

浙北环太湖平原耕地土壤重金属的空间变异特征及其风险评价研究*

施加春¹ 刘杏梅¹ 于春兰² 朱海平³ 赵科理¹ 吴建军¹ 徐建明^{1†}

(1 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310029) (2 长兴县农业局, 浙江长兴 313100) (3 浙江省农业厅土肥站, 杭州 310020)

摘要 研究了浙北环太湖平原 10 个区县市耕地土壤 Hg、Cd、Cr、Pb、Cu、As 六种重金属的空间变异特征及其环境风险。结果表明, 土壤 Hg 和 Cd 含量在总体分布上显现出较强的各区县市空间异质性, 且这种变异更多与外界人为因素的影响密切相关。鉴于 Hg 在研究区域超标率高达 10.34%, 为该区土壤环境质量的主要限制因子, 对土壤 Hg 用超过国家规定的土壤环境质量二级标准 (0.3 mg kg^{-1}) 的离析克里格法 (Disjunctive kriging) 进行了风险评价, 结果表明超标区域主要集中在各区县市的城镇和工矿企业周边, 说明其与人为活动造成的大量大气粉尘、工业固废和城市垃圾的长期累积密切相关。研究认为在加快城市化和工业、农业现代化的同时, 还应该考虑土壤污染与农产品质量、生态安全和人体健康的关系。

关键词 土壤重金属; 空间变异; 风险评价; 地统计分析; 离析克里格法

中图分类号 S143.92; X131.3

文献标识码 A

我国是耕地资源极其匮乏的国家, 近年来其数量又在不断减少, 另一方面, 随着工农业生产的发展, 耕地土壤环境污染问题越来越突出, 特别是耕地土壤重金属和农药等有机物污染尤为突出, 并已成为限制农业可持续发展的重大障碍。目前我国受镉、砷、铬、铅等重金属污染的耕地面积近 2 000 万 hm^2 , 约占耕地总面积的 1/5, 其中工业“三废”污染耕地 1 000 万 hm^2 ^[1]。在珠江三角洲农业土壤中, 所有重金属元素的含量均有超标现象, 其中以 Hg、Cd 和 Zn 的超标率较高^[2]。长江三角洲部分地区的土壤也正遭受严重污染, 其中重金属、持久性有机污染物等有毒物质的污染已恶果初显^[3]。江苏、浙江、合肥、大连 4 省(市) 典型地区土壤污染情况则更为突出^[4]。浙北环太湖平原作为中国工业最为集中、经济最为发达的地区之一, 已被列为土壤污染监控的重点。近年来, 因农产品质量不合格导致该地区经济蒙受重大损失的事件时有发生, 因此非常有必要系统地开展该地区土壤污染情况的深入调研。有鉴于此, 本文以浙北环太湖平原耕地土壤为例, 开展了区域内土壤重金属污染的空间变异特征及风险评价的研究, 旨在为保护耕地资源、保障食品安全和人体健康以及制

定耕地土壤污染控制措施提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于浙江省北部地区, 包括湖州市和嘉兴市, 北临太湖和江苏省, 东接苏州和上海, 西部及南部分别与安徽省、杭州市接壤, 辖有长兴、吴兴、南浔、德清、南湖、秀洲、嘉善、桐乡、海宁、海盐共 10 个区市县(图 1), 总面积 7 327 km^2 , 共有耕地面积 28.78 万 hm^2 , 土壤类型以水稻土为主。研究区土壤 pH 的范围为 3.56~8.50, 平均值 6.08; 有机质的范围为 1.18~84.13 g kg^{-1} , 平均值 29.86 g kg^{-1} ; 全氮的范围为 0.07~3.85 g kg^{-1} , 平均值 1.41 g kg^{-1} ; 速效磷的范围为 0.05~654.7 mg kg^{-1} , 平均值 24.27 mg kg^{-1} ; 速效钾的范围为 15.00~1 165 mg kg^{-1} , 平均值 106.6 mg kg^{-1} ; CEC 的范围为 3.67~79.13 cmol kg^{-1} , 平均值 16.06 cmol kg^{-1} 。该区自然条件优越, 工农业生产水平较高, 除了长兴西部、吴兴西南角和德清西部有少量低山丘陵外, 其余均为水网平原, 素有“鱼米之乡、丝绸之路”之称, 是重要的粮油渔桑基地^[5,6]。

* 国家重点基础研究发展规划项目(2005CB121104)、浙江省科技项目(2005E10004)和国家自然科学基金项目(40601051)共同资助

† 通讯作者, E-mail: jmxu@zju.edu.cn; Tel: 0571-86971955; Fax: 0571-86971955

作者简介: 施加春(1976~), 男, 博士, 主要研究方向为地理信息系统与遥感技术

收稿日期: 2006-06-28; 收到修改稿日期: 2007-04-30



图1 研究区位置图

Fig.1 Location of the study area

1.2 样品采集与室内分析

考虑到采样分布的均匀性,根据土壤类型不同,共布设 2 631 个采样点(图 2)。各采样点均经 GPS 准确定位,采样深度 0~20 cm。采集的样品风干后,研磨,分别过 10 目、60 目和 100 目筛备用。土壤理化性状分析参照常规方法进行^[7],测定了土壤 pH、全氮、有机质、速效磷、速效钾。重金属全量采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$ 消化法测定,消化提取液经 ICP-MS (美国热电公司) 测定 Cd、Cr、Pb 和 Cu 含量,采用 AFS (中国科学院地球物理地球化学勘查研究所) 测定 As、Hg 含量。

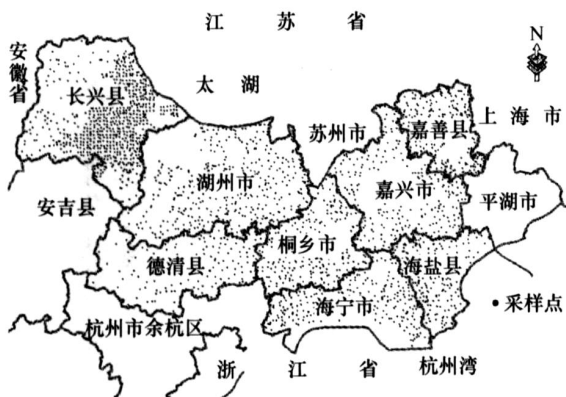


图2 研究区采样点位分布图

Fig.2 Distribution of sampling points

1.3 空间插值分析

空间插值是空间数据分析的常用方法之一,而克里格法是最常用的空间插值方法之一,该方法实质上是利用区域化变量的原始数据和半变异函数的结构特点,对未采样点的区域化变量的取值进行线

性无偏最优估计的一种方法^[8~10]。本研究是在数据经过正态分布检验,应用半方差分析软件 GS+7.0 软件(Gamma Design Software Co., USA) 进行半方差分析后,采用软件 ArcGIS 8.3 中 Geostatistical Analyst (地统计分析) 模块,用普通克里格法对研究区中土壤重金属含量进行最优、无偏空间插值,同时采用离析克里格法(Disjunctive kriging) 进行风险评价,阈值依据国家规定的土壤环境质量二级标准。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属变异概况

浙北环太湖平原各区县市土壤重金属含量的描述统计分析结果见表 1。从各区县市情况看,Hg 的变异性最大,CV 平均 0.68,最高在海盐,达到 1.05,最低在德清,也有 0.44,其变异程度顺序为:海盐 > 桐乡 > 南浔 > 长兴 > 秀洲 > 南湖 > 海宁 > 吴兴 > 嘉善 > 德清;Cd 在各县市间的变异情况也比较突出,CV 平均达到 0.38,尤其在海盐、长兴、南湖等地显现较高变异性;比较而言,As、Cu、Pb 和 Cr 的变异相对较小,其中 Cr 最小,平均仅 0.15。六种重金属的平均变异程度顺序为: $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{As} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr}$ 。Hg 和 Cd 的含量显现出较大的空间异质特征,明显不同于其余四种重金属。由于研究区域内各区市县土壤地形地貌、母质类型、利用方式等没有太大的差异,因而认为 Hg 和 Cd 在总体分布上的空间异质性与外界人为因素的影响密切相关。

2.2 土壤重金属的空间分布特征

土壤重金属污染的空间变异通过半方差函数来描述,半方差函数反映了不同距离的观测值之间的变化^[11,12]。表 2 是反映土壤中不同重金属含量的半方差函数理论模型及其相关参数。就块基比(从结构性因素的角度来看,块基比可表示系统变量的空间相关性程度^[13])而言,As 和 Pb 远小于 25%,表现出极强的空间相关性,而 Hg、Cd、Cu 和 Cr 介于 25%与 75%之间,说明此四种元素在研究区土壤中的含量仅中等空间相关;另外从块基比(从随机性因素的角度来看,由人为随机因素引起的空间变异性占系统总变异的比^[13])而言,特别就 Cd 和 Hg 而言,块基比最大,说明受人为因素的影响更为突出^[13~16],此外,土壤中 Cu 和 Cr 两种重金属的变程较大而块基比较小,表明该研究区内土壤 Cu 和 Cr 的含量受土壤母质等结构性因素的影响较大,而受随机的人为因素的影响较小。

表1 浙江环太湖平原各市区县土壤重金属的描述性统计

| 地区 Region | 地名 County | 样品数 Sample No. | As | | | Cr | | | Hg | | | Cd | | | Cu | | | Pb | | |
|----------------|-----------------|-------------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|
| | | | 范围 Range | 平均值 Mean | 变异系数 CV | 范围 Range | 平均值 Mean | 变异系数 CV | 范围 Range | 平均值 Mean | 变异系数 CV | 范围 Range | 平均值 Mean | 变异系数 CV | 范围 Range | 平均值 Mean | 变异系数 CV | 范围 Range | 平均值 Mean | 变异系数 CV |
| 湖州市 Huzhou | 吴兴 Wuxing | 201 | 2.30~16.30 | 7.49 | 0.32 | 15.40~139.4 | 60.10 | 0.30 | 0.04~0.87 | 0.21 | 0.54 | 0.07~0.46 | 0.18 | 0.29 | 9.70~57.20 | 23.13 | 0.28 | 19.00~62.00 | 33.84 | 0.21 |
| | | 231 | 0.60~10.30 | 6.21 | 0.20 | 50.00~196.0 | 74.99 | 0.18 | 0.03~2.48 | 0.27 | 0.83 | 0.07~0.42 | 0.17 | 0.24 | 15.50~57.80 | 26.52 | 0.19 | 18.20~55.50 | 32.93 | 0.17 |
| 嘉兴市 Jiaxing | 南湖 Nanhu | 665 | 2.12~34.27 | 8.21 | 0.34 | 31.00~121.0 | 66.98 | 0.23 | 0.03~1.50 | 0.16 | 0.72 | 0.02~1.85 | 0.19 | 0.55 | 10.70~48.00 | 23.83 | 0.23 | 16.10~183.5 | 33.32 | 0.30 |
| | | 170 | 0.95~37.32 | 7.46 | 0.45 | 17.00~103.0 | 74.05 | 0.23 | 0.04~0.62 | 0.14 | 0.44 | 0.04~0.37 | 0.14 | 0.31 | 12.21~47.87 | 26.53 | 0.24 | 18.30~42.40 | 29.51 | 0.15 |
| 嘉兴市 Jiaxing | 海盐 Haiyan | 312 | 3.44~15.28 | 8.15 | 0.28 | 50.71~197.1 | 76.42 | 0.18 | 0.03~0.77 | 0.17 | 0.61 | 0.04~0.29 | 0.13 | 0.31 | 15.30~78.40 | 27.99 | 0.27 | 17.40~81.20 | 29.60 | 0.18 |
| | | 208 | 3.90~11.40 | 7.82 | 0.16 | 59.00~105.0 | 83.35 | 0.09 | 0.03~2.49 | 0.18 | 1.05 | 0.09~1.15 | 0.18 | 0.57 | 20.00~61.00 | 34.20 | 0.18 | 19.00~50.00 | 31.13 | 0.10 |
| 嘉兴市 Jiaxing | 嘉善 Jiasan | 302 | 4.80~13.10 | 8.11 | 0.15 | 67.70~125.9 | 82.88 | 0.07 | 0.04~1.36 | 0.24 | 0.45 | 0.06~1.40 | 0.19 | 0.46 | 22.50~85.10 | 33.91 | 0.23 | 25.00~44.60 | 33.02 | 0.09 |
| | | 130 | 2.20~10.40 | 7.70 | 0.15 | 78.00~102.0 | 88.95 | 0.05 | 0.07~1.27 | 0.23 | 0.62 | 0.09~0.65 | 0.18 | 0.47 | 20.90~77.60 | 35.46 | 0.26 | 16.00~32.00 | 23.46 | 0.15 |
| 嘉兴市 Jiaxing | 桐乡 Tongxiang | 261 | 4.38~10.95 | 7.28 | 0.17 | 56.40~126.0 | 80.97 | 0.09 | 0.04~2.43 | 0.22 | 0.87 | 0.07~0.78 | 0.16 | 0.41 | 19.50~70.29 | 30.64 | 0.19 | 21.47~51.40 | 31.83 | 0.16 |
| | | 151 | 4.50~13.90 | 8.61 | 0.19 | 60.00~109.0 | 86.05 | 0.08 | 0.01~0.86 | 0.21 | 0.64 | 0.09~0.30 | 0.16 | 0.24 | 16.00~58.00 | 31.16 | 0.17 | 23.00~47.00 | 31.44 | 0.15 |

表 2 土壤重金属含量的半方差函数理论模型及其相关参数

Table 2 Theoretical semivariogram models for heavy metals in the studied area and their corresponding parameters

| 土壤重金属 Heavy metals | 理论模型 Theory model | 块金常数 Nugget C_0 | 基台值 Sill $C + C_0$ | 块基比 Nug/ Sill ratio $C_0 / C + C_0$ | 变程 Range (km) | 决定系数 Determinative coefficient R^2 | 分布类型 Distribution |
|-----------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|---|---------------------|--|----------------------|
| Hg | 球状模型 Spherical model | 0.153 | 0.306 | 0.498 | 26.30 | 0.970 | 对数正态 Log-normal |
| Cd | 线性模型 Linear model | 0.081 | 0.108 | 0.750 | 70.98 | 0.859 | 对数正态 Log-normal |
| Pb | 指数模型 Exponential model | 0.003 | 0.030 | 0.095 | 34.20 | 0.749 | 正态 Normal |
| Cr | 指数模型 Exponential model | 114.1 | 379.1 | 0.301 | 1606 | 0.875 | 正态 Normal |
| Cu | 球状模型 Spherical model | 25.70 | 78.51 | 0.327 | 205.2 | 0.912 | 正态 Normal |
| As | 指数模型 Exponential model | 0.430 | 3.791 | 0.113 | 35.10 | 0.891 | 正态 Normal |

同时,由表 2 可知,研究调查的六种重金属元素,除 Pb 的半方差函数理论模型拟合的决定系数较小($R^2 = 0.749$)外,其余重金属的半方差函数模型拟合度均达到 0.85 以上,说明半方差函数模型的选取基本符合要求。另外依据数据符合正态分布与有空间相关性是进行空间插值的基本前提,通过对数据进行正态分布检验,认为数据是符合正态分布或对数正态分布,另外通过土壤重金属含量的空间变异函数的计算和模型模拟结果表明,土壤重金属含量的空间分布具有空间相关性,同时也能用模型来较好的拟合实验变异函数,可以证明所做的结果是可靠的。因此,继续对土壤重金属含量进行空间插值,分析结果示于图 3。从图 3 可知,Hg 含量超过 0.3 mg kg^{-1} (《国家土壤环境质量标准》(GB15618-1995)二级标准)的区域主要分布在长兴雒城附近、南浔东部、桐乡西南角大麻镇附近和南湖北部附近,超标率高达 10.34%,说明土壤重金属 Hg 的污染较为普遍,且污染程度在不同区域间存在明显差异,应引起高度的重视。土壤 Cd 含量超过 0.3 mg kg^{-1} 的区域主要分布在长兴煤山镇附近和李家巷一带、及嘉善的少量区域,超标率达 2.74%。其他土壤重金属尽管未超标,但其在分布上仍存在地区间的规律性,例如 Cu 和 Cr,嘉兴地区明显高于湖州地区,而 Pb 的情况则刚好相反。

2.3 土壤 Hg 的环境风险评价

基于上述研究结果,发现研究区内 Hg 含量的

超标率高达 10.34%,已成为严重影响该区域土壤环境质量的主要因子,因此进一步对土壤 Hg 用超过国家规定的土壤环境质量二级标准(0.3 mg kg^{-1})的离析克里格法进行了风险评价研究。

离析克里格法是一种获取测量的指示变量高于某一预设容许水平的条件概率的方法^[17]。本研究采用此法对土壤 Hg 进行风险评价,阈值依据国家规定的土壤环境质量二级标准(0.3 mg kg^{-1})。土壤 $\text{Hg} > 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ 的风险评价等值线图示于图 4,以 TM 遥感影像图为底图。图 4 中,遥感影像上紫红色区域主要为城镇和工矿企业聚集区。因此,依据图 4 可以推断:土壤 Hg 的风险高低与城镇和工矿企业的分布相关性较好,例如长兴的高 Hg 风险区主要分布在雒城镇和工业开发区(包括华能电厂)周边,风险性呈辐射状向外慢慢降低。又如嘉兴和湖州高 Hg 风险区也均在城镇的周边,呈同心圆状向外辐射逐渐减少。这与前述相关空间分布特征分析所得 Hg 受人为因素影响较大的研究结果能较好地吻合。王文兴和邹海明等研究曾提出,大气 Hg 沉降是土壤 Hg 污染的主要来源^[18,19]。土壤 Hg 含量与大气 Hg 浓度的相关系数为 0.741,可见大气 Hg 含量对土壤 Hg 污染的贡献较大。同时,宏观尺度的研究表明,由于 Hg 具有独特的大气远距离传输特性,被公认为全球性的污染物。据估计,全球地表释放到大气的总 Hg 量约为 $6000 \sim 7500 \text{ t a}^{-1}$,其中 50% ~

75%以上源于人为活动。散发到大气中的 Hg 经过一定距离的传输,大约有 93.7% 回降于陆地,其中土壤库是大气 Hg 的最大受体。此外,实验室微观尺度上的室内模拟实验结果也表明,大气 Hg 可直接沉降于土壤并被其吸附而积累,也可通过植物吸收向土壤中传输。大气 Hg 污染较重的燃煤火电厂、Hg 矿冶炼厂、联碱厂和温度计厂附近土壤、植物系统 Hg 含量明显高于对照,且大气中的 Hg 通过干

湿沉降进入土壤环境后,由于土壤中的黏土矿物和有机物的吸附作用,使绝大部分 Hg 迅速被土壤吸持或固定,富集于土壤表层,造成土壤 Hg 含量增加^[20~25]。因此,根据本研究的分析结果,我们认为,由于燃煤人为造成大量的粉尘、产生大量 Hg 的挥发,最终以大气沉降的形式污染土壤,长此以往造成土壤中 Hg 的大量累积;另外也不排除大量工业废弃物和城镇生活垃圾的影响^[26~29]。

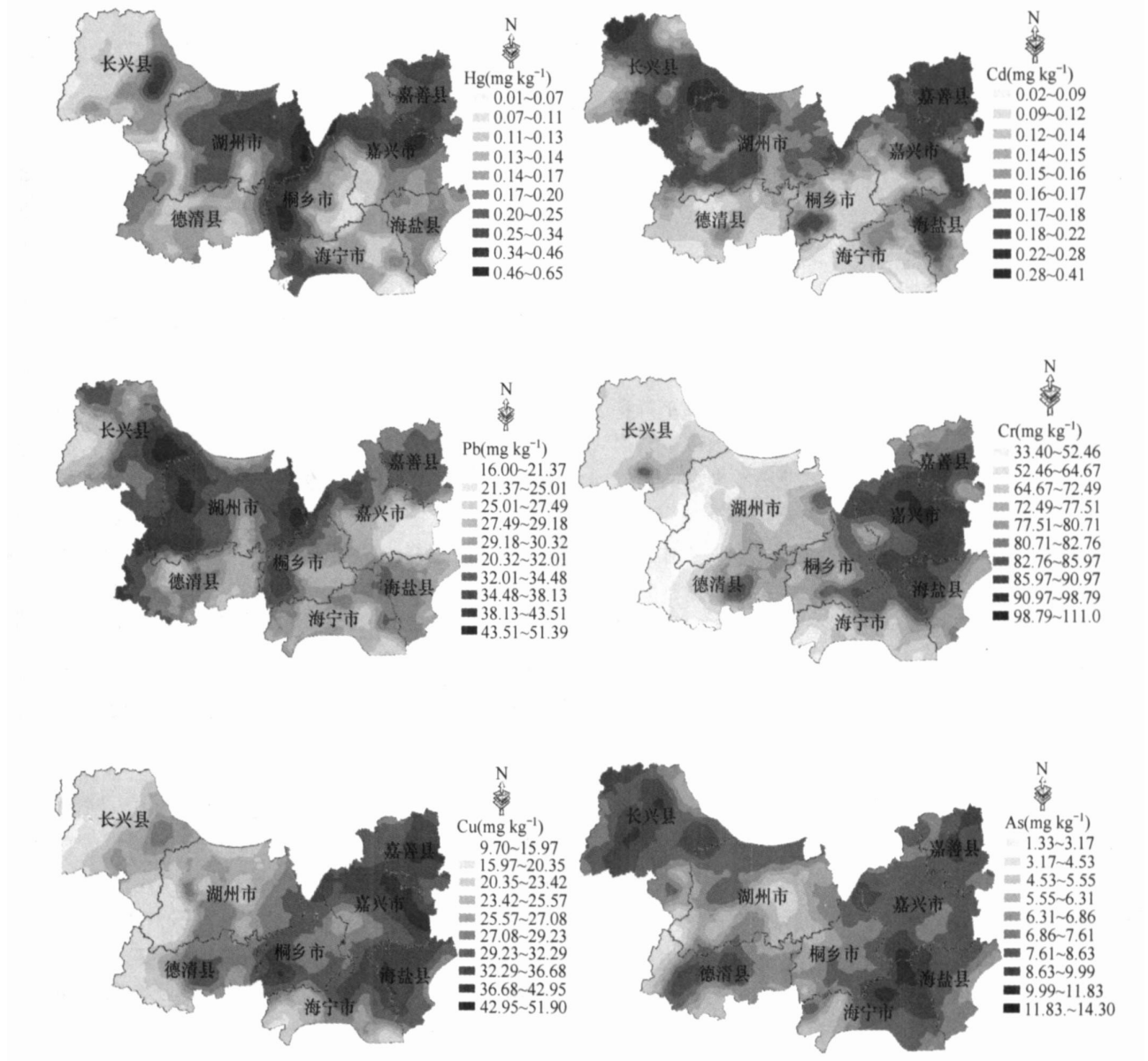


图3 土壤重金属含量空间分布图

Fig. 3 Spatial variability of soil heavy metals in the study area

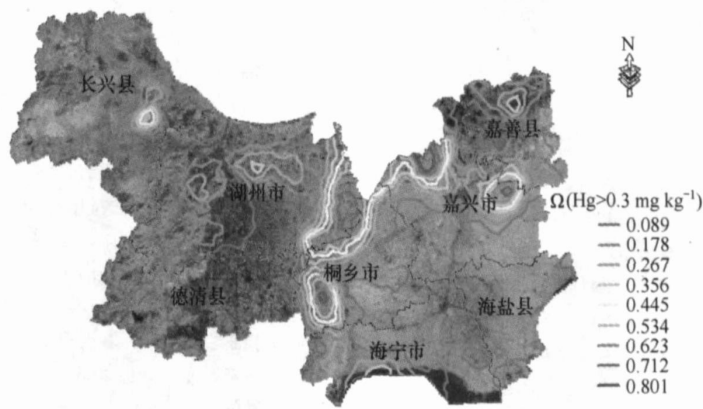


图4 土壤 $\text{Hg} > 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ 的风险评价等值线图

Fig.4 Contour maps of the risk assessment of soil Hg produced by disjunctive kriging

3 结 论

近年来,随着城乡工矿企业的发展和城市化水平的提高,工业三废排放量不断增加,农药、化肥等农用化学物质的大量施用,致使浙北环太湖平原土壤环境受到不同程度的污染和破坏。其中就重金属污染而言,以 Hg 最为严重,已成为本区域土壤环境质量的主要污染因子。通过风险评价,高风险区域的分布与城镇和工矿企业的分布具有很好的相关性,分析其原因可能主要与城镇和工矿企业大量人为活动因素的影响有关。因此在加快城市化和工业、农业现代化建设的同时,还应该考虑土壤污染与农产品质量、生态安全和人体健康问题,否则后患无穷,而且短期内无法解决。

参 考 文 献

- [1] 陈同斌. 土壤污染将成为中国的世纪难题. 科技文萃, 2005, 30(9): 30~32. Chen T B. Soil pollution will become the century problem of China (In Chinese). Digest of Science and Technology, 2005, 30(9): 30~32
- [2] 陈玉娟, 温琰茂, 柴世伟. 珠江三角洲农业土壤重金属含量特征研究. 环境科学研究, 2005, 18(3): 76~77. Chen Y J, Wen Y M, Cai S W. The heavy metal content character of agricultural soil in the Pearl River Delta (In Chinese). Research of Environmental Sciences, 2005, 18(3): 76~77
- [3] 骆永明, 滕应, 李清波, 等. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研究. 土壤学报, 2005, 42(4): 570~576. Luo Y M, Teng Y, Li Q B, et al. Soil environmental quality and remediation in Yangtze River Delta region (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(4): 570~576
- [4] 林玉锁, 李波, 张孝飞. 我国土壤环境安全面临的突出问题. 环境保护, 2004, 25(10): 39~42. Lin Y S, Li B, Zhang X F. Problems of soil environmental security in China (In Chinese). Environmental Protection, 2004, 25(10): 39~42
- [5] 嘉兴市土壤志编委会. 嘉兴土壤. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1989. 132~135. Office of Soil Survey, Jiaying County. Soil of Jiaying (In Chinese). Hangzhou: Zhejiang Science and Technology Press, 1989. 132~135
- [6] 湖州市土壤志编委会. 湖州土壤. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1989. 175~179. Office of Soil Survey, Huzhou County. Soil of Huzhou (In Chinese). Hangzhou: Zhejiang Science and Technology Press, 1989. 175~179
- [7] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 4. Lu R K. Analytical Method of Soil Agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. 4
- [8] Cambardella C A, Moorman T B, Novak J M. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58: 1 501~1 511
- [9] Trangmar B B, Yost R S, Uebara G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. Advanced Agronomy, 1985, 38: 44~49
- [10] Goovaerts P. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. New York: Oxford University Press, 1997. 19~22
- [11] Goovaerts P. Geostatistics in soil science: State-of-the-art and perspectives. Geoderma, 1999, 89: 1~45
- [12] Kelly J, Thornton I, Simpson P R. Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and nonindustrial areas of Britain. Application Geochemistry, 1996, 11: 363~370
- [13] 金继运, 白由路. 精准农业与土壤养分管理. 北京: 中国大地出版社, 2001. 108~111. Jin J Y, Bai Y L. Precision Agriculture and Soil Nutrient Management (In Chinese). Beijing: Earth Press of China, 2001. 108~111
- [14] Romic M, Romic D. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. Environmental Pollution, 2003, 43: 795~805
- [15] 王学军, 李本纲, 陶澍. 土壤微量金属含量的空间分析. 北京: 科学出版社, 2005. 5~11. Wang X J, Li B G, Tao S. Spa-

- tial Analyses of Soil Micro-elements Metal Content (In Chinese). Beijing: Science Press, 2005. 5~11
- [16] 姜勇, 梁文举, 闻大中. 沈阳郊区农业土壤中微量元素. 北京: 中国农业科技出版社, 2003. 105~113. Jiang Y, Liang W J, Wen D Z. Middle- and Micro-elements in Cultivated Soils of Shenyang Suburbs (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2003. 105~113
- [17] 张仁铎. 空间变异理论及应用. 北京: 科学出版社, 2005. 49~51. Zhang R Y. Theory and Application of Spatial Variability (In Chinese). Beijing: Science Press, 2005. 49~51
- [18] 王文兴, 童莉, 海热提. 土壤污染物来源及前沿问题. 生态环境, 2005, 14(1): 1~5. Wang W X, Tong L, Hai R T. The sources and forward problems of soil pollutants (In Chinese). Ecology and Environment, 2005, 14(1): 1~5
- [19] 邹海明, 李粉茹, 官楠, 等. 大气中 TSP 和降尘对土壤重金属累积的影响. 中国农学通报, 2006, 22(5): 393~395. Zou H M, Li F R, Guan N, et al. Effects of TSP and dustfall on heavy metal accumulation in soil (In Chinese). Chinese Agricultural Science Bulletin, 2006, 22(5): 393~395
- [20] 王新, 周启星. 土壤 Hg 污染及修复技术研究. 生态学杂志, 2002, 21(3): 43~46. Wang X, Zhou Q X. Soil mercury pollution and remediation technique (In Chinese). Chinese Journal of Ecology, 2002, 21(3): 43~46
- [21] 陶澍, 邓宝山. 深圳地区土壤汞含量分布及污染. 中国环境科学, 1993, 13(1): 35~38. Tao S, Deng B S. Content distribution pattern and pollution of mercury in soil from Shenzhen area (In Chinese). China Environmental Science, 1993, 13(1): 35~38
- [22] 张伟, 陈洪松, 王克林, 等. 喀斯特地区典型峰丛洼地旱季表层土壤水分空间变异性初探. 土壤学报, 2006, 43(4): 554~562. Zhang W, Chen H S, Wang K L, et al. Spatial variability of surface soil water in typical depressions between hills in karst region in dry season (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(4): 554~562
- [23] 邵学新, 黄标, 孙维侠, 等. 长江三角洲典型地区工业企业的分布对土壤重金属污染的影响. 土壤学报, 2006, 43(4): 397~404. Shao X X, Huang B, Sun W X, et al. Effect of industrial distribution on soil heavy metal accumulation in a typical area of the Yangtze River Delta (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(4): 397~404
- [24] 李亮亮, 王延松, 张大庚, 等. 葫芦岛市土壤铅空间分布及污染评价. 土壤, 2006, 38(4): 465~469. Li L L, Wang Y S, Zhang D G, et al. Spatial distribution of soil Pb and its pollution evaluation of Huludao City (In Chinese). Soils, 2006, 38(4): 465~469
- [25] 王明兆, 王鸿欣, 薛莉. 江阴市耕地重金属污染及其评价. 土壤, 2006, 38(4): 470~476. Wang M Z, Wang H X, Xue L. Heavy metal pollution of the farmland of Jiangyin City and its evaluation (In Chinese). Soils, 2006, 38(4): 470~476
- [26] Köcher B, Wessolek G, Stoffregen H. Water and heavy metal transport in roadside soils. Pedosphere, 2005, 15(6): 746~753
- [27] Zhang M K, Ke Z X. Heavy metals, phosphorus and some other elements in urban soils of Hangzhou City, China. Pedosphere, 2004, 14(2): 177~185
- [28] Zhou D M, Chen H M, Hao X Z, et al. Fractionation of heavy metals in soils as affected by soil types and metal load quantity. Pedosphere, 2002, 12(4): 309~319
- [29] Shi J C, Wang H Z, Xu J M, et al. Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China. Environmental Geology, 2007, 52(1): 1~10

SPATIAL VARIABILITY AND RISK EVALUATION OF SOIL HEAVY METALS IN TAIHU LAKE REGION OF NORTH ZHEJIANG PROVINCE

Shi Jiachun¹ Liu Xingmei¹ Yu Chunlan² Zhu Haiping³ Zhao Keli¹ Wu Jianjun¹ Xu Jianming^{1†}

(1 College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

(2 Changxing Agricultural Bureau, Changxing, Zhejiang 313100, China) (3 Soil and Fertilizer Station of Zhejiang Province, Hangzhou 310020, China)

Abstract A total of 2 631 soil samples were collected from 10 counties of the Taihu Lake region of North Zhejiang Province, China, in the study to characterize spatial variability and environmental risks of Hg, Cd, Cr, Pb, Cu and As. Results clearly show strong spatial variability of Hg and Cd, suggesting its close relationship with anthropogenic factors. Meanwhile, statistical analysis of the test results indicate that concentrations of the heavy metals in the soils were in the range of the safety values of the national soil quality criteria with the exception of Hg and Cd. Compared with Cd (2.62%) slight in risk, Hg in 10.34% of the soil samples exceeded the environmental safety criteria of the national soil quality standard, suggesting that Hg might be considered as a dominant element causing soil heavy metal pollution in the study area. The disjunctive kriging technique was thus used to quantify the risk of Hg pollution, and revealed that polluted areas were concentrated around cities and towns and industrial plants and mining, suggesting that the pollution is closely related to air-particle deposition as well as discharge of industrial solid waste and urban garbage. The results of this study provide some insight into risk assessment of environmental pollution and decision-making for agriculture and industry.

Key words Soil heavy metals; Spatial variability; Risk evaluation; Geostatistics; Disjunctive kriging