

山东淄博玉米产区土壤砷含量空间变异研究

赵玉杰^{1,2}, 师荣光^{1,2}, 白志鹏¹, 傅学起¹, 刘凤枝², 高怀友²

(1. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071; 2. 农业部环境监测总站, 天津 300191)

摘要: 采用地统计及地理信息(GIS)技术研究了山东省淄博玉米产区土壤砷含量空间变异性及其分布特点。淄博玉米产区土壤砷监测数据呈正偏态分布, 为实现数据集正态化及降低偏大值对预测结果的影响, 对原始数据集进行了自然对数变换。结果表明, 变换后数据集的经验半变异函数存在明显各向异性, 在北偏东 70°方向上变异性最弱。应用指数模型拟合经验半变异函数, 采用普通克里格法预测砷元素的空间分布状况。研究表明, 本区域土壤砷含量存在明显的空间异质性, 污水灌溉是引起土壤砷元素空间变异最主要的因素, 监测区内土壤 As 元素含量存在实际“亏损”状况。

关键词: 地统计; 克里格; 淄博; 空间变异; 玉米; 污灌

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)08-1676-06

Spatial Variability Analysis of Soil Arsenic in Zibo Maize Producing Area, Shandong Province

ZHAO Yur-jie^{1,2}, SHI Rong-guang^{1,2}, BAI Zhi-peng¹, FU Xue-qi¹, LIU Feng-zhi², GAO Hua-you²

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2. Agro-Environmental Monitoring Center, Ministry of Agriculture of the People's Republic of China, Tianjin 300191, China)

Abstract: Spatial variability and distribution of soil arsenic in Zibo maize producing area, Shandong Province were studied using geostatistics and geographic information system (GIS) techniques. Positive skewed distribution was observed; Logarithm transformation was applied in order to achieve normality in the data set and to reduce the affect of outliers. The results show that experimental semi-variogram exists distinct anisotropic and has the strongest continuity in the direction of northeastern 70°. Exponential model was used to fit experimental semi-variogram. Normal kriging was used to predict the spatial distribution of soil arsenic in Zibo maize producing area. It can be concluded that there is clear special heterogeneity in soil arsenic and wastewater irrigation is the main reason affected spatial variability. In fact, the concentrations of soil arsenic in Zibo maize producing area decrease in the pass 20 years.

Key words: geostatistics; kriging; Zibo; spatial variability; maize; wastewater irrigation

砷(As)是一种土壤中固有的、普遍存在的微量有毒元素,在土壤中的含量水平与食品安全和人体健康息息相关。因此砷在土壤中的含量、空间变异状况一直受到人们的关注。地统计学是以空间相关和变异函数为基本工具的一种数学地质方法,本方法可以揭示污染物的空间分布状态,是研究空间变异比较稳健的工具。自 20 世纪 50 年代地质统计学形成以来,各国科研工作者应用地质统计学研究土壤污染物的空间变异性取得了大量成果^[1~8]。本文在总结前人研究成果的基础上,采用地统计技术对淄博玉米产区土壤砷含量的空间变异性进行了分析,模拟了其空间分布状况,探讨了影响砷含量空间变异的主要因素。研究结果对于掌握淄博玉米产区土壤环境质量状况,优化农业生产布局,防止土壤环境质量恶化具有重要指导意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于淄博市临淄区、桓台县、东营市广饶县西南部及滨州市博兴县南部,东经 117°52′~118°7′,北纬 36°42′~37°13′之间,区内土壤类型主要为潮土和黄垆土。该区域是山东省重要的商品粮生产基地之一,同时又是山东省较发达的工业区,由于长期干旱缺水,区域内农田采用污水灌溉的情况时有发生。

1.2 样品采集

根据文献[9]的要求,研究区农田布局的情况及研究需要,原则上平均 130hm²左右布设 1 个采样点,具体代表其在整个田块的污染物分布,共布设监测点位 425 个,监测点位分布如图 1 所示。砷主要积累在土壤耕层,因此土壤样点采集时,用非金属采样器采集 0~20cm 耕作层土,各点采集的土壤在塑料

收稿日期: 2005-08-15; 修订日期: 2005-10-26

基金项目: 科技部重点技术标准研究项目(2002BA906A76); 国家科技攻关计划项目(2004BA608B-01-04)

作者简介: 赵玉杰(1976~),男,博士研究生,工程师,主要研究方向为地理信息系统, E-mail: yujiezha@126.com

布上混匀,用四分法缩分,取所需土样 2kg,装入取 样袋中,样点采用 GPS 定位,并记录经纬度坐标.

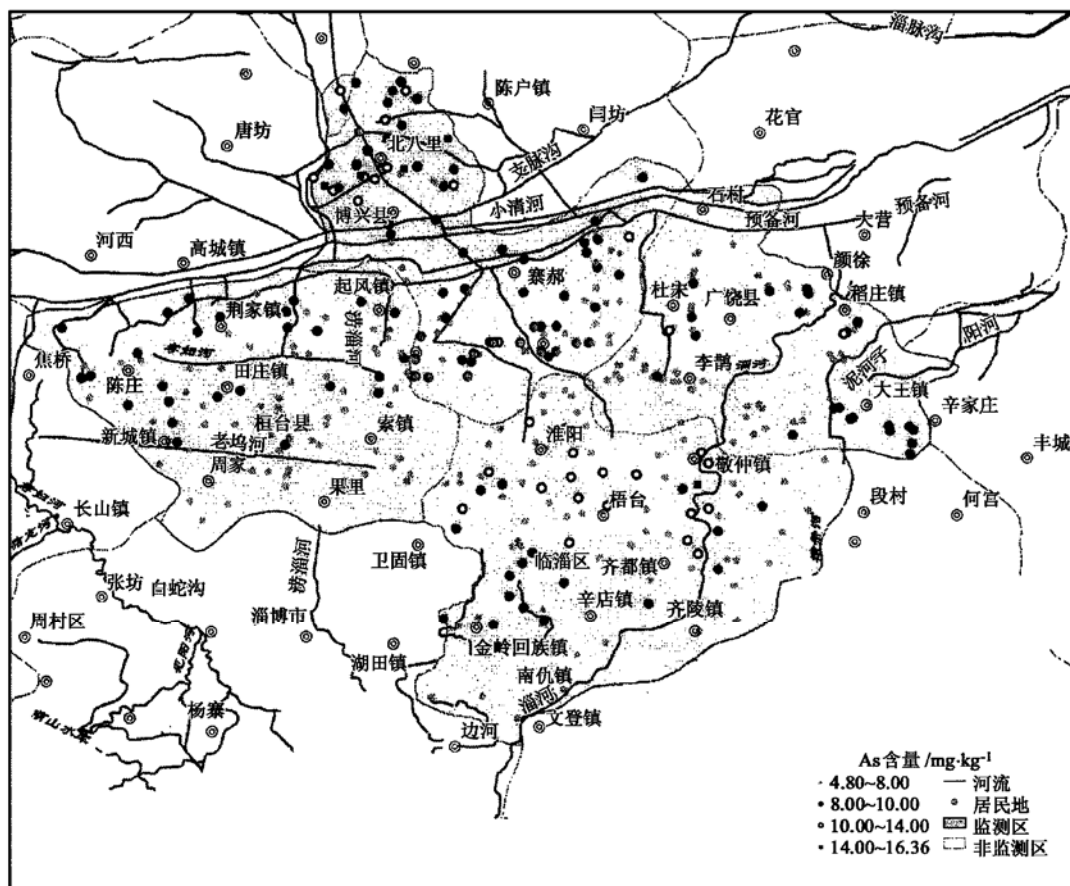


图 1 淄博玉米产区土壤监测点位分布

Fig. 1 Distribution map of soil monitoring point in Zibo maize producing area

1.3 样品处理和分析

采集的土壤样品在室温下自然风干后过 100 目筛,采用硝酸-盐酸(王水)消解^[10],原子荧光分光光度计法测定.分析过程中使用去离子水,实验室中使用的玻璃器皿在使用前均用稀硝酸溶液浸泡 24h 以上.样品分析测试过程中均采取严格的数据质量控制和质量保证措施.

1.4 数据处理与分析

原始数据处理及分析采用 SPSS (Version 13.0) 软件,Grubbs 检验法^[11]剔除异常离群数据,频率分布图检验数据分布状况,利用 ESRI 公司的 ArcMap (Version 8.2) 制图,GS+ (Version 7.0) 完成地统计分析.

1.5 地统计方法简介

地统计方法是建立在区域变异理论基础之上的,即地理位置越靠近的样点其相关性越强,样点距离越远,相关性越差.地统计方法采用半变异函数作为描述数据空间相关性的基本工具,实际应用中(如

计算土壤 As 的半变异函数)常采用公式(1)作为半变异函数的计算公式:

$$r(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

式(1)中 $r(h)$ 为半变异函数, $Z(x_i)$ 为第 i 个监测点的监测值, $Z(x_i + h)$ 为距 x_i 距离为 h 的监测点的监测值, $N(h)$ 表示步长落在距离为 h 内的监测点的对数.对于非均匀性采样而言,采样点的距离刚好等于步长距离 h 的概率很小,因此,分组距离 h 往往代表距离段^[12].

克里格法(Kriging)是建立在变异函数理论及结构分析基础上,根据待估样点(或待估块段)有限领域内若干已测定的样点数据,在考虑样点的形状、大小和空间相互位置关系,以及变异函数提供的结构信息之后,对待估样点值进行的一种线性无偏最优估计^[13].

普通克里格法是克里格方法中最常用的一种,本方法的模型为^[14]:

$$Z(x) = \mu + \varepsilon(x) \tag{2}$$

其中 x 代表监测点位置, $Z(x)$ 代表该点监测值, 它是空间相关性的常期望 μ 和随机误差 $\varepsilon(x)$ 的线性组合. 假设随机误差 $\varepsilon(x)$ 具有内蕴平稳性, 则预测模型可以表示为:

$$Z(\hat{x}_0) = \sum_i^n \lambda_i Z(x_i) \tag{3}$$

式(3)中 $Z(\hat{x}_0)$ 是 x_0 点的预测值, $Z(x_i)$ 是第 i 点的观测值, λ_i 是第 i 点的观测值的未知权系数. λ_i 不但与预测点的距离有关, 还取决于半变异函数及预测点周围的观测值的空间关系. 对于未知点而言, 为了保证预测模型是无偏估计, 权系数 λ_i 的和应等于 1, 在此条件下, 确保真值与预测值 $Z(\hat{x}_0)$ 之间的差尽可能小, 也即保证克里格方差最小, 以此为条件可解出克里格方程, 求得 $Z(\hat{x}_0)$ 的值.

2 结果与讨论

2.1 原始数据集描述性统计分析

普通克里格法是一种线性地统计方法, 本方法建立在原始数据集呈正态分布的基础之上, 但环境监测数据大多由于高值的影响而不能严格满足要求, 因此, 在实际应用中, 需对原始数据进行一定的变换, 使其符合或近似符合正态分布, 以提高模型预测精度^[12, 14].

表 1 为淄博玉米产区土壤 As 含量描述性统计分析结果, 图 2 为 As 含量频度分布图, 可见, 由于原始数据集中受较大监测值的影响, 使原始数据集呈正偏、尖顶峰偏态分布. 为提高克里格预测精度, 笔者将数据进行了以自然对数为底的变换, 变换结果如表 1 和图 2(B) 所示. 经变换后的数据符合普通克里格法对数据质量的要求^[15].

2.2 淄博玉米产区土壤 As 含量空间变异性分析

揭示空间变异因素的结构性是地统计方法的重要功能, 图 3 显示了淄博玉米产区土壤 As 含量的空间变异性, 由图 3 可见, 本区域土壤 As 元素的经验半变异函数存在明显的各向异性, 在北偏东 $54^{\circ} \sim 100^{\circ}$ 之间变异性很小, 表明在此区域范围内, 数据的连续性较好, 随机因素影响数据空间变异的作用很小, 地质因素如成土母质是影响其 As 监测值连续性的主要因素. 在其它方向上经验半变异函数值变异较快, 表明监测数据之间存在较强的空间自相关性, 图中直线指示在北偏东 70° 方向区域内 As 元素的空间变异性最弱, 因此选择此方向作为主轴建立半变异函数模型^[16].

表 1 淄博玉米监测区 As 元素描述性统计

Table 1 Descriptive parameters of As in the soil of Zibo maize producing area

统计指标	砷	砷(ln 变换)
有效数据量/个	421	421
平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	8.40	2.09
中值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	7.76	2.05
标准差	2.43	0.26
方差	5.91	0.07
偏度	1.54	0.91
峰度	2.06	0.49
最小值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	4.80	1.57
最大值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	16.36	2.80
百分位		
25%	6.81	1.92
50%	7.76	2.05
75%	9.24	2.20
90%	12.47	2.52

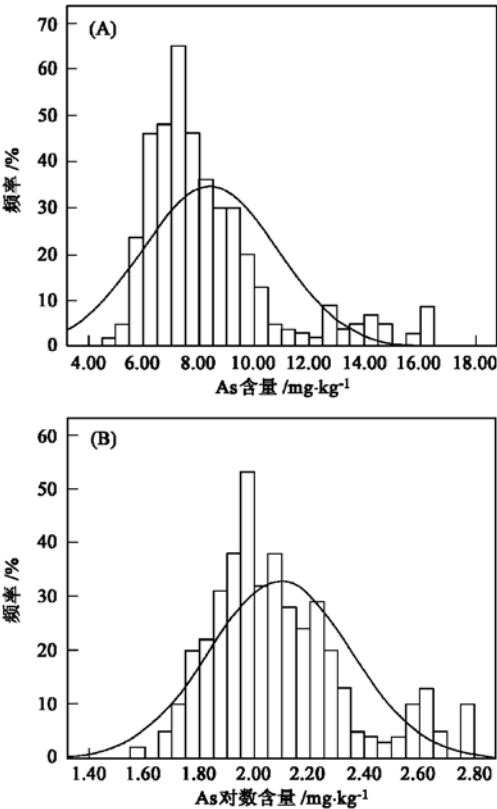


图 2 淄博玉米产区土壤 As 含量(A)及其自然对数转换含量(B)频率分布图

Fig. 2 Histogram of original and transformed concentrations of As in the soil of Zibo maize producing area

分别采用线性模型、球形模型、指数模型、高斯模型拟合经验半变异函数, 各回归模型显著性检验结果如表 2 所示. 残差平方和的值是模型精度的重要参数, 残差平方和越小, 说明实际观测值与回归线靠的越近, 拟合曲线与实际配合的越好. 决定系数是

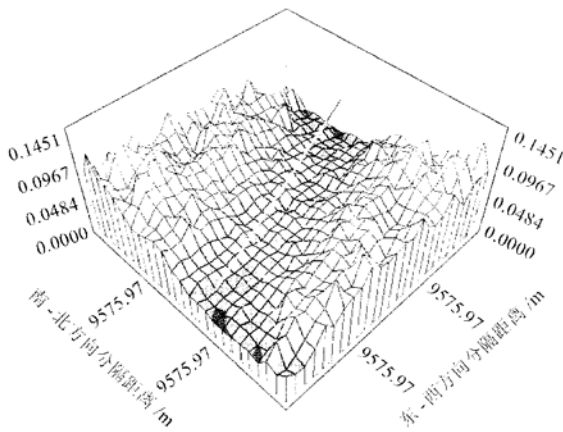


图 3 淄博玉米产区土壤 As 元素空间变异 3 维立体图
Fig. 3 Three dimensions special variability map of As in the soil of Zibo maize producing area

回归平方和占总平方和的百分比,也可以用以判断曲线回归模型的好坏,回归系数越大,该回归模型配合的理论曲线的精度越高.但在地统计模型中,用残差平方和评估模型的精度要比决定系数更加灵敏^[16].因此,综合各模型的检验结果,本文选择指数模型作为经验半变异函数的拟合模型.

表 2 经验半变异函数拟合显著性检验结果

Table 2 Fitting marked test results of experience semivariogram model

模型名称	残差平方和	决定系数 (R^2)
线性模型	0.010 6	0.846 ^{* 1)}
球形模型	0.011 7	0.841 [*]
指数模型	0.010 3	0.845 [*]
高斯模型	0.010 7	0.851 [*]

1) * 表示模型拟合结果在 $p < 0.05$ 水平达极显著.

表 3 淄博玉米产区土壤 As 元素半变异函数拟合模型参数

Table 3 Semivariogram model parameter of As in the soil of Zibo maize producing area

模型	最大活动 变程/m	有效变 程/m	块金值 (C_0)	基台值 (Sill)	拱高 (C)	各向异性比值	$C/(C_0 + C)$	决定系数 (R^2)	残差平方和
指数	28 000	44 070	0.026	0.112	0.086	2.60	0.768	0.845	0.010 3

2.3 淄博玉米产区土壤 As 含量空间分布预测

采用普通克里格法对淄博玉米产区土壤 As 含量空间分布状况进行预测,结果如图 5 所示:淄博玉米产区土壤 As 含量存在明显的区域分异规律,监测区域中部土壤 As 含量较低,向南、北方向逐步增加,其中博兴县城以北区域 As 含量最高,小清河灌区、淄博市淮阳、梧台、齐都镇等区域土壤 As 含量也较高.

采用交叉验证法对预测结果的准确性进行检

图 4 是指数模型拟合经验半变异函数的结果图,可见,淄博玉米产区土壤 As 元素在北偏东 70° 范围内(容限为 22.5°) 变异性最小,在 160° 范围内(容限为 22.5°) 变异性最强,且距离约 18km 内监测数据的变异性一直在增加,当大于 18km 后出现降低后又增加现象,表现出一定的孔穴效应,Webster 认为,当 $r(h)$ 周期性变化的振幅不大时,可以用线性平稳函数模型替代孔穴效应模型^[17],因此,本文采用指数模型拟合经验半变异函数可以满足实际需要.

表 3 为指数模型的拟合参数,淄博玉米产区土壤 As 的有效变程为 44km,平均每 130hm^2 采集 1 个土壤样点能满足结果分析精度要求.变异函数块金效应的值较小($C_0 = 0.026$),表明样品采集、结果分析的精度较高.拱高与基台值的比值为 0.768,说明淄博玉米产区土壤 As 元素的空间连续性较强,其空间变异受随机因素影响较小.

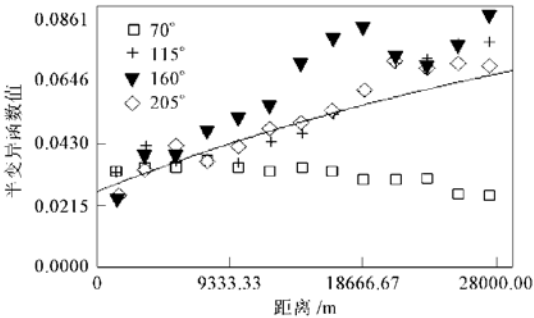


图 4 淄博玉米产区土壤 As 元素经验半变异函数模型拟合
Fig. 4 Experience semivariogram fitting model of As in the soil of Zibo maize producing area

验^[12],结果如图 6 所示,图 6(A) 为交叉验证图,可见,实际监测值与预测值之间存在较好的线性关系,达到极显著水平(决定系数 $R^2 = 0.33^{*}$).图 6(B) 为 As 元素含量预测标准差分布图,除边缘部分预测误差较大外,其余部分误差较小,说明预测结果符合实际情况.

2.4 淄博玉米产区土壤 As 元素空间变异影响因素分析

本研究中由于采样区地势平坦,土壤质地也比

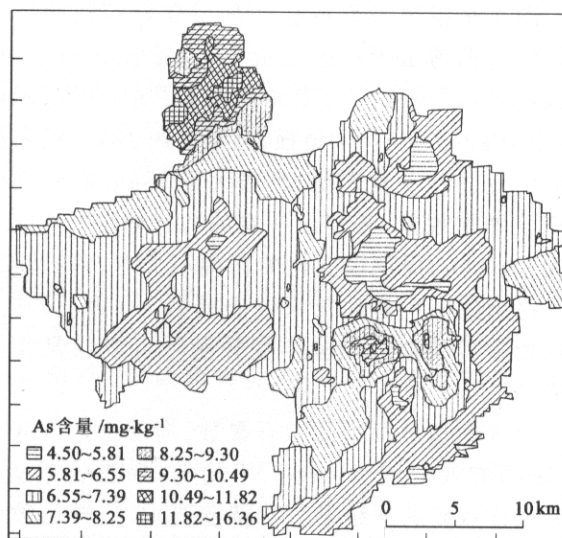


图 5 山东省淄博玉米产区土壤 As 含量分布图

Fig. 5 Distribution of As concentrations in the soil of Zibo maize producing area

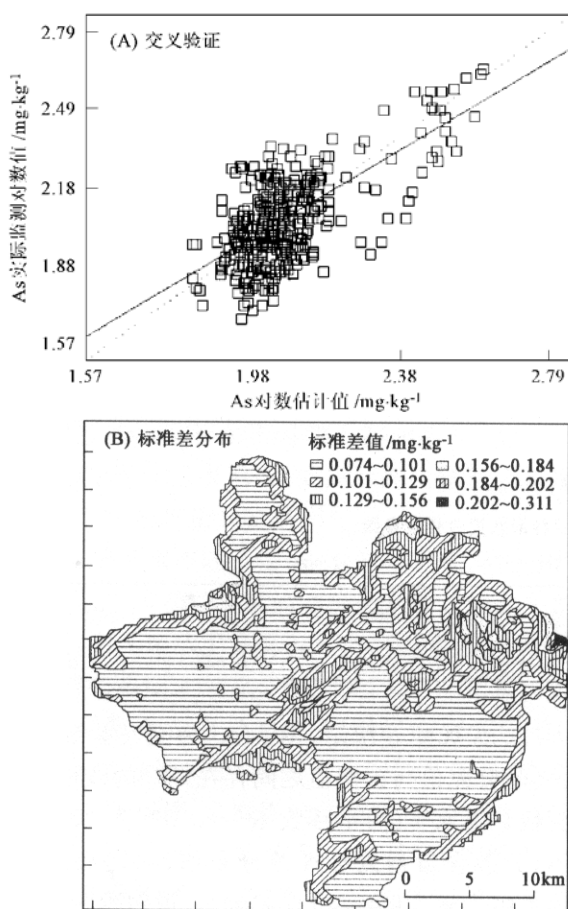


图 6 山东省淄博玉米产区土壤 As 含量预测结果交叉验证(A)及克里格标准差分布(B)

Fig. 6 Results of cross validation and Kriging standard deviation of As in the soil of Zibo maize producing area

较均一,因此微域地形对砷空间变异的影响较小,可以忽略.研究结果表明,As 元素含量较高的区域主要集中于 2 个子区,一是小清河流域,小清河主要水源为济南洙泉、黄河渗水和降水,流经济南、滨州、淄博、东营、潍坊等 5 地市,于寿光市羊角沟入莱州湾.小清河枯水径流主要为污水和引黄灌溉水,其中污水占总径流量的 70%,小清河主要污染源为上游济南、淄博、滨州等地市的工业废水和生活污水,近年来由于小清河拓宽工程实施,小清河水质有所改善,但由于该河纳污量大,缺乏新鲜水源,小清河水质污染仍然十分严重.博兴县玉米产区就是引用小清河污水进行灌溉的,因此,本监测区土壤 As 含量就较其它区域偏高.第二个 As 元素含量较高的区域为淄博市临淄区,监测区离淄博市较近,且境内无较大河流补充外来水源,采用污水灌溉农田也是本区域土壤 As 元素含量偏高的主要因素.可见,灌溉水中的砷是高含量区土壤砷的主要来源,研究区土壤砷含量空间变异主要由污水灌溉引起的,高砷斑形成的大小和位置则与污水灌溉方式和灌溉口的空间分布有直接关系.

2.5 淄博玉米产区土壤 As 元素背景值变化情况

“六五”、“七五”期间我国对黄河下游地区土壤 As 元素的背景值进行了调查,并出版了相关专著.买永彬等^[18]人的研究表明,黄河下游土壤 As 元素含量介于 7.94~19.37 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,背景值为 $(12.94 \pm 1.21) \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而郑春江等人的研究表明,淄博、滨州一带土壤 As 含量在 9.6~13.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间^[19].在本研究中,作者在计算淄博玉米产区土壤背景值时除去了污灌区内的数据,共获得 386 个有效数据,由于数据呈对数正态分布,因此采用几何平均值及几何标准差表示区域背景值,经计算得本区域内土壤 As 元素的背景值为 $(7.76 \pm 1.23) \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.以上 3 次监测时间分别是 1980 年,1988 年及 2004 年,可见,本区域内土壤 As 元素处于“亏损”状况,这可能是由于作物吸收土壤 As 的量大于其它因素“施入”土壤 As 的量造成的.

3 结论

(1) 采用地统计方法研究了山东省淄博玉米产区土壤 As 元素的空间变异性,经验半变异函数的结构分析结果表明,本区域内土壤 As 元素存在明显各向异性,在北偏东 70° 范围内变异性较弱,而在西北-东南方向变异性较强.

(2) 通过拟合模型比较,采用指数模型拟合半变

异函数,并用普通克里格法预测了监测区内土壤 As 元素含量的空间分布,结果显示淄博玉米产区土壤 As 元素含量存在明显的区域分异规律,交叉验证方法证明预测结果与实际监测情况相符合。

(3)污水灌溉是引起本区土壤 As 元素空间变异的最主要因素,通过对历史数据分析可知,淄博玉米产区土壤 As 元素含量处于实际“亏损”状况。

参考文献:

- [1] 赵永存,汪景宽,王铁宇,等. 吉林公主岭土壤中砷、铬和锌含量的空间变异性及分布规律研究[J]. 土壤通报, 2002, **33** (5): 372~ 376.
- [2] Einax J W, Soldt U. Geostatistical and multivariate statistical methods for the assessment of polluted soils: merits and limitations [J]. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 1999, **46**: 79~ 91.
- [3] Atteia O, Dubois J P, Webster R. Geostatistical analysis of soil contamination in the Swiss Jural II. Environmental Pollution, 1994, **86**: 315~ 327.
- [4] Christian Walter, Alex B McBratney, *et al.* Spatial point-process statistics: concepts and application to the analysis of lead contamination in urban soil[J]. Environmetrics, 2005, **16**: 339~ 355.
- [5] Inácio M M, Pereira V, Pinto M S. Mercury contamination in sandy soils surrounding an industrial emission source (Estarreja, Portugal) [J]. Geoderma, 1998, **85**(4): 325~ 339.
- [6] 郑袁明,陈同斌,陈煌,等. 北京市近郊区土壤镍的空间结果及分布特征[J]. 地理科学, 2003, **58**(3): 470~ 476.
- [7] 张及明,李保国,胡克林. 污水灌区耕层土壤中铅、镉的空间变异特征[J]. 土壤学报, 2003, **40**(1): 151~ 154.
- [8] 汪景宽,赵永存,张旭东,等. 海伦县土壤重金属含量的空间变异性研究[J]. 土壤通报, 2003, **34**(5): 398~ 403.
- [9] NY/T395-2000, 农田土壤环境质量监测技术规范[S].
- [10] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges and soils (revision 2) [S]. USEPA, 1996.
- [11] 陈同斌,郑袁明,陈煌,等. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究[J]. 环境科学, 2004, **25**(1): 117~ 122.
- [12] McGrath D. Geostatistical analysis and hazard assessment on soil lead in silvermines area, Ireland [J]. Environmental Pollution, 2004, **127**: 239~ 248.
- [13] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 1999. 102~ 103.
- [14] Jill McCoy, Kevin Johnston. Using ArcGIS Geostatistical Analyst[M]. USA: ESRI. 2001. 54~ 55.
- [15] D9522-96, Standard Guide for Analysis of Spatial Variation in Geostatistical Site Investigations[S].
- [16] GS⁺ User's Guide Version 7 [M]. USA: Gamma Design Software, 2004. 76~ 81.
- [17] Webster R. Quantitative spatial analysis of soil in the field[J]. Advance in Soil Science, 1985, **3**: 1~ 70.
- [18] 买永彬,顾方乔. 农业环境背景值研究[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1993. 139~ 148.
- [19] 郑春江. 中华人民共和国土壤环境背景值图集[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1994. 106~ 109.