

长江三角洲地区土壤重金属污染的空间变异特征*

——以江苏省太仓市为例

钟晓兰¹ 周生路^{1†} 李江涛¹ 赵其国²

(1 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210093)

(2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 城市化、工业化和农业集约化的发展影响着土壤环境和健康质量。本研究以位于长江三角洲地区的江苏省太仓市为典型区, 采用地统计学方法对其耕层土壤中 Cd、Cr、Cu、Ni、Hg、Pb、Zn 和 As 等 8 种重金属结构特征和空间分布格局进行了分析, 并用模糊数学法综合评价了土壤重金属的污染程度, 结果表明: 太仓市表层土壤 Zn、Cu 属强变异强度, 呈对数正态分布; Cd、Ni、Hg、As、Cr 和 Pb 属中等变异强度, 呈正态分布。除 Cd、Cr 和 Pb 略低于背景值外, 其他重金属均高于其背景值, 其中以 As 污染指数和超标率最高。土壤重金属复合污染严重, 模糊综合评价污染结果为一级。通过半方差函数模型拟合发现 Hg、Cd 符合球状模型, 其他重金属均符合指数模型。8 种重金属元素在一定范围内均存在空间相关性。采用 Kriging 最优内插法得到了耕层土壤重金属含量的空间分布图, 发现土壤重金属含量与母质、土壤质地、有机质含量以及工业化、城市化和农业集约化程度密切相关。

关键词 土壤重金属; 地统计学; 模糊数学; 复合污染; 空间变异

中图分类号 X53 文献标识码 A

土壤—人类—环境相互作用中土壤质量变化是土壤学家和环境学家十分关注的问题, 也是国际全球变化研究计划中“全球变化与生态系统”项目的主要研究内容^[1]。随着城市化、工业化和农业集约化的快速发展, 我国土壤环境和健康质量问题越来越突出, 这不仅制约了我国经济的快速发展, 还严重影响着农产品安全及人类健康质量。长江三角洲是我国经济最发达的区域之一, 高强度经济开发所伴随的人类高强度经济活动下土壤环境质量成为急需研究的课题。

由于自然景观, 成土过程和气候带的空间连续性, 使得土壤特性在空间上并非像 Fisher 原理假设的那样彼此独立且均匀, 而是在某一特定区域内彼此相关^[2,3], 因此用传统的统计方法分析土壤特性有较多的局限性, 而地统计学能定量描述区域化变量空间变异特征, 其克立格插值能可视化土壤特性的空间分布格局, 并为其空间预测提供最优无偏估计^[4,5]。已有的研究工作主要限于对土壤养分性质的估测^[6~8], 对土壤其他性质特别是土壤环境中

毒有害元素的空间分布与含量预测研究较少^[9~11]。

已有一些研究者对我国长江三角洲地区土壤重金属污染进行了研究, 但多数研究是基于采样点的点过程研究, 即从微观的界面迁移转化过程切入, 研究区域污染的形成机理, 最终评价区域环境污染的生态效应, 直接从宏观角度利用空间采样和空间模型研究较大尺度重金属污染的面过程很少。而且, 现行的土壤重金属综合污染评价方法中, 主要是内梅罗污染指数评价法和综合污染指数评价法^[12], 它们用比较明确的界线对土壤重金属污染程度加以区分和量化。而实际上土壤重金属的污染状况是渐变、模糊的。模糊数学方法可以通过隶属度描述土壤重金属污染状况的渐变性和模糊性, 使评价结果更加准确可靠^[13]。

本研究以江苏太仓市为研究区, 运用地统计学方法, 研究了长江三角洲地区县域尺度下土壤 8 种重金属元素空间分布特征, 并用模糊综合数学法对太仓重金属污染进行了评价, 旨在为该区土壤污染综合防治提供参考, 并为快速工业化、城市化和高度

* 国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB410810)、江苏省国土生态地球化学调查项目 (20031230008) 资助

† 通讯作者

作者简介: 钟晓兰 (1978~), 女, 博士研究生, 主要从事土壤资源和土壤环境质量方向的研究

收稿日期: 2005-08-26; 收到修改稿日期: 2005-10-16

农业集约化地区土壤资源的持续利用和合理管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

太仓是长江经济带和沿海开放带交汇点上的港口城市,是江苏省经济最发达的县(市)之一,多年位居全国百强(市)十强之内。据太仓统计年鉴表明,2004年太仓GDP为248.2亿元,人均GDP达54815元,财政收入31.76亿元,人均GDP和人均工农业产值均列江苏省榜首。



图1 太仓市土壤重金属取样点分布图
Fig. 1 Distribution of sampling sites for test of soil heavy metals in Taicang city

1.2 土壤样品采集及分析

1.2.1 样品采集 根据太仓市土地利用现状及工业企业分布特点,通过现场勘探,资料分析,选取5个能反映太仓城市化、工业化和农村集约化过程和主要行业污染特征以及土壤潜在污染可能性较大的功能区:化工区,印染造纸区,电镀区,养殖区和菜地区。化工区、印染造纸区、电镀区和养殖区在距厂约50m的农田中采样,菜地区在原位取样,采样点用GPS定位。每一采样点分别向四周辐射约10m选4个点,呈梅花状采样,取0~20cm表层土壤5个点制成混合样品。共采集样品54个,其中化工区26个、印染造纸区9个、电镀区7个、养殖区7个、菜地区5个。

1.2.2 样品分析 pH采用电位法;汞、砷采用还原气态—原子荧光光谱法^[14],铬、铜、镍、铅、锌采用

HF-HNO₃-HClO₄消化,电感耦合高频等离子体发射光谱法(即ICP法)测定,全镉采用HF-HNO₃-HClO₄消化,石墨炉原子吸收法测定^[15]。

1.3 统计学分析

重金属的平均值、变异系数、正态分布检验等描述性统计分析采用SPSS12.0计算。变异函数拟合及相关参数确定、克里格插值及趋势面分析采用ESRI的ArcGIS 9.0的地统计模块分析。

1.4 评价方法

在对单个重金属元素污染评价的同时,采用了模糊综合评价法评价重金属总体污染程度。

1.4.1 单因子污染评价法 单因子污染指数采用公式 $P_i = C_i/S_i$ 计算,式中, P_i 为污染物 i 的污染指数, C_i 为污染物 i 的实测浓度, S_i 为污染物 i 的评价标准,采用的标准为当地元素背景值。

1.4.2 模糊综合评价法 模糊数学综合评价法可同时考虑到土壤重金属污染的综合性和模糊性和渐变性的,通过隶属度描述加以区分和量化,使其具有明确的界线。本研究选取上述8种元素作为参评因子,采用当地元素背景值^[16]作为评价的一级标准,土壤环境质量标准(GB15618-1995)的二级和三级标准^[17]分别作为评价的二、三级标准进行评价。

首先,确定隶属度函数,用隶属度刻画土壤重金属污染的分级界线,分别以三个级别的评价标准作为隶属度函数的拐点,用分段的直线函数进行线性内插,可得到不同pH值下各重金属污染的隶属度函数。各级重金属污染的隶属度函数为:

污染物 i 对一级土壤重金属污染的隶属度函数

$$u(x_i) = \begin{cases} 1 & x_i \leq a_i \\ (b_i - x_i)/(b_i - a_i) & a_i < x_i < b_i \\ 0 & x_i \geq b_i \end{cases}$$

污染物 i 对二级土壤重金属污染的隶属度函数

$$u(x_i) = \begin{cases} 0 & x_i \leq a_i, x_i \geq c_i \\ (x_i - a_i)/(b_i - a_i) & a_i < x_i \leq b_i \\ (c_i - x_i)/(c_i - b_i) & b_i < x_i < c_i \end{cases}$$

污染物 i 对三级土壤重金属污染的隶属度函数

$$u(x_i) = \begin{cases} 0 & x_i \leq b_i \\ (x_i - b_i)/(c_i - b_i) & b_i < x_i < c_i \\ 1 & x_i \geq c_i \end{cases}$$

式中, x_i 为该重金属含量的实测值; a_i 、 b_i 、 c_i 分别为该元素对应于当地背景值、国家二级、国家三级土壤重金属质量标准值。

第二步,建立模糊关系矩阵。取 $U\{Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn, As\}$ 为污染物评价因子的集合, V

{一级, 二级, 三级} 为评价等级的集合, 通过隶属度函数求出各单项指标对于评价等级重金属污染的隶属度, 组成一个 3×8 的关系模糊矩阵 $R, R \in F(U \times V)$ 。然后, 计算各单项评价因子对总体污染的权重。这里采用反映土壤各重金属元素相对含量大小的加权法, 该方法在一定程度上反映了污染超标程度对因子权重的影响。其计算公式为: $W_i = (C_i / S_i) / \left[\sum_{i=1}^n C_i / S_i \right]$; 式中, W_i 为第 i 个因子的权重; C_i 为该指标的实测值; $S_i = (S_1 + S_2 + S_3) / 3$; S_1, S_2, S_3 为该指标对应的各土壤重金属级别的标准值。 $W = \{W_1, W_2, W_3, W_4, W_5, W_6, W_7, W_8\}$ 即为权重模糊矩阵。

最后, 利用单因素决定模型进行模糊综合评价运算, 生成评价结果。单因素决定模型的计算公式为: $b_j = \bigvee_{i=1}^n (w_i \wedge r_{ij}), j = 1, 2, \dots, m$, 式中, b_j 为最终评价结果对应于第 j 个等级的隶属度, w_i 为第 i 个参评因子对应的权重, r_{ij} 为模糊关系矩阵 R 中的对应元素, n 为参评因子个数, m 为划分的等级数。符号 \vee 代表在各值中取最大值, 而符号 \wedge 代表在各值

中取最小值。

计算得到最终评价向量 $B = (b_1, b_2, \dots, b_m)$, 集合中最大值对应的级别为最终评价结果。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属污染的总体特征与污染评价

参照国家环保总局颁布的《中华人民共和国环境保护行业标准》(HJ/T 166 2004), 取置信水平 95%, 精度为均值的 20%, 得到了各重金属元素的合理取样数目, 表 1 合理取样数表明, 54 个样点基本能代表土壤重金属的含量分布状况。

变异系数反映了采样总体中各样点之间的平均变异程度。表 1 表明, Zn、Cu 的变异系数最大, 达 0.60 以上, 属强变异性, 说明土壤中 Zn、Cu 受外界干扰比较显著, 空间分异较大, 这种分异很大程度上归结于耕作、管理措施、种植制度、污染等强烈人为活动的影响; Cd、Ni、Hg、As 变异系数较小, 均为 0.25 左右, 说明这 4 种元素受外界影响比较一致, 空间分异不显著, 反映这 4 种元素在该区的来源可能具有同源性。

表 1 太仓市土壤重金属的描述性统计分析

Table 1 Descriptive statistics of soil heavy metal concentrations in Taicang City

	算术平均 Mean (mg kg ⁻¹)	标准差 Std Var	最大值 Max (mg kg ⁻¹)	最小值 Min (mg kg ⁻¹)	变异系数 CV	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis	K-S 检验		合理取样数 Reasonable samples
								Asymp.	对数转换	
								Sig. (2-tailed)	Sig. (2-tailed)	
pH	7.30	0.75	8.31	4.36	0.10	-1.34	2.98	0.32	—	1
Cd	0.11	0.03	0.17	0.05	0.27	-0.27	-0.81	0.36	—	8
Cr	63.61	20.05	104.82	27.84	0.32	0.06	-0.7	0.99	—	11
Cu	32.37	19.58	91.19	9.13	0.60	1.64	2.05	0.01	0.39	36
Ni	29.95	7.47	44.69	13.76	0.25	-0.3	-0.58	0.88	—	7
Hg	0.21	0.05	0.37	0.14	0.24	1.21	1.46	0.06	—	6
Pb	17.98	8.14	46.65	4.23	0.45	1.26	2.75	0.56	—	21
Zn	92.01	58.99	362.63	33.46	0.64	2.99	10.59	0.00	0.12	41
As	12.84	2.86	20.70	7.19	0.22	1.07	0.99	0.40	—	5

注: K-S is One Sample Kolmogorov Smirnov Test

由表 2 可知, 重金属单项污染指数除 Cd、Cr 和 Pb 略小于 1 外, 其余元素均大于 1, 以铜和砷污染最严重, 污染指数分别达 1.42 和 1.46。测定样本中各元素的最大值一般为背景值的 2 倍左右, 而 Cu 和 Zn 分别达背景值的 4 倍和 5 倍。以当地元素背景作为评价标准, 各重金属元素除 Pb 和 Cr 只有 31.5% 和 42.6% 样点超标外, 其余元素样点超标率

均大于 50%, 其中 Hg 和 As 的超标率分别高达 87.0% 和 98%。

测定样点中土壤重金属复合污染严重, 有 92.6% 的样点 2 种以上重金属超标, 74.1% 的样点 3 种以上重金属超标, 64.8% 的样点 4 种以上重金属超标, 57.4% 的样点 5 种以上重金属超标, 50% 的样点 6 种以上重金属超标, 33.3% 的样点 7 种以上重

金属超标, 16.7% 的样点 8 种重金属均超标。以上结果说明, 太仓土壤重金属正以复合污染的形式出现显著的累积。相关分析表明(表 3), Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 相互之间均具有极显著的相关性, 这进一步说明了以上 6 种元素间为复合污染或具有同源性^[18]。

按照 1.4.2 所述的关系模糊矩阵建立方法, 确定土壤重金属元素各级隶属度函数及其权重, 根据单因素决定模型得到土壤重金属污染综合评价的向量为 $B = (0.264 \ 0.25 \ 0)$, 最终确定太仓市土壤重金属污染等级为一级。

表 2 太仓市土壤重金属污染情况

Table 2 Degrees of soil heavy metal contaminations in Taicang city

	当地元素背景值 Local background (mg kg ⁻¹)	单因子污染指数 Single factor pollution index	超标率 Over standard rate (%)	隶属度 Subjection limit			权重 Weight	综合评价等级 Synthesis evaluation grade
				一级 First class	二级 Second class	三级 Third class		
Cd	0.12	0.96	50.00	1.00	0.00	0.00	0.102	
Cr	65.72	0.97	42.59	1.00	0.00	0.00	0.109	
Cu	22.78	1.42	64.81	0.88	0.12	0.00	0.081	
Ni	29.12	1.03	57.41	0.96	0.04	0.00	0.141	一级
Hg	0.16	1.29	87.04	0.86	0.14	0.00	0.128	First class
Pb	20.39	0.88	31.48	1.00	0.00	0.00	0.029	
Zn	73.02	1.26	59.26	0.89	0.11	0.00	0.147	
As	8.80	1.46	98.15	0.75	0.25	0.00	0.264	

表 3 太仓市土壤重金属元素的相关分析

Table 3 Correlation coefficients of the 8 heavy metals in the soil

	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Pb	Zn	As
Cd	1.000	0.774**	0.391**	0.968**	0.172	0.511**	0.453**	0.010
Cr	—	1.000	0.339*	0.773**	0.066	0.581**	0.582**	-0.001
Cu	—	—	1.000	0.387**	0.079	0.554**	0.364**	0.131
Ni	—	—	—	1.000	0.142	0.486**	0.430**	0.056
Hg	—	—	—	—	1.000	0.365**	-0.015	-0.238
Pb	—	—	—	—	—	1.000	0.462**	0.045
Zn	—	—	—	—	—	—	1.000	-0.057
As	—	—	—	—	—	—	—	1.000

2.2 土壤重金属含量的结构分析

描述性统计分析只能说明重金属含量变化的全貌, 不能定量刻画其结构性和随机性、相关性和独立性。而地统计学方法却可最大限度的保留空间变异信息, 很好地描述重金属含量的空间变异结构。

半方差函数要求数据符合正态分布或近似正态分布, 否则可能存在比例效应, 使实际变异函数值畸变, 估计精度降低, 甚至会掩盖其固有结构, 导致某些结构特征不明显。K-S 检验表明, Cd、Cr、Ni、Hg、Pb 和 As 呈正态分布, Cu、Zn 呈对数正态分布。

利用半变异函数的计算公式, 分别用不同模型拟合, 得到模型的相关参数值, 选取离差平方和和

标准误最小, 决定系数和 F 值最大的模型, 最后用交叉验证法修正模型的参数^[2, 19]。表 4 表明, 各模型决定系数和 F 检验均达显著性水平 ($p < 0.05$), 说明选取的理论模型能较好的拟合各重金属元素的空间变异特性。土壤重金属各元素的空间变异性可根据块金值与基台值的比值(即块金系数 $C_0/(C_0 + C)$)大小进行划分。块金系数表示由随机部分引起的空间变异性占总体变异的比, 若块金系数 $< 25\%$ 说明变量有强烈的空间相关性, $25\% \sim 50\%$ 说明变量有明显的空间自相关, $50\% \sim 75\%$ 时变量有中等空间自相关, $> 75\%$ 时变量空间自相关弱, 变异主要由随机变异组成, 不适合采用空间插

值的方法进行空间预测。表 4 表明, Hg 有强烈的空间相关性, 主要表现在 2.45 km 的中尺度范围内, 说明 Hg 主要由内在因子(土壤形成因子, 如气候、地形、土壤类型等)控制; Cd、Cu、Ni、Pb、Zn 和 As

有明显的空间自相关, 表明这些因子除主要受内在因子的控制外, 也受到了外在因子(施肥、耕作措施、种植制度等)的影响; Cr 空间自相关中等, 说明 Cr 受人类活动的影响较大。

表 4 土壤重金属变异函数理论模型及其相关参数
Table 4 Theoretic model and parameters of semivariance of soil heavy metals

理论模型 Model	块金值	基台值	变程	块金值/基台值	决定系数 R ²	F 检验
	Nugget	Sill	Range (km)	Nugget/ sill (%)	Determination coefficient	F test
Cd 球状模型 Spherical Model	0.000 4	0.001 0	5.65	40.00	0.220	14.62**
Cr 指数模型 Exponential Model	296.07	458.85	34.22	64.52	0.117	6.90*
Cu 指数模型 Exponential Model	0.018 1	0.067 2	34.22	26.93	0.299	22.21**
Ni 指数模型 Exponential Model	26.25	61.32	4.73	42.81	0.152	9.30**
Hg 球状模型 Spherical Model	0.000 2	0.002 5	2.45	8.00	0.198	12.84**
Pb 指数模型 Exponential Model	27.58	82.13	34.22	33.57	0.275	19.72**
Zn 指数模型 Exponential Model	0.020 0	0.042 5	34.22	47.06	0.163	10.10**
As 指数模型 Exponential Model	3.31	8.51	9.34	38.87	0.293	21.50**

注: $n=54$, $R_{0.05}=0.336$ ($R^2=0.113$), $R_{0.01}=0.410$ ($R^2=0.168$), $F_{0.05}=4.00$, $F_{0.01}=7.08$

2.3 土壤重金属的空间分布格局

根据上述各元素得到的半方差函数模型, 应用普通克立格(Ordinary Kriging)法进行最优内插, 绘制了各重金属元素的空间分布格局图(图 2)。

从图 2 可以看出, Cu、Zn、Pb、Cr 均在太仓西南部和南部出现较高的峰值。太仓南部 Cu、Zn、Pb、Cr 偏高是由于南部城厢镇为太仓市政府驻地, 石油化工、精密机械、机电、轻工食品、纺织、冶金等企业密集的“太仓市经济开发区”也位于该区, 该区致和塘、北城河等河段受污染相当严重, 全年有 3~5 个月的黑臭期, 45% 的河段属三、四级水, 一级水在城厢镇已绝迹, 还发现部分地下水受污染^[20]; 同时南部紧临经济快速发展的上海市和昆山市, 工厂排放的大量污水和快速城市化进程也影响该区重金属含量。太仓西南部地区 Cu、Zn、Pb、Cr 较高是因为该区属太仓吴塘西低田圩区, 当地土属为乌栅土, 土壤质地粘重, 有机质含量居各区之首^[21], 有机质对各重金属元素有较强的螯合和吸附能力, 同时由于该区地势低洼, 重金属不易随水流失。虽以上 4 种重金属含量的空间分布有一定的相似性, 但也有各自的分布特点: Zn、Cr 分布规律相似, 从北至南逐渐升高, 以西南部和南部最高; Cu、Pb 分布规律相似, 中部较低, 东北部和西南部较高。

土壤 As 含量分布的总趋势是从西向东逐渐增加, 这与太仓市从东向西逐渐递减的地势分布刚好

相反, 与 As 随水迁移有一定的关系^[11], 其含量最高的地方主要位于浮桥镇部分地区, 明显高于背景值含量, 这是由于位于该区的七浦河污染较重^[20], 而该区主要以七浦河污水作为灌溉水源。太仓东部地区大片土壤中的含砷量均较高, 这是由于该区大部分土壤土属均为沙夹垅, 保肥爽水, 是太仓主要的粮棉果蔬生产地区。而该区农业生产历史上曾大量使用有机磷农药和含砷农药⁽¹⁾, 此外, 有研究发现, 我国磷肥中的磷矿石含砷量一般在 20~50 mg kg⁻¹, 高的可达每千克几百毫克, 若长期大量施用含砷量高的磷肥, 会造成砷的累积^[21]。

土壤 Hg 含量的分布趋势总体上是西部高于东部, 其主要原因与当地母质有关, 太仓西部圩田地区为全新统泻湖堆积亚粘土母质, 由此发育的土壤质地较粘, 粘性的土壤具较强的吸附能力, 可吸附较多的 Hg, 而东部为全新统海积冲积(三角洲沉积)亚砂土, 由此发育的土壤较前者偏砂。

土壤 Cd、Ni 的含量均以东部浮桥镇最高, 与“长江第一港—太仓港”和“太仓港港口开发区”正处该区有关。太仓港拥有万吨级泊位总量达 16 个, 集装箱运量和货物吞吐量可分别达 30 万标箱和 1800 万 t, 港口建设的快速发展及江上的大量运输给当地的环境造成了一定的影响; 同时, “太仓港港口开发区”聚集较多的大型石化、电力、造纸、物流等企业, 工业

(1) 太仓县土壤普查办公室, 苏州市土壤普查办公室, 江苏省土壤普查办公室, 江苏省太仓县土壤志(内部资料), 1986

上的废气、废水、废渣的排放使该地区 Cd、Ni 等重金

属含量大大高于该地背景值。

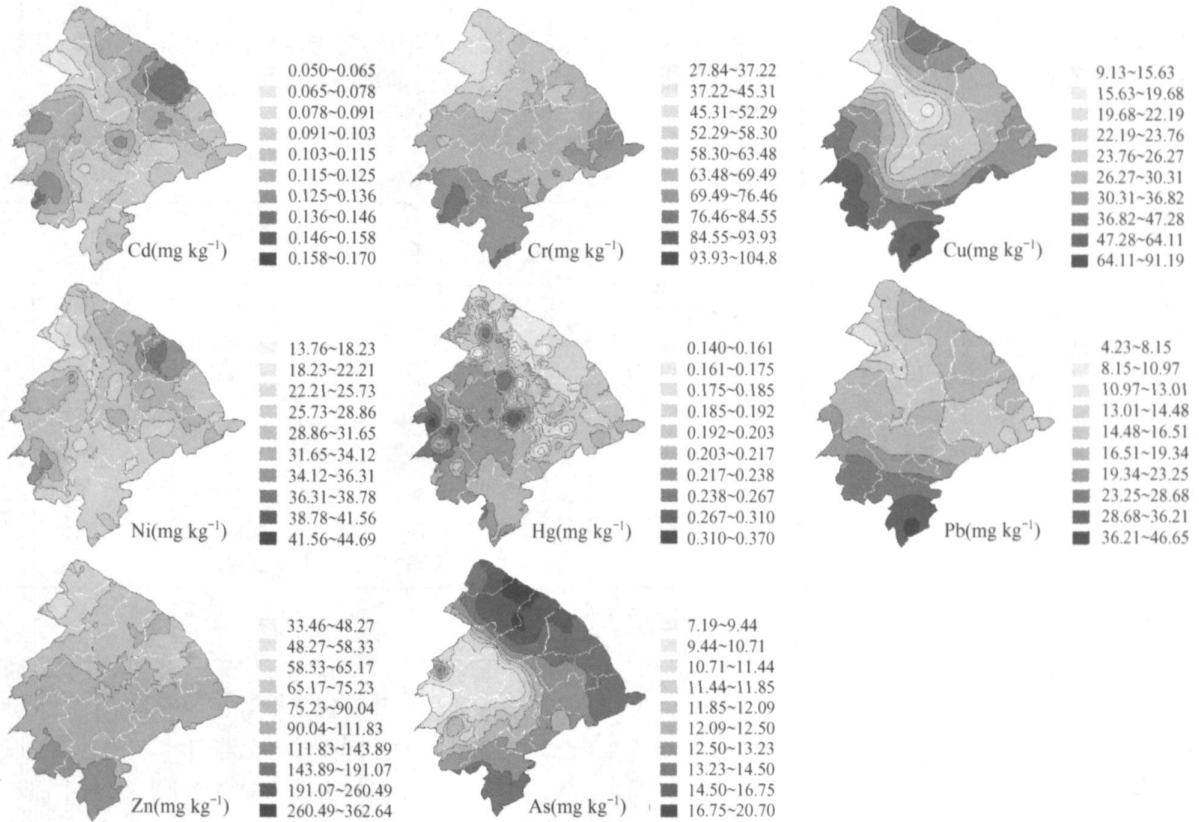


图2 太仓市表层土壤重金属含量的空间分布图

Fig 2 Spatial distribution of heavy metals concentration in the topsoil in Taicang City

3 结论

1) 太仓市表层土壤 8 种重金属含量的统计结果表明, Zn、Cu 属强变异强度, 呈对数正态分布; Cd、Ni、Hg、As、Cr 和 Pb 均属中等变异强度, 并呈正态分布。除 Cd、Cr 和 Pb 略低于背景值外, 其他重金属均高于背景值, 尤其以 As 污染最严重, 污染指数达 1.46, 样点超标率达 98%。土壤重金属复合污染严重, 有 92.6% 的样点两种以上重金属超标, 74.1% 的样点三种以上重金属超标, 64.8% 的样点四种以上重金属超标, 57.4% 的样点五种以上重金属超标, 50% 的样点六种以上重金属超标, 33.3% 的样点七种以上重金属超标, 16.7% 的样点八种重金属均超标。模糊综合评价太仓市土壤重金属的污染等级为一级。

2) 从半方差函数模型拟合结果可见, Hg、Cd 符合球状模型, 其他重金属均符合指数模型。8 种重金属元素在一定范围内均存在空间相关性, 其中 Hg

存在强烈的空间结构性, Cd、Cu、Ni、Pb、Zn 和 As 具有明显的空间自相关, Cr 空间结构性中等。

3) 采用 Kriging 最优内插法得到了太仓市表层土壤重金属含量的空间分布图, 发现土壤重金属含量与母质、土壤质地、有机质含量以及工业化、城市化和农村集约化程度密切相关。

致谢 本研究在重金属测定过程中得到了中国科学院南京土壤研究所刘兆礼高级工程师的帮助。

参考文献

- [1] Keeny D, R Cruse. Soil Quality: The bridge to a sustainable agriculture. In: Cao Z. ed. Soil, Human and Environment Interaction. Beijing: China Science & Technology Press, 1998. 19~ 28
- [2] 王政权. 地统计学及其在生态学中的应用. 北京: 科学出版社, 1999. Wang Z Q. Geostatistics and Its Application in Ecology (In Chinese). Beijing: Science Press, 1999
- [3] 周慧珍, 龚子同. 土壤空间变异性研究. 土壤学报, 1996, 33 (3): 232~ 241. Zhou H Z, Gong Z T. Study on soil spatial variability (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1996, 33 (3): 232~ 241

- [4] 李艳, 史舟, 徐建明, 等. 地统计学在土壤科学中的应用及展望. 水土保持学报, 2003, 17(1): 178~ 182. Li Y, Shi Z, Xu J M, *et al.* Utilization and perspective of geostatistics in soil science (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2003, 17(1): 178~ 182
- [5] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution, 2000, 114: 313~ 324
- [6] Bolland M D A, Allen D G. Spatial variation of soil test phosphorus and potassium, oxalate extractable iron and aluminum, phosphorus retention index, and organic carbon content in soils of western Australia. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1998, 29 (3): 381~ 392
- [7] 刘杏梅, 徐建民, 章明奎, 等. 太湖流域土壤养分空间变异性特征分析——以浙江省平湖市为例. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2003, 29 (1): 76~ 82. Liu X M, Xu J M, Zhang M K, *et al.* Study on spatial variability of soil nutrients in Taihu Lake region—A case of Pinghu City in Zhejiang Province (In Chinese). Journal of Zhejiang University (Agric. & Life Sci. Ed.), 2003, 29 (1): 76~ 82
- [8] 郭旭东, 傅伯杰, 马克明, 等. 基于GIS和地统计学的土壤养分空间变异特征研究. 应用生态学报, 2000, 11 (4): 557~ 563. Guo X D, Fu B J, Ma K M, *et al.* Spatial variability of soil nutrients based on geostatistics combined with GIS: A case study in Zunhua city of Hebei Province (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2000, 11 (4): 557~ 563
- [9] Li X D, Lee S L, Wong S C, *et al.* The study of metal contamination in urban soil of Hong Kong using a GIS based approach. Environmental Pollution, 2004, 129: 113~ 124
- [10] 张乃明, 李保国, 胡克林. 污水灌区耕层土壤中铅、镉的空间变异特征. 土壤学报, 2003, 40 (1): 151~ 154. Zhang N M, Li B G, Hu K L. The spatial variation characteristics of lead and cadmium in the soil of the sewage irrigation area (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2003, 40 (1): 151~ 154
- [11] 胡克林, 张凤荣, 吕贻忠, 等. 北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征. 环境科学学报, 2004, 24 (3): 463~ 468. Hu K L, Zhang F R, Lu Y Z, *et al.* Spatial distribution of concentrations of soil heavy metals in Daxing County, Beijing (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24 (3): 463~ 468
- [12] 国家环境保护总局. 中华人民共和国环境保护行业标准 HJ/T166-2004—土壤环境监测技术规范. 北京: 中国环境科学出版社, 2004. National Environmental Protection Agency. Trade Criterion of Environmental Protection of the People's Republic of China—The Technical Specification for Soil Environmental Monitoring (In Chinese). Beijing: China Environment Science Press, 2004
- [13] 王建国, 杨林章, 单艳红. 模糊数学在土壤质量评价中的应用研究. 土壤学报, 2001, 38 (2): 176~ 183. Wang J G, Yang L Z, Shan Y H. Application of fuzzy mathematics to soil quality evaluation (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2001, 38 (2): 176~ 183
- [14] 李飞, 易卫东. 原子荧光光谱法代替传统方法同时测定汞和砷. 工业水处理, 2003, 23 (10): 54~ 56. Li F, Yi W D. Determination of hydrargyrum and arsenic simultaneously by atomic fluorescence spectrometry instead of the traditional method (In Chinese). Industrial Water Treatment, 2003, 23 (10): 54~ 56
- [15] 鲁如坤编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. Lu R K. ed. Analysis Method of Soil and Agricultural Chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science & Technology Press, 2000
- [16] 夏增禄, 李森照, 李廷芳, 编. 土壤元素背景值及其研究方法. 北京: 气象出版社, 1987. Xia Z L, Li S Z, Li T F. ed. Theory and Methodology of Soil Elements Background (In Chinese). Beijing: Weather Press, 1987
- [17] 王焕校主编. 污染生态学. 北京: 高等教育出版社 & 施普林格出版社, 2000. 216. Wang H X. ed. Pollution Ecology (In Chinese). Beijing: China Higher Education Press & Heidelberg: Springer Verlag, 2000. 216
- [18] 柴世伟, 温琰茂, 韦献革, 等. 珠江三角洲主要城市郊区农业土壤的重金属含量特征. 中山大学学报(自然科学版), 2004, 43 (4): 90~ 94. Chai S W, Wen Y M, Wei X G, *et al.* Heavy metal content characteristics of agricultural soils in the Pearl River Delta (In Chinese). Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2004, 43 (4): 90~ 94
- [19] Chien Y J, Lee D Y, Hong Y G, *et al.* Geostatistical analysis of soil properties of midwest Taiwan soil. Soil Science, 1997, 162 (2): 151~ 162
- [20] 太仓县志编纂委员会编. 太仓县志. 南京: 江苏人民出版社, 1991. The Compilation Committee of Taicang County Annals. County Annals of Taicang City (In Chinese). Nanjing: Jiangsu People Press, 1991
- [21] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量. 北京: 科学出版社, 2002. Chen H M. Behavior of Chemicals in Soils and Its Relation to Environmental Quality (In Chinese). Beijing: Science Press, 2002

SPATIAL VARIABILITY OF SOIL HEAVY METALS CONTAMINATION
IN THE YANGTZE RIVER DELTA
—A CASE STUDY OF TAICANG CITY IN JIANGSU PROVINCE

Zhong Xiaolan¹ Zhou Shenglu^{1†} Li Jiangtao¹ Zhao Qiguo²

(1 School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

(2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Environment and health of the soil are closely linked with the developments of urbanization, industrialization and agricultural intensivism. In this article, spatial distributions of 8 heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn and As) in the topsoil (0~20 cm) in Taicang city, a typical region of the Yangtze River Delta, were analyzed by mean of the geostatistical method, and heavy metal contamination of the soil evaluated comprehensively by means of Fuzzy Mathematical Models. Zn and Cu were distributed lognormally, strong in variability, while Cd, Ni, Hg, As, Cr and Pb distributed normally, medium in variability. Apart from Cd, Cr and Pb, all the other soil heavy metals exceeded their background levels in concentration, and As ranked first in contamination index and over limit rate. Compound heavy metals contamination of the soil in Taicang was quite severe, and evaluated as Grade One. The results of semivariance analysis showed that Hg and Cd were fit for the spherical model, and the others fitted for exponential model, and the distributions of the 8 heavy metals were correlated in a given spatial range. The Kriging interpolation method was applied to work out heavy metal concentration distribution maps, which indicate that heavy metal concentrations in the soils are closely related to their parent material, soil texture, and organic matter contents and the degree of industrialization, urbanization and agricultural intensivism of a city.

Key words Soil heavy metals; Geostatistics; Fuzzy Mathematics; Compound contamination; Spatial variability