺度太小<sup>[8]</sup>而实用性不足, 有许多领域和土壤特征的空间变异研究至今仍未涉足, 本研究以污灌历史较长、在我国具有代表性的太原污灌区为对象, 运用地统计学的方法, 研究了中尺度条件下污灌区耕层土壤 Pb、Cd 的统计特征和各向异性的空间分布特征。

### 1 材料与方法

#### 1.1 污水灌区概况

太原污灌区位于山西省中部的太原盆地北端, 是我国污灌历史较长面积较大的典型污水灌区之一。灌区主要分布于汾河东西两岸的冲积平原上, 东经 112°25' ~ 112°39', 北纬 37°32' ~ 38°01', 灌区三面环山属暖温带半干旱大陆性季风气候区, 分布的主要土壤类型是潮土, 在河流一级阶地低洼处和河漫滩, 零星分布有盐化潮土, 此外还有经人类活动长期耕种改造形成的水稻土和菜园土。灌区土壤成土母质以冲积物为主, 也有洪积、冲积物母质、黄土状物质和淤积物。整个地形北高南低, 海拔在 760~ 820 m。研究区地貌类型主要包括三类, 即分布于西部的洪积倾斜平原, 分布于中部汾河两岸的冲积平原和分布于东部的洪积冲积平原。贯穿南北的汾河是太原市城市生活污水和工业废水排放的总归宿, 各种污水和工业废水经 18 条支流从东西两侧汇入其内, 灌区污水来源包括阳兴河工矿污水、北涧河(含太原钢铁公司的废水)、杨家堡污水处理厂、虎峪沙河、殷家堡汾河补水泵站、西蒲汾河补水泵站、汾河二坝、牛家营退水渠、二十三号管线、北张退水渠和太榆退水渠, 灌溉方式以漫灌为主, 年灌水量 6 000~ 67 500 m<sup>3</sup> hm<sup>-2</sup>, 污水中铅含量范围 0.005 2~ 0.218 mg L<sup>-1</sup>, 镉含量范围 0.002~ 0.016 mg L<sup>-1</sup>。

#### 1.2 布点采样与分析方法

土壤样品采自污灌区 0~ 20 cm 耕层, S 型布点用竹签采多点混合土壤, 四分法得最后土样约 1 kg,

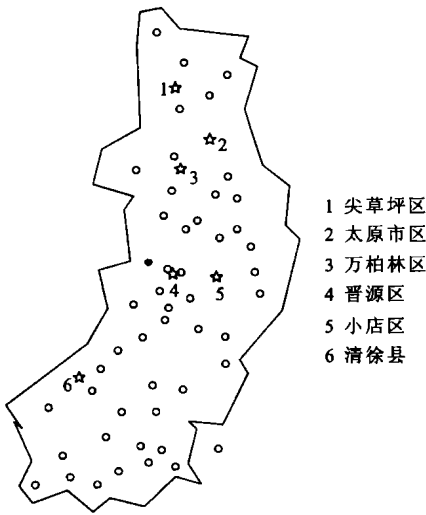


图1 采样点位分布图

采样点位分布如图1, 采样区南北长 70 km, 东西宽 21 km, 污灌区总面积 2.7 万  $\text{hm}^2$ , 采样点总体按污水流向布设, 同时考虑污灌水质、土壤类型、污灌历史等因素, 共布设采样点 49 个。土壤样品经自然风干后, 用玛瑙碾磨后过 100 目尼龙网筛备分析用, 重金属 Pb、Cd 采用浓硝酸消解, 原子吸收分光光度法石墨炉测定, 所用原子吸收分光光度计的型号为日立 180-80。

## 2 结果分析

### 2.1 污灌区土壤重金属铅、镉的累积量

由表 1 可见污灌区不同区域土壤中重金属铅、镉的含量不同, 铅、镉的含量均以晋源区最高, 不同区县含量顺序为, 小店区 > 晋源区 > 万柏林区 > 清徐县 > 尖草坪区。整个污灌区土壤, Pb 含量范围为 11.3~47.8  $\text{mg kg}^{-1}$ , 均值 27.24  $\text{mg kg}^{-1}$ , 明显高于背景值<sup>[8]</sup> (13.38  $\text{mg kg}^{-1}$ ); 土壤 Cd 含量在 0.062~1.82  $\text{mg kg}^{-1}$  范围内, 平均为 0.309  $\text{mg kg}^{-1}$ , 是相应土壤背景值<sup>[9]</sup> (0.077  $\text{mg kg}^{-1}$ ) 的 4 倍, 总体看污灌区土壤铅、镉的含量变幅较大, 这与太原污灌区面积较大,

表 1 污灌区土壤重金属铅、镉的累积量 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

区域名称	铅		镉	
	范围	均值	范围	均值
尖草坪区	20.0 ~ 35.0	27.15	0.119~ 0.239	0.152
万柏林区	16.25~ 47.5	24.8	0.083~ 0.3	0.165
晋源区	17.5 ~ 47.8	30.09	0.106~ 1.82	0.664
小店区	11.25~ 47.5	24.57	0.031~ 1.1	0.219
清徐县	20.5 ~ 36.7	27.18	0.037~ 0.189	0.128
污灌区	11.3 ~ 47.8	27.24	0.062~ 1.82	0.309

污灌水来源复杂, 水质污染程度差异大有关。与 1992 年的监测结果<sup>[9]</sup> 相比, 污灌区土壤 Pb 含量增加 3.34  $\text{mg kg}^{-1}$ , Cd 增加 0.11  $\text{mg kg}^{-1}$ , 说明随着污灌时间的推移, 土壤中 Cd、Pb 的累积量呈增加趋势, Cd、Pb 的年累积增加量分别为 0.023  $\text{mg kg}^{-1}$  和 0.67  $\text{mg kg}^{-1}$ 。

### 2.2 污灌区土壤重金属铅镉的半方差函数模型

半方差函数是分析变量空间结构的主要工具, 由于半方差函数是方向和两点之间距离的函数, 它可反映变量的空间自相关性。在选取土壤重金属元素及盐分的半方差模型时, 首先按 (1) 式计算出  $r(h)$  的散点图, 然后用不同类型的模型进行拟合, 计算得到模型的参数及离差平方和 (SSQ), 选取 SSQ 最小即拟合度最好的模型类型。(1) 式中  $r(h)$  为半方差函数,  $Z(x)$  为土壤重金属在空间  $x$  处的值  $Z(x+h)$  是在  $x+h$  处的值的区域化变量。

$$r(h) = \frac{1}{2} \{ \mathcal{E} [ \{ Z(x) - Z(x+h) \}^2 ] \} \quad (1)$$

在污水灌区, 由于污灌水质、灌溉方式、灌区位置、微地形及土壤理化性质等因素的变化都影响重金属铅、镉的空间分布, 造成在不同方向上的空间变异特征可能不同, 因此进行了不同方向条件下的半方差函数分析。表 2 是污灌区土壤 Cd、Pb 在  $0^\circ$ 、 $45^\circ$ 、 $90^\circ$ 、 $135^\circ$  四个方向也即南北、东北西南、东西、西北东南四个方向上半方差函数模型的变异参数, 表 2 中  $C_0$  为块金值, 表示块内方差,  $C_0 + C$  为基台值,  $a$  为空

间相关的独立间距, 也称空间变程, 观测点间距小于  $a$ , 表明测点之间存在一定相关关系, 图 2 是各项目在不同方向上的变程图。

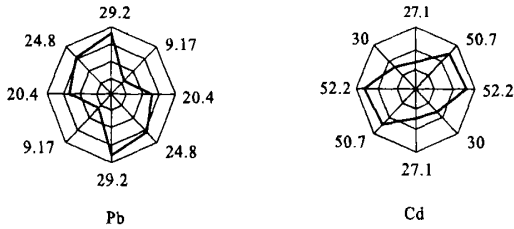


图 2 土壤 Cd、Pb 在不同方向的变程图

表 2 土壤重金属铅、镉的半方差模型

项目	方向	模型	$C_0$	$C_1$	$C_0/C_0+C_1$	$a$
Cd	0°	球状模型	0.188	0.845	0.182	27.1
	45°	球状模型	0.458	0.572	0.445	50.7
	90°	球状模型	0.818	0.168	0.829	52.2
	135°	球状模型	0.283	0.83	0.254	30.0
Pb	0°	球状模型	0.062	6.0634	0.496	29.2
	45°	球状模型	0.0836	0.023	0.788	9.17
	90°	球状模型	0.0926	0.0168	0.849	20.4
	135°	球状模型	0.0618	0.0613	0.502	24.8

由表 2 和图 2 的结果可看出, Cd、Pb 的空间结构均呈典型的带状各向异性特征, 它们的块金值、基台值和变程在不同方向上都存在一定差异, 从空间相关的独立间距看, Cd 在 135° (西北东南) 方向上的独立间距最小, Pb 在 45° (东北西南) 方向上的独立间距最小为 9.17 km, 不同方向上各变量的变程范围分别为: Cd 在 30.0~52.2 km 之间, Pb 在 9.7~29.2 km 之间, 土壤镉的空间变程较铅大, 与污水区正处在地域性的盐化潮土分布区有关。

块金值与基台值之比  $C_0/(C_0+C_1)$  是反映区域化变量空间变异程度的重要指标, 在各向异性条件下, 土壤 Cd、Pb 由随机因素引起的空间异质性占总空间异质性的比重较大, 也就是它们的空间变异受随机因素的变异影响大, 两元素  $C_0/(C_0+C_1)$  的比值大小顺序为 Pb>Cd。

图 2 显示: 虽然 Cd、Pb 的空间结构均呈带状各向异性, 但分布方向却不同, 其中 Cd 沿 E-W 向分布, Pb 则呈 S-N 向分布。这是因为 Cd 属水迁性污染物, 而污水区内最大的排污渠道汾河及其干渠多为南北流向, 长期进行污水灌溉使得土壤中 Cd 的累积量沿东西方向随着距汾河及污灌引水口的远近而有规律变化。Pb 呈 S-N 向分布的原因包括以下三个方面: (1) 污灌区污水中 Pb 等标污染负荷大的几个污染源呈南北向分布, (2) 污灌区影响 Pb 累积的外源因子中大气降尘 (包括汽车尾气) 的贡献率较大 (47.49%), 灌区内西北风为主导风向且太汾、大运两条干线公路都为南北走向, (3) 污灌区内菜园土壤的 Pb 累积量最高<sup>[3]</sup> (平均 34.89 mg kg<sup>-1</sup>), 而菜园土的分布基本上是南北向分布。

### 2.3 土壤重金属铅镉的空间分布特征

为进一步准确而直观地描述污灌区土壤重金属 (Pb、Cd) 的空间分布与变化特征, 在所得半方差函数模型基础上, 采用 Kriging 内插法对未测点进行估值, 在此基础上绘制了铅、镉的三维立体图, 见图 3, 从图 3 中可看出土壤 Cd 含量高的区域主要分布在污灌区中部, Cd 含量 > 1 mg kg<sup>-1</sup> 的样点全部集中在这一区域, 最高值达 1.82 mg kg<sup>-1</sup>, 远高于相应土壤 Cd 背景值<sup>[9]</sup> (0.082 mg kg<sup>-1</sup>)。

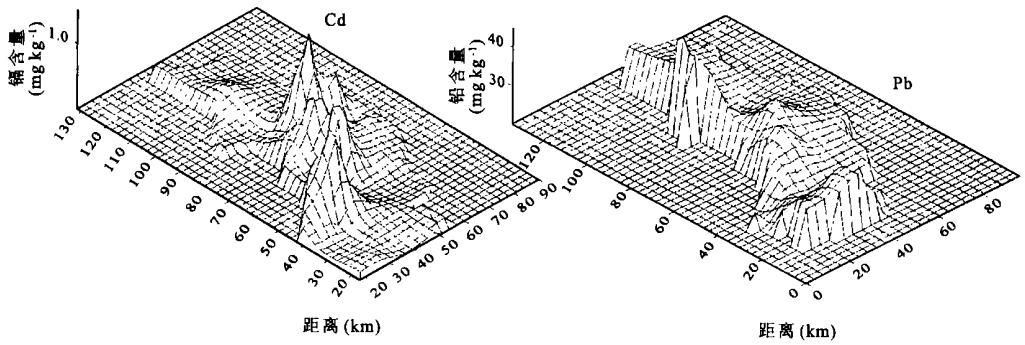


图3 土壤重金属镉、铅的三维立体图

镉的含量空间分布表现为在灌区中部偏西区域高,南北两边低。其中污灌区土壤镉含量多数在  $0.1 \text{ mg kg}^{-1}$  以上,Cd 高含量区既是污灌历史最长的区域,也是太原的老菜区,菜园土壤集中分布于此,菜园土富含有机质对镉元素有较强的螯合和吸附能力,从而使随污水进入土壤中的 Cd 易于累积在耕层土壤。另一方面土壤 Cd 的高含量区正处在汾河迎泽桥与小店桥两个断面控制区,且该区紧邻河西化工区排污管线和牛家营退水渠两条排污渠,所引污水水质是汾河太原段污染最严重的区段,污染指数在 13.76~42.93 之间。

土壤 Pb 含量的空间分布不同于 Cd,含量高的地方在污灌区的西北部。这是由于该区正是引太原钢铁公司退水渠和赵庄污水处理厂排出的污水进行灌溉,重金属 Pb 的污染分担率在该区域最高达 5.5%。就整个太原污灌区而言,土壤 Pb 含量除了直接受污灌水质影响外,太原作为全球大气污染最严重的城市,TSP(大气总悬浮微粒)与大气降尘对土壤 Pb 累积的贡献不容忽视,这是造成太原污灌区南部污水中 Pb 平均含量较低( $0.116 \text{ mg L}^{-1}$ )但土壤 Pb 累积量( $27.18 \text{ mg kg}^{-1}$ )却不低的原因。

### 3 结论

1. 污灌区耕层土壤重金属铅、镉累积量随着污灌时间的推移而呈增加趋势,Cd、Pb 的年累积增加量分别为  $0.023 \text{ mg kg}^{-1}$  和  $0.67 \text{ mg kg}^{-1}$ 。
2. 拟合结果显示 Pb、Cd 的半方差函数均为球状模型,其空间结构均呈典型的带状各向异性特征,其中 Cd 沿东西向分布,Pb 则呈南北向分布,它们的空间变异受随机因素的变异影响大。
3. 应用最优内插法估值绘制得到的土壤 Cd、Pb 三维立体图,可更直观地了解污灌区耕层土壤重金属铅、镉的空间分布特征,Cd 的空间分布在污灌区中部偏西区域高,Pb 含量高的区域分布在污灌区的西北部,这可为科学利用污水灌溉,控制土壤污染提供决策依据。

### 参考文献

1. 许嘉林,杨居荣. 陆地生态系统中的重金属. 北京:中国环境科学出版社,1996
2. 周慧珍,龚子同. 土壤空间变异性研究. 土壤学报,1996,33(3):232~241
3. 史海滨,陈亚新. 线性非平稳型农田土壤水分信息空间变异性及预测研究. 农业工程学报,1996,(3):77~82
4. 陈亚新,等. 盐溶质及其离子品位空间变异性的 Co-kriging 估计. 水利学报,1998,(6):35~40
5. 秦耀东,李保国. 应用析取克里格法估计区域地下水埋深分布. 水利学报,1998,(8):28~32
6. Laslett G M, McByatneg A B. Further comparison of spatial methods for predicting soil pH. Soil Sci. Soc. Am. J., 1990, 54: 1553~1558
7. 王学军,邓宝山,张泽浦. 北京东郊污灌区表层土壤微量元素的小尺度空间结构特征. 环境科学学报,1997,17(4):412~416
8. 张乃明,李保国,胡克林. 太原污灌区土壤重金属及盐分的空间变异特征. 环境科学学报,2001,21(3):348~353
9. 张乃明. 太原污灌区土壤重金属污染研究. 农业环境保护,1996,13(1):21~23