

广州市农业表层土壤镉和铅多尺度空间结构^①

黄银华^{1, 2, 3}, 李 铨³, 李芳柏³, 程 炯³, 吴志峰^{1, 3*}

(1 广州大学地理科学学院, 广州 510006; 2 广东国地资源与环境研究院, 广州 510075;

3 广东省生态环境与土壤研究所, 广东省农业环境综合治理重点实验室, 广州 510650)

摘 要: 基于广州市 2005 年 641 个表层农业土壤样点数据, 使用地统计学和多尺度嵌套模型, 探讨了土壤 Cd 和 Pb 在多粒度尺度上的空间结构并进行插值估计。研究发现, 随着空间粒度由粗到细, 土壤 Cd 和 Pb 空间相关性依次减弱, 半方差函数对重金属空间变异的代表性依次增强。多尺度嵌套模型插值效果略优于单尺度的普通克里格法, 前者插值结果显示: 广州农业土壤 Cd 和 Pb 含量普遍未超过国家土壤环境质量二级标准, Cd 超标区主要位于中心城区的菜地, 少量位于从化区、南沙区以及花都区与白云区交界。

关键词: 农业土壤; 重金属; 多尺度; 空间结构; 广州市

中图分类号: S159.2; S153.61

随着人类活动加剧, 我国农业土壤尤其重金属污染问题突出, 由此引发的食品安全和人类健康问题引起社会各界广泛关注^[1-3]。国内外学者对农业土壤重金属污染现状、分布和来源展开了大量研究^[4-8]。

土壤是一个不均匀且高度空间异质性的复杂体, 土壤重金属随空间变化而异, 地理信息系统和地统计学的发展为揭示区域尺度土壤重金属分布与累积的空间结构提供了便利^[7-8]。许多学者对不同区域土壤重金属空间结构的研究, 均表明地统计的方法优于经典统计学方法^[9]。土壤重金属的空间结构具有尺度依赖性^[10-11], 多尺度研究成为未来发展趋势。有研究发现多尺度嵌套模型的插值效果优于单尺度的普通克里格插值, 但该方法在土壤重金属研究中尚未得到广泛应用^[12-14]。

土壤中 Cd 和 Pb 的来源均易受人类活动的影响^[5], 两者对人体健康具有显著的毒副作用。Cd 会抑制人体生长, 引发高血压、骨质疏松等疾病; Pb 会损伤人的中枢神经系, 抑制人的骨骼发育, 对儿童的健康影响尤为严重。近几十年来, 广州市城市化、工业化和农业集约化快速发展, 剧烈的人类活动导致大量重金属进入到土壤中。研究发现, 广州市土壤重金属总超标率为 59.7%, 农业土壤 Cd 污染严重^[15-16]。鉴于

此, 本研究以广州市农业土壤 Cd 和 Pb 为例, 使用地统计学方法和多尺度嵌套模型, 来回答 3 个研究问题: ①不同粒度尺度土壤重金属空间变异结构有何差异? ②多尺度嵌套模型和单尺度方法, 哪个能更好地揭示土壤重金属空间分布特征? ③广州市农业土壤重金属分布的空间变异如何? 研究以期广州市土壤重金属污染评价和防治提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

广州市(112°57' ~ 114°03'E, 22°26' ~ 23°56'N)位于广东省中南部, 包括 11 个辖区, 属南亚热带季风气候, 年平均气温 20 ~ 22℃, 年平均降水量 1 696.5 mm^[17]。全市总面积 7 434.4 km², 2005 年土地总面积为 7 286.55 km², 其中农用地(主要为耕地、园地、林地)约占 73.16%^[18]。研究区土壤主要是赤红壤和水稻土^[19], 成土母质主要为花岗岩和浅海沉积物^[20]。

1.2 数据来源及尺度划分

根据广州市土壤类型、农业用地类型和布局, 于 2005 年前后共采集 2 批表层(0 ~ 20 cm)土壤样点数据。第一批数据按照均匀布点原则, 共采集 34 个样

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31170445)、广东省科学院重大科技产出规划专项(zdccyd201303)、广东省自然科学基金博士启动项目(2014A030310486)、广州市科技计划项目(201510010029)和广州市属高校“羊城学者”项目(12A002G)资助。

* 通讯作者(gzuwzf@163.com)

作者简介: 黄银华(1988—), 女, 广东揭阳人, 硕士研究生, 主要研究方向为景观生态与城市生态。E-mail: hyheco@163.com

点(图 1A)。第二批数据,在第一批数据基础上,重点考虑耕地(菜地、水田和旱地)加密采集 607 个样点,两次共采集 641 个农业土壤样点(耕地:551;园地:80,林地:10)(图 1C)。每个土壤样点采取多点采样混合法,在一定面积内采集 10~15 个样点均匀混合,用四分法留取 1 kg 装入布袋带到实验室分析,参照文

献[21]。土壤重金属分析方法详见参考文献[22-23],简要说,土壤样品首先进行室内风干、磨碎和过筛,然后使用氢氟酸-高氯酸-盐酸-硝酸(4:2:1:1)全消解法处理,最后用原子发射光谱法(ICP-AES)测定 Pb 和 Cd 含量。本文的两批重金属含量数据直接由广东省生态环境与土壤所提供。

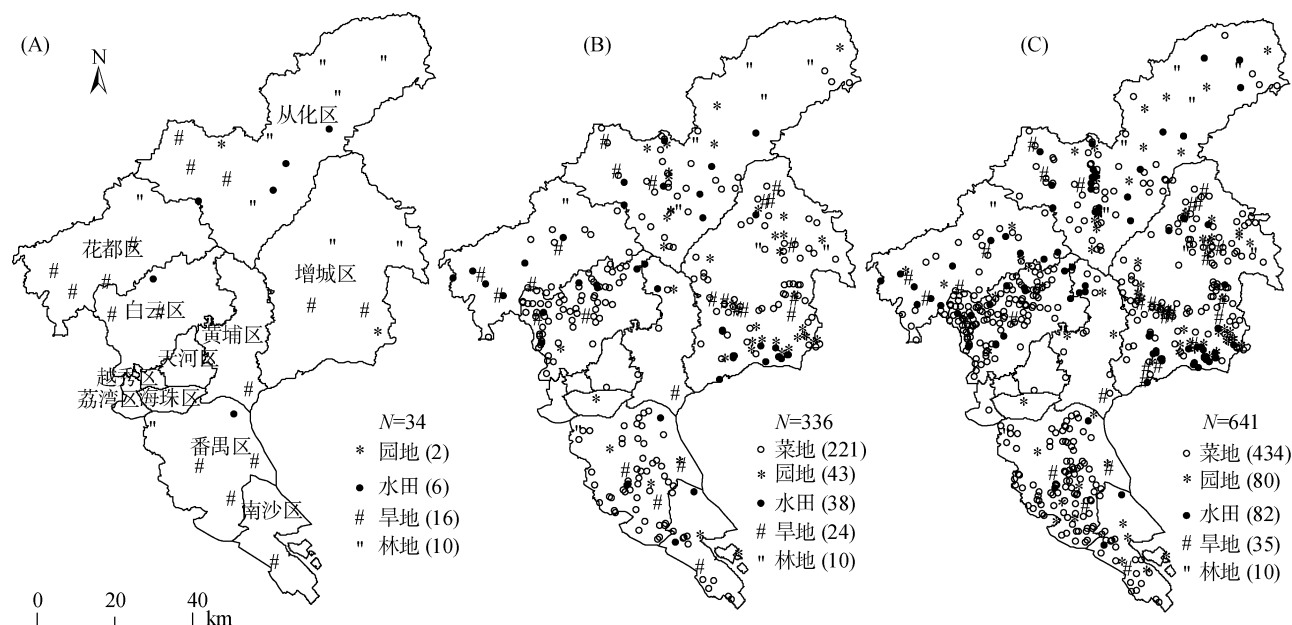


图 1 粗(A)、中(B)、细(C)粒度尺度土壤样点分布

Fig. 1 Distribution of soil samples at the coarse(A), medium (B) and fine (C) grained scales

尺度常以空间和时间维度的粒度(grain)和幅度(extent)来表征^[24]。本研究主要考虑的是空间维度的粒度尺度。以不同取样密度来表征空间粒度变化,划分为粗(样点数 34 个,采样密度 0.006 个/km²)、中(336 个;0.063 个/km²)和细(641 个;0.125 个/km²) 3 个粒度尺度(图 1)。由于只有两个批次的土壤样点数据,所以从总样本($N=641$)中随机抽取 336 个作为中粒度尺度的样本。

1.3 多尺度嵌套模型及模型检验

半方差函数是空间结构分析和最优化模拟的主要工具。多尺度嵌套模型是对不同尺度上表征变量空间变异的理论半方差模型进行套合,形式上可用不同尺度的半方差函数之和来表征^[25]:

$$\gamma(h) = r_0(h) + r_1(h) + \dots + r_n(h) = \sum_{i=0}^n r_i(h) \quad (1)$$

式中: $r_0(h)$ 为嵌套模型的块金方差,用细粒度尺度的块金值来表征; $r_i(h)$ 为不同尺度上表现出来的空间结构性,用理论半方差函数模型来表征。采用 I 值检验法^[26]来检验模型的最优性:

$$I = \frac{(Z^* - Z)^2}{\left[\frac{1}{P \times \left(1 - \frac{1}{\left[\frac{(Z^* - Z)^2}{S^{*2}} \right]} \right)} + (1 - P) \right]} \quad (2)$$

$$P = \begin{cases} 0.1, & 0 \leq \frac{(Z^* - Z)^2}{S^{*2}} < 100 \\ 0.2, & 100 \leq \frac{(Z^* - Z)^2}{S^{*2}} \end{cases} \quad (3)$$

式中: Z 为样点土壤特征变量实测值, Z^* 是对应实测点克里格估计值, S^* 是相应克里格估计标准差, P 为经验性参数。 I 值越小,表明理论半方差函数模型对变量空间结构的代表性越好。

通过插值过程产生的交叉验证表,使用平均绝对误差(mean absolute error, MAE)、均方误差(mean squared error, MSE)和相对误差进行插值精度验证:

$$\text{MAE} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Z - Z^*| \quad (4)$$

$$\text{MSE} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Z - Z^*]^2 \quad (5)$$

$$\text{相对误差} = (Z - Z^*) / Z \times 100 \quad (6)$$

式中: Z 为样点土壤特征变量实测值, Z^* 是对应样点

克里格估计值, N 为样点数。

1.4 数据处理及分析方法

使用 SPSS 20.0 软件的 Shapiro-Wilk($N < 50$)或 Kolmogorov-Smirnov 法($N > 50$)检验土壤 Cd 和 Pb 含量数据在 0.05 水平是否满足正态分布。使用 GS+9 软件对数据进行半方差分析, 选择最优化模型参数。在 ArcGIS 9.3 的地统计模块下, 分别使用普通克里格法和多尺度嵌套模型进行单尺度和多尺度空间插值, 在插值之前采取对数转换法对不满足正态分布的数据进行转换。

2 结果与讨论

2.1 农业土壤镉和铅的多尺度空间变异特征

表 1 为不同粒度尺度土壤 Cd 和 Pb 含量拟合的最优半方差函数模型参数。土壤 Cd 和 Pb 粗粒度尺度的空间变异以高斯或球状模型拟合效果最佳, 能解释 83.2%~87.9% 的土壤重金属空间变异。而中和细粒度尺度的最佳模型均分别是指数和球状模型, 能解释 94.2%~96.3% 的 Cd 或 39.1%~66.3% 的 Pb 空

间变异。块金值(C_0)表示由随机因素(实验误差和小于实际取样尺度)引起的空间变异, 基台值(C_0+C)表示系统总空间变异, 而 C_0 与 C_0+C 的比值是随机部分引起的空间变异占总系统变异的比列, 比值越高代表随机因素对总空间变异的贡献越大, 反之结构性因素(空间自相关)的贡献则越大, 根据其比值大小可划分为 3 种空间相关程度: 强($<25\%$)、中等($25\% \sim 75\%$)和弱($>75\%$)^[27-28]。表 1 显示, 随着空间粒度从粗到细, C_0 依次增大, 表明随机因素引起的空间变异性程度依次增大。 $C_0/(C_0+C)$ 显示, 土壤 Cd 在粗粒度尺度上空间相关性很强, 其空间变异主要由结构性因素引起, 而 Cd 和 Pb 在多尺度上空间相关性多为中等, 空间变异更多是由随机因素和结构性因素共同引起。随着空间粒度增大, 粗粒度尺度上结构性因素引起的空间变异逐渐凸显, 逐渐掩盖了细粒度尺度随机因素和结构性因素引起的空间变异。此外, 最优化 I 值呈现出: 粗粒度>中粒度>细粒度>多尺度, 表明单尺度上细粒度对土壤 Cd 和 Pb 空间变异的代表性最强, 但小于多尺度嵌套模型。

表 1 各尺度上半方差拟合函数参数
Table 1 Parameters of semi-variance functions at different scales

重金属	尺度	样本数	模型	块金值 C_0	基台值 C_0+C	$C_0/(C_0+C)$ (%)	变程 (km)	R^2	残差 RSS	I 值
Cd	粗	34	高斯	0.001 0	1.603 0	0.06	20.96	0.832	5.03×10^{-1}	0.040 3
	中	336	指数	0.202 0	0.736 0	27.45	35.10	0.963	7.79×10^{-3}	0.022 5
	细	641	球状	0.313 0	0.636 0	49.21	34.00	0.942	7.05×10^{-3}	0.017 5
	多尺度嵌套模型									-0.090 6
Pb	粗	34	球状	0.001 0	0.388 0	0.26	33.50	0.879	1.53×10^{-2}	608.92
	中	336	指数	0.108 2	0.285 4	37.91	18.60	0.391	1.85×10^{-2}	569.68
	细	641	指数	0.105 8	0.272 6	38.81	22.80	0.663	6.50×10^{-3}	560.88
	多尺度嵌套模型									234.32

2.2 多尺度嵌套模型及模型精度检验

基于不同尺度土壤重金属的空间结构, 多尺度嵌套模型的块金值为细粒度尺度上不能表征的空间变异, Cd、Pb 在细粒度尺度上的块金值分别为 0.313 0、0.105 8; 结构方差为各尺度结构方差的加和, 得到农业土壤 Cd 和 Pb 的半方差函数多尺度嵌套模型如下:

$$\gamma_{Cd}(h)=0.313\ 0\times\text{Nugget}+0.323\ 0\times\text{Spherical}(34\ 000)+0.534\ 0\times\text{Exponential}(35\ 100)+1.602\ 0\times\text{Gaussian}(20\ 960)\ (7)$$
$$\gamma_{Pb}(h)=0.105\ 8\times\text{Nugget}+0.166\ 8\times\text{Exponential}(22\ 800)+0.177\ 2\times\text{Exponential}(18\ 600)+0.387\ 0\times\text{Spherical}(33500)\ (8)$$

式中, $\gamma_{Cd}(h)$ 和 $\gamma_{Pb}(h)$ 分别表示 Cd 和 Pb 的半方差函数多尺度嵌套模型; Nugget 表示半方差函数的块金值。

表 2、图 2 和图 3 显示单尺度(细粒度)与多尺度嵌套模型插值结果。两种插值结果的均值与实测值差

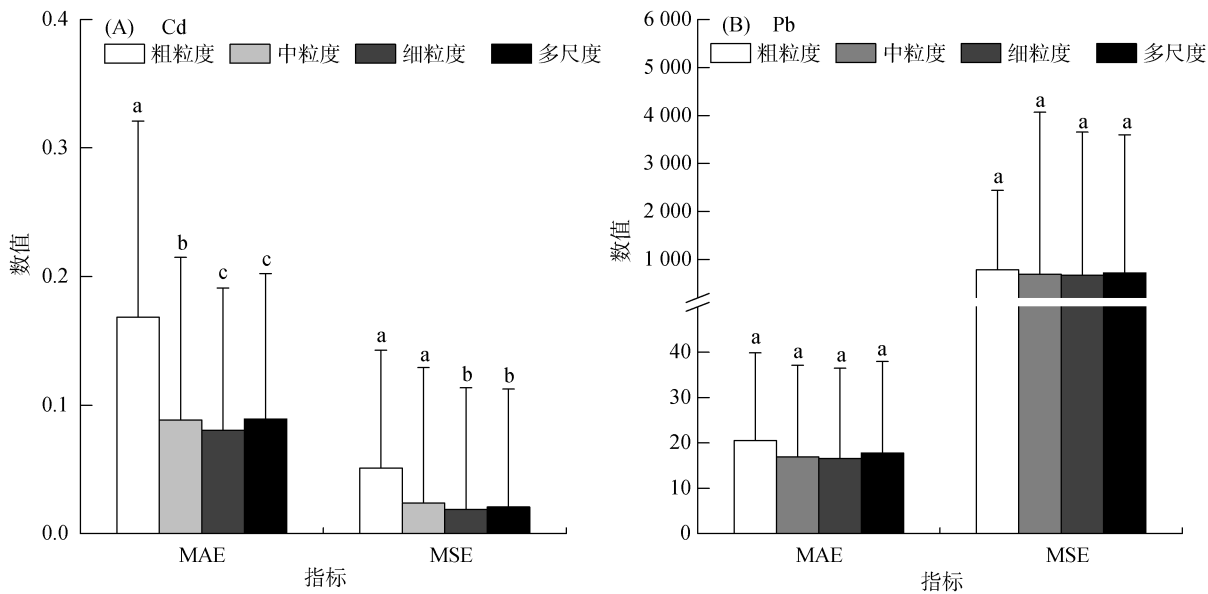
别不大, 但最小值都大于实测值, 而最大值、标准差和变异系数均小于实测值(表 2), 说明插值结果对数数据具有“压缩”作用, 这主要源于克里格插值方法的“平滑效应”减小了数据的变异性^[29]。从土壤样点的插值结果范围(最大值-最小值)、标准差和变异系数来看, 多尺度嵌套模型对数据的“压缩”作用明显小于单尺度方法, 能更大范围地保存数据的信息。插值交叉检验结果显示: 土壤 Cd 多尺度嵌套模型插值的 MAE 和 MSE 与细粒度无显著差异(ANOVA 分析; $P < 0.05$), 但显著小于粗粒度和中粒度尺度, 表明细粒度尺度和多尺度嵌套模型的插值效果更好, 而 Pb 插值的 MAE 和 MSE 在各尺度上不存在显著差异(图 2)。从相对误差的频率分布图来看(图 3), 土壤 Cd 和 Pb 不同尺度上相同误差率(如 $\leq 35\%$)的样点比

例呈现：细粒度>多尺度>中粒度>粗粒度，前 3 个尺度的插值正确率差别不大，但明显好于粗粒度尺度。整体来看，细粒度尺度的插值精度明显优于中和粗粒度尺度，但与多尺度嵌套模型差别不大，这与前人“多尺度模型插值精度明显高于单尺度方法”的结

论略有不同^[12-13]。这一方面可能源于粗粒度尺度样本太少，对变量空间变异的代表性差，影响了多尺度嵌套模型的整体精度。另一方面，研究区非农用地尤其是城市用地的存在，可能会干扰农业土壤重金属空间分异的连续性。

表 2 重金属含量实测值与估计值统计结果(mg/kg)
Table 2 Statistical values of measured and estimated heavy metals concentrations

重金属	数据源	均值	最小值	最大值	变差	标准差	变异系数(%)
Cd	实测值	0.156 1	0.004 1	1.280 0	1.275 9	0.142 4	91.23
	单尺度方法	0.154 1	0.057 1	0.405 0	0.347 9	0.057 9	37.57
	多尺度嵌套模型法	0.181 1	0.028 6	1.025 9	0.997 3	0.111 1	61.35
Pb	实测值	49.14	8.40	284.00	275.60	27.89	56.76
	单尺度方法	50.75	16.64	140.79	124.15	16.83	33.16
	多尺度嵌套模型法	54.76	13.44	181.61	168.17	22.06	40.28



(图中小写字母不同表示差异达到 $P<0.05$ 显著水平)

图 2 单因素方差分析检验土壤 Cd(A)和 Pb(B)空间插值精度在不同尺度上的差异(MAE、MSE)
Fig. 2 One-way ANOVA test for differences among different scales in interpolation precision by MAE and MSE

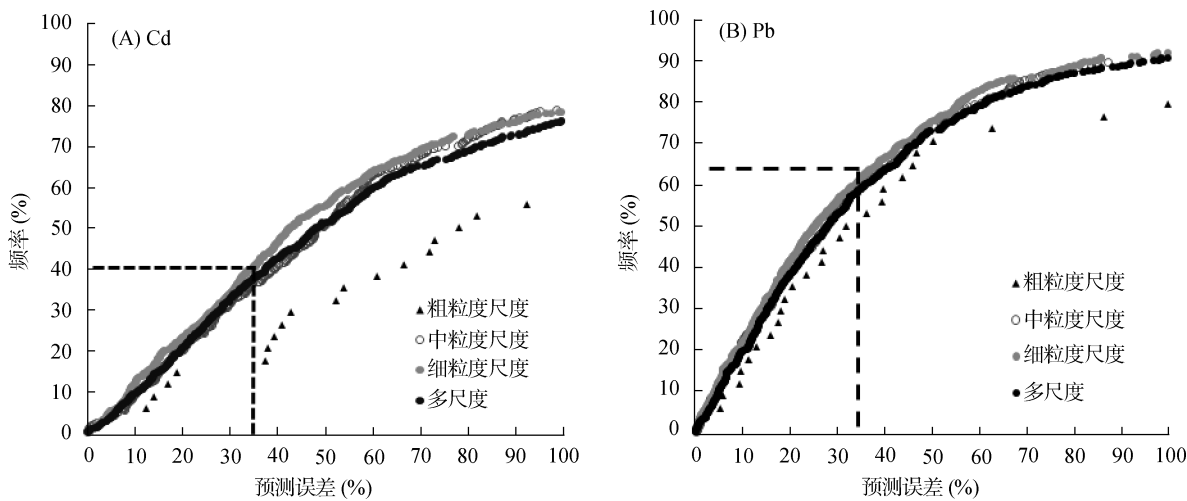


图 3 不同尺度上土壤 Cd(A)和 Pb(B)估计误差的累积频率分布图

Fig. 3 Accumulative frequency distribution curves of estimated errors by interpolation at multiples scales

2.3 土壤重金属含量空间结构特征

图 4 是基于多尺度嵌套模型插值得到的广州市农业土壤 Cd 和 Pb 含量空间分布图。全市农业土壤 Cd 含量普遍高于广东省土壤背景值^[30](0.056 mg/kg), 并且 7.64% 的区域超过国家土壤环境质量二级标准(GB15618-1995)^[31](0.3 mg/kg), 主要位于中心城区(天河区、黄浦区和海珠区)周边菜地, 少量位于从化区、南沙区以及花都区与白云区交界(图 4A)。虽然研究区有 89% 的农业土壤 Pb 含量高于广东省土壤背景值^[30](36 mg/kg), 但均未超过国家土壤环境质量二级标准(250 mg/kg)(图 4B)。

土壤重金属的输入途径多样, Luo 等^[32]对中国农业土壤重金属输入作了全面综述, 不同输入途径对不

同土壤重金属污染的贡献从大到小依次是: 大气沉降(43% ~ 85% 的年输入总量) > 畜禽粪便(8% ~ 36%) > 化肥(5% ~ 30%)(As、Pb、Cr、Ni 和 Hg), 或畜禽粪便(55%) > 大气沉降(35%) > 化肥(8%)(Cd)。总体来说, 大气沉降、畜禽粪便和化肥施用量是农业土壤重金属污染的三大致因。由于广州市中心城区工厂多迁到郊区, 结合 Cd 的污染特点, 中心城区农业土壤 Cd 污染更多可能与高交通活动引起的汽油、发动机和轮胎等燃烧或磨损释放的大气污染物沉降有关。此外, 广州市农业土壤采样点多位于菜地(图 1), 中心城区农业土壤 Cd 污染也可能与污水灌溉^[33-34]以及菜地长期过量施用化肥或有机肥尤其是 Cd 含量较高的磷肥有关^[35-36]。

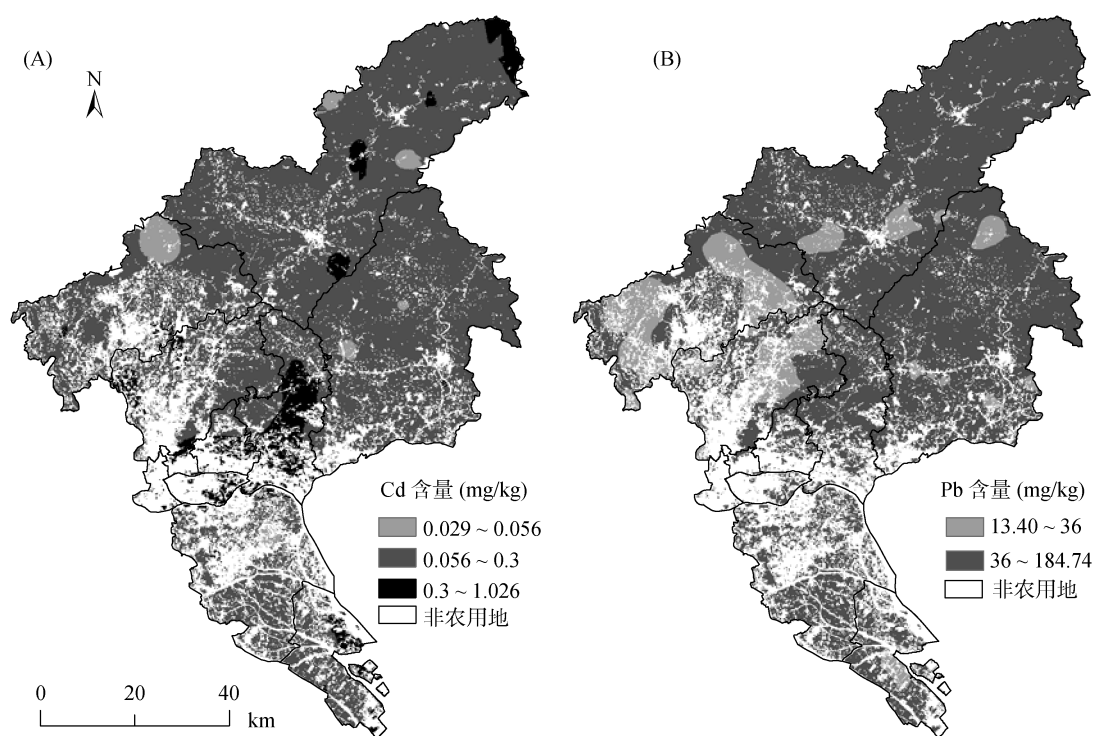


图 4 基于多尺度嵌套模型的土壤重金属含量空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution maps of heavy metal contents interpolated by multi-scale nested model

3 结论

1) 农业土壤 Cd 和 Pb 含量的空间变异具有尺度依赖性。随着空间粒度由粗到细, 农业土壤 Cd 和 Pb 空间相关性依次减弱, 细粒度尺度随机因素和结构性因素引起的空间变异逐渐被粗粒度尺度上结构性因素引起的空间变异所掩盖; 半方差函数模型对土壤重金属空间变异性的代表性依次增强。

2) 多尺度嵌套模型较单尺度的普通克里格插值, 更能充分地挖掘和利用土壤 Cd 和 Pb 的空间变异结构, 插值精度明显优于粗粒度和中粒度尺度, 但

与细粒度尺度相当。

3) 多尺度嵌套模型插值结果显示, 广州市农业土壤 Cd 和 Pb 含量普遍高于广东省土壤背景值, 但多数未超过国家土壤质量二级标准, Cd 污染区主要位于中心城区, 可能与交通活动释放、污水灌溉和过量施肥有关, 少量位于从化区、南沙区以及花都区与白云区交界。

参考文献:

- [1] 郭平, 谢忠雷, 李军, 周琳峰. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价[J]. 地理科学, 2005, 25(1):

- 108-112
- [2] 刘玉燕, 刘敏, 刘浩峰. 城市土壤重金属污染特征分析[J]. 土壤通报, 2006, 37(1): 184-188
- [3] 张磊, 宋凤斌, 王晓波. 中国城市土壤重金属污染研究现状及对策[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 258-260
- [4] Wei B, Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. Microchemical Journal, 2010, 94(2): 99-107
- [5] Hani A, Pazira E. Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 176(1-4): 677-691
- [6] 李军辉, 卢瑛, 张朝, 邓香连, 连槿. 广州石化工业区周边农业土壤重金属污染现状与潜在生态风险评价[J]. 土壤通报, 2011, 42(5): 1 242-1 246
- [7] Liu HB, Guo PT, Wu W, Wang ZY. Assessment of soil arsenic, chromium, mercury, and lead at an agricultural landscape scale[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2011, 20(8): 995-1 007
- [8] Lu AX, Wang JH, Qin XY, Wang KY, Han P, Zhang SZ. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China[J]. Science of the Total Environment, 2012, 425: 66-74
- [9] 胡克林, 张凤荣, 吕贻忠, 王茹, 徐艳. 北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 463-468
- [10] Nanos N, Martin RJA. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: Spatial variability in the Duero River Basin(Spain)[J]. Geoderma, 2012, 189: 554-562
- [11] 巫振富, 赵彦锋, 申眺, 宋轩, 万红友, 陈杰. 景观复杂地区土壤有机质变异的多尺度特征——以河南省登封市土壤为例[J]. 土壤通报, 2012, 43(5): 1 080-1 085
- [12] Huo XN, Li H, Sun DF, Zhou LD, Li BG. Multi-scale spatial structure of heavy metals in agricultural soils in Beijing[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, 164(1-4): 605-616
- [13] 霍霄妮, 李红, 张微微, 孙丹峰, 周连第, 李保国. 北京耕作土壤重金属多尺度空间结构[J]. 农业工程学报, 2009, 25(3): 223-229
- [14] 王圣伟, 冯娟, 刘刚, 张天蛟. 多嵌套空间尺度农田土壤重金属空间变异研究[J]. 农业机械学报, 2013(6): 128-135
- [15] 柴世伟. 广州市农业土壤重金属污染特点及汞污染土壤修复研究[D]. 广州: 中山大学, 2004
- [16] Li JH, Lu Y, Yin W, Gan HH, Zhang C, Deng XL, Lian J. Distribution of heavy metals in agricultural soils near a petrochemical complex in Guangzhou, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 153(1-4): 9 871-9 888
- [17] 广州市统计局. 广州统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2009
- [18] 广州市国土资源和房屋管理局. 广州市土地利用总体规划(2006-2020年)[EB/OL]. 2013-03-28. <http://www.gz.gov.cn/publicfiles/business/htmlfiles/gzgov/s2884/201405/2662804.html>.
- [19] 吴志峰, 黄银华, 姜春. 广州市土壤与植被碳蓄积及其空间格局分析[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2014, 13(3): 73-79
- [20] 陈俊坚, 张会化, 曾晓舵, 刘鉴明. 广东省土壤砷元素空间变异与环境意义[J]. 生态环境学报, 2011, 20(5): 956-961
- [21] 杨国义, 张天彬, 万洪富, 罗薇, 高原雪. 广东省典型区域农业土壤中重金属污染空间差异及原因分析[J]. 土壤, 2007, 39(3): 387-392
- [22] Zhang HH, Yuan HX, Hu YG, Wu ZF, Zhu LA. Spatial distribution and vertical variation of arsenic in Guangdong soil profiles, China[J]. Environmental Pollution, 2006, 144(2): 492-499
- [23] Zhang HH, Li FB, Wu ZF, Li DQ, Xu DR, Yuan HX. Baseline concentrations and spatial distribution of trace metals in surface soils of Guangdong Province, China[J]. Journal of Environmental Quality, 2008, 37(5): 1 752-1 760
- [24] 郭建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级[M]. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2007: 103-125
- [25] 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: 74-76
- [26] 徐英, 陈亚新, 史海滨, 魏占民. 土壤水盐空间变异尺度效应的研究[J]. 农业工程学报, 2004, 20(2): 1-5
- [27] 郭旭东, 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 李俊然. 河北省遵化平原土壤养分的时空变异特征——变异函数与 Kriging 插值分析[J]. 地理学报, 2000, 55(5): 555-566
- [28] 李龙, 姚云峰, 秦富仓, 郭月峰, 王欣, 常伟东. 小流域土壤有机碳密度空间变异特征的尺度效应研究[J]. 土壤, 2014, 46(5): 787-792
- [29] 李保国, 胡克林, 陈德立, White RE. 农田土壤表层饱和导水率的条件模拟[J]. 水利学报, 2002, 33(2): 36-40, 46
- [30] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 330-366
- [31] 国家环境保护局. 土壤环境质量标准(GB15612-1995)[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995
- [32] Luo L, Ma YB, Zhang SZ, Wei DP, Zhu YG. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90: 2 524-2 530
- [33] 熊思健, 邵建华, 陈绍荣. 稻田镉污染及其治理修复[J]. 磷肥与复肥, 2014, 29(1): 72-74
- [34] 曾海鹏, 张仲鏢, 余海旋, 叶双, 陈运福, 冯茜丹. 广州河涌底泥重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 广东化工, 2013, 40(19): 104-106
- [35] Huang SW, Jin JY. Status of heavy metals in agricultural soils as affected by different patterns of land use[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 139(1-3): 317-327
- [36] 高志岭, 刘建玲, 廖文华. 磷肥施用与镉污染的研究现状及防治对策[J]. 河北农业大学学报, 2001, 24(3): 90-94, 99

Multi-scale Spatial Structure of Cd and Pb in Agricultural Soils in Guangzhou

HUANG Yin-hua^{1, 2, 3}, LI Cheng³, LI Fang-bai³, CHENG Jiong³, WU Zhi-feng^{1, 3*}

(1 *School of Geographical Sciences, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China*; 2 *Guangdong Guodi Institute of Resource and Environment, Guangzhou 510075, China*; 3 *Guangdong Key Laboratory of Agricultural Environment Pollution Integrated Control, Guangdong Institute of Eco-environmental and Soil Sciences, Guangzhou 510650, China*)

Abstract: Using agricultural topsoil samples from 641 sites in Guangzhou collected in 2005 and methods of geo-statistics and multi-scale nested model, we characterized the scale effect of spatial structure of heavy metals of Cd and Pb in agricultural soils on three scales and projected their spatial distributions. The results showed that the spatial dependence decreased from coarser to fine grained scales, while the representation of semivariance improved increase with changing scales correspondingly. The spatial interpolation accuracy of Cd and Pb using the multi-scale nested model was in totally higher than that using the ordinary Kriging at a single scale. The multi-scale nested model estimated that the majority of agricultural soils in Guangzhou were uncontaminated compared with the Grade II national standard for heavy metal concentration in agricultural soils, of which 7.64% were polluted by Cd primarily located in vegetable fields near the most densely populated area (i.e. city center) and probably due to traffic activities, chemical fertilizer and sewage irrigation.

Key words: Agricultural soil; Heavy metal; Multi-scale; Spatial structure; Guangzhou