

DOI: 10.11766/trxb201603100033

基于GIS的农业土壤重金属风险评价研究*

——以南京市八卦洲为例

宋金茜¹ 朱 权¹ 姜小三^{1†} 赵海燕¹ 梁永红^{2†} 罗永霞¹ 王 强¹
赵林丽¹

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

(2 江苏省耕地质量与农业环境保护站, 南京 210036)

摘 要 农产品产地环境安全受到广泛关注, 合理评价农产品产地土壤重金属的风险状况, 具有现实和长远意义。以南京市八卦洲农业土壤为例, 选取对人体危害较大的As、Cd、Cr、Hg、Pb五种重金属元素, 对表层土壤进行采样分析, 分别采用传统标准方法、农业部发布的《全国农产品产地土壤重金属安全评估技术规定》(产地评估标准方法)和改进地累积综合指数法对该地区农业土壤重金属风险状况进行评价, 运用GIS地统计学方法分析重金属风险等级的分布特征。结果表明: 5种重金属元素的平均含量分别为11.0、0.38、92.1、0.08和34.5 mg kg⁻¹, 除元素Hg以外, 均超过南京市土壤环境背景值。产地评估标准方法表明八卦洲超过80%的耕地无重金属风险, 风险区零散分布在八卦洲西南部、南部以及东部地区, Cd和Pb是造成低风险的主要元素; 传统标准方法仅显示了Cd元素的超标特征; 地累积指数法表明Cd、Cr、Pb三种元素受人为活动影响较大, 改进地累积综合指数法表明研究区总体生态状况良好。传统标准方法与产地评估标准方法能共同识别无风险的区域, 而产地评估标准方法能更好地评价和划分农业土壤重金属风险区域, 建议与改进地累积综合指数法结合使用, 共同评估该地区农业土壤重金属风险水平、空间分布以及生态风险特征。

关键词 农业土壤; 重金属; 风险评价; GIS

中图分类号 X82 **文献标识码** A

土壤重金属风险评价是土壤环境质量评价的重要组成部分。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^[1]。农业土壤重金属污染不仅会对土壤生态系统带来不利影响, 同时也会关系到食品安全和潜在的健康风险问题^[2]。开展农业土壤重金属风险评价工作, 可以了解农业土壤重金属的风险程

度以及超标元素类型, 为合理划分农产品产地环境土壤安全等级、有效利用土地资源、土壤修复工作等提供科学依据和指导建议。

GIS技术应用于土壤重金属风险评价实现了从点状数据到面状信息的表达^[3-4], 其中地统计分析被广泛应用于土壤重金属的空间变异研究^[5-6]。在使用地统计学方法对评价指数进行插值分析时, 针

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-009)和江苏省农产品产地安全智慧管控系统项目(JSZC-G2015-039)共同资助 Supported by the National water pollution control and management technology major projects (2012ZX07101-009) and Intelligent management system for safety of agricultural producing area of Jiangsu Province, China (JSZC-G2015-039)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: gis@njau.edu.cn; 1597152683@qq.com

作者简介: 宋金茜(1994—), 女, 河南新乡人, 硕士研究生, 主要从事土壤资源环境遥感与信息系统研究。E-mail: 412883774@qq.com

收稿日期: 2016-03-10; 收到修改稿日期: 2016-07-30; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2016-09-19

对不同的目标,对特定土地利用类型的研究较为普遍,然而大多数研究未对相应土地利用类型的面积进行提取分析,这可能会对插值评价结果中风险区域面积、范围的判断产生一定的影响。八卦洲是江北新区的一部分,以农业和生态旅游业为主要发展特色,是重要的粮食蔬菜生产基地,对其农业土壤进行重金属现状风险评价十分必要。我国学者在参考不同的标准和方法的基础上,对八卦洲不同区域土壤重金属的浓度以及分布特征分别进行了研究^[7-11],虽取得了一些研究成果,但缺乏对评价方法以及评价标准的改进和创新。而且由于采样时期、区域、评价方法以及标准参数的差异,研究结果难以进行比较,尚没有一种公认的可广泛接受的模型或方法能全面评价农业土壤重金属的风险程度^[12-13]。鉴于农业部于2015年10月发布了《全国农产品产地土壤重金属安全评估技术规定》,其中修改了相关重金属元素在农产品产地土壤中的含量限值,并在单因子指数法评价的基础上提出了最大单项指数法,用于采样点多种重金属元素的综合评价,因此,有必要采用该产地评估标准方法对八卦洲农业土壤重金属进行风险评价,并对原有评价方法进行改进,与传统标准方法评价结果进行比较。

本研究针对八卦洲农业土壤中As、Cd、Cr、Hg、Pb五种重金属元素,分别以南京市背景值、国家土壤环境二级标准值和农业部发布的“农产品产地土壤安全评估参比值”为基准,采用单因子与多因子结合的评价方法,对该地区农业土壤重金属进行风险评价,并通过ArcGIS10.2的地统计学方法对各综合评价指数进行插值分析,划分风险等级分布区,综合评价八卦洲农业土壤重金属风险状况,比较各评价方法与标准对评价结果的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

八卦洲位于30°10'N、118°49'E,行政区域面积56 km²,处于南京市栖霞区西北部,与六合区、浦口区共同组成南京江北新区,是长江中仅次于崇明岛和扬中岛的第三大岛。八卦洲属于亚热带季风气候区,具有四季分明、温暖湿润、雨量集中的特点,降雨过程多发生在6—9月,其多年平均降雨量为1 000~1 100mm,多年平均气温为15.4℃,常年盛行东南风和东北风。洲上地势低平,总体呈现

西北略高、东南略低的格局。土壤类型主要有水稻土和灰潮土,成土母质主要为长江冲积物,以种植特种蔬菜为主,是江苏省最大的“野八鲜”生产基地,有“江中绿岛”和“中国芦蒿第一乡”之称。洲两岸汇聚了许多大型企业,洲东南有南京新生圩港和南京新港开发区,洲北有南京钢铁集团、南京热电厂、华能南京电厂、南化集团、扬子石化等国家特大型企业。

1.2 采样点布设

为了全面调查研究区土壤重金属含量状况和减少局部突变性信息的遗漏^[14],采用ArcGIS10.2进行网格布点。具体步骤:(1)创建大小为0.667 km²的网格(Create Fishnet):在八卦洲行政边界图上创建816.5m×816.5m的网格,并与该地土地利用图合并(Union);(2)生成中心点(Feature To Point):将八卦洲的耕地选中为目标区块,在网格内部生成中心点;(3)筛选(Select by Attributes):每个网格内仅保留一个中心点,保证该点所代表的区块面积大于0.334 km²;(4)校验:使用该地区高精度的遥感图逐点校正采样点的位置,根据高清显示的地物信息适当删除或移动采样点。最终生成66个采样点,对其转换坐标并添加经纬度属性,分幅制作采样点位置图以及相应的经纬度信息表。

1.3 样品采集与分析

土壤样品采集时间为2015年6月,将采样点位置的相关图表交由江苏省耕地质量与农业环境保护站,由相关工作人员完成采样,中心点由差分GPS定位并记录,导入到ArcGIS10.2中根据经纬度信息生成实际采样点分布图,见图1。每个样点采用梅花形采样法采集5个以上子样组成一个混合样品,采样深度为0~20cm,剔除土壤样品与金属采样器接触的部分后,放入聚乙烯塑料袋内保存。将土壤样品自然风干,剔除样品中植物根系、残渣及可见侵入体,用木制工具碾碎,用玛瑙研钵研磨过100目尼龙筛^[15]。土样的测定分析所用试剂、标准溶液配置以及仪器工作参数均遵循相关技术要求规范^[16],分析数据由江苏省耕地质量与农业环境保护站提供。As、Hg含量用氢化物发生原子荧光光谱法(HG-AFS)分析;Cd含量用石墨炉原子吸收光谱法(GF-AAS)分析;Cr、Pb含量采用电感耦合等离子体发射光谱法(ICP-AES)分析。样品分析质量水平由重复性检验的方式监控。

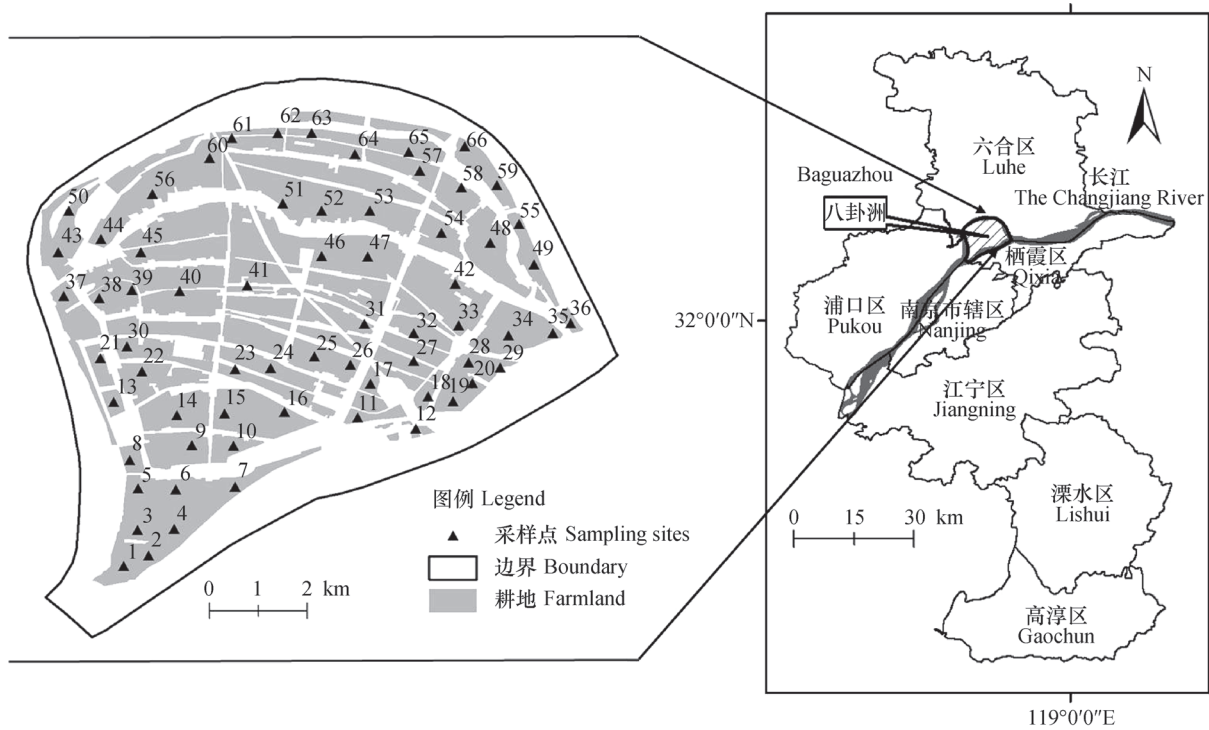


图1 八卦洲采样点分布及地理位置图

Fig. 1 Distribution map of soil sampling points and geographical location map of the Baguazhou

1.4 评价方法

评价方法包括单因子评价和多因子综合评价，常用的单因子评价方法包括单因子指数法和地累积指数法等^[17]。单因子指数法对土壤中的某一元素的风险程度进行评价，其计算公式为：

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中， P_i 为土壤中该元素的单因子指数； C_i 为元素的实测浓度； S_i 为评价标准（见表1）。农业部发布的农产品产地土壤重金属安全评估参比值，在国家土壤环境质量二级标准的基础上进行了修改和调整。由表1可以看出，农业部标准对元素As、Pb、Cr按照水稻地、蔬菜地及其他农产品产地进行分类，有别于国家标准中按照水田和旱地进行分类，并且对于元素Pb的限值进行了较大的修改，其他元素的限值也进行了不同幅度的调整。因此本文分别采用两种评价标准进行单因子指数的计算，以比较新老标准对评价结果的影响。

在单因子指数的基础上发展出来的多因子综合评价方法包括最大单项指数法和内梅罗综合指数法等。其中最大单项指数法是农业部环境检测总站针对全国农产品产地土壤规定的综合评估方法，即按点位单项指数 P_i 的最大值 $P_{i\max}$ 来确定各个点位的安

全等级。内梅罗综合指数法^[17]同时考虑了污染物的平均值和最大值，其计算公式如下：

$$P = \sqrt{\frac{\bar{P}_i^2 + P_{i\max}^2}{2}} \quad (2)$$

式中， P 为内梅罗综合指数； \bar{P}_i 为各元素单项指数的平均值； $P_{i\max}$ 为各元素单项指数的最大值。

地累积指数法由德国海德堡大学沉积物研究所的科学家Muller^[19]在1969年提出，用于定量评价沉积物中的重金属污染程度。该指数不仅反映了重金属分布的自然变化特征，而且可以判别人为活动对环境的影响^[20]。其计算公式为：

$$I_{geo} = \log_2 [C_i / KB_i] \quad (3)$$

式中， I_{geo} 为地累积指数； C_i 为元素的实测浓度； K 是考虑各地岩石差异可能会引起背景值的变动而取的系数（一般取值为 $K = 1.5$ ）； B_i 为该元素的地球化学背景值。

在分别使用最大单项指数法和内梅罗综合指数法对研究区土壤重金属进行风险等级划分时，为了进一步比较多因子评价方法的结果差异，本研究在地累积指数法的基础上创建了改进地累积综合指数法。该方法考虑了重金属的潜在生态毒性^[21-22]，

表1 土壤重金属元素相关标准^[18]

| 《土壤环境质量标准》(GB15618-1995) 二级标准值 Criteria Grade II from "Quality Standard for Soil Environment (GB15618 - 1995)" | | | | 农产品产地土壤安全评估参比值 Reference value for safety assessment of agricultural soil | | | |
|--|-------|-----------|-------|--|-------|-----------|-------|
| 重金属 Heavy metals | pH | | | 重金属 Heavy metals | pH | | |
| | < 6.5 | 6.5 ~ 7.5 | > 7.5 | | < 6.5 | 6.5 ~ 7.5 | > 7.5 |
| Cd | ≤0.3 | ≤0.3 | ≤0.6 | Cd | ≤0.3 | ≤0.4 | ≤0.5 |
| Hg | ≤0.3 | ≤0.5 | ≤1 | Hg | ≤0.3 | ≤0.5 | ≤0.7 |
| As水田Paddy field | ≤30 | ≤25 | ≤20 | As水稻、蔬菜地 Paddy and vegetable field | ≤25 | ≤20 | ≤20 |
| As旱地Upland | ≤40 | ≤30 | ≤25 | As其他Other | ≤40 | ≤30 | ≤30 |
| Pb | ≤250 | ≤300 | ≤350 | Pb蔬菜地 Vegetable field | ≤40 | ≤60 | ≤80 |
| | | | | Pb其他Other | ≤100 | ≤150 | ≤200 |
| Cr水田Paddy field | ≤250 | ≤300 | ≤350 | Cr蔬菜地Vegetable field | ≤150 | ≤200 | ≤250 |
| Cr旱地 Upland | ≤150 | ≤200 | ≤250 | Cr 其他Other | ≤200 | ≤250 | ≤300 |

对各元素的地累积指数进行加权求和, 以评价采样区域由于人为因素对生态环境造成的综合风险程度, 计算公式为:

$$I = \sum_{i=1}^n (I_{geo} \cdot T_i) = \sum_{i=1}^n (I_{geo} \cdot T_r^i / T) \quad (4)$$

式中, I 为改进地累积综合指数; I_{geo} 为各元素的地累积指数; T_i 为元素 i 的毒性因子权重; T_r^i 为元素 i 的毒性系数^[23] (As、Cd、Cr、Hg、Pb的毒性系数分别为10、30、2、40、5); T 为这五种重金属毒性系数的和。表2为以上每种评价指数的分级标准。

表2 评价指数分级标准

| 等级 Level | 风险水平 Risk level | 评价指数 Evaluation index | | |
|-------------|--------------------|-----------------------|------------------|-----------------|
| | | P_i 或 P_{imax} | P | I_{geo} 或 I |
| I | 无风险 Risk-free | $P \leq 1$ | $P \leq 0.7$ | $I < 0$ |
| II | 低风险 Low risk | $1 < P \leq 2$ | $0.7 < P \leq 1$ | $0 \leq I < 1$ |
| III | 中度风险 Medium risk | $2 < P \leq 3$ | $1 < P \leq 2$ | $1 \leq I < 2$ |
| IV | 高风险 High risk | $P > 3$ | $2 < P \leq 3$ | $2 \leq I < 3$ |

注: P_i 为单因子指数; P_{imax} 为最大单项指数; P 为内梅罗综合指数; I_{geo} 为地累积指数; I 为改进地累积综合指数 Note: P_i was the single factor index, P_{imax} was the maximum single factor index, P was the Nemerow comprehensive index, I_{geo} was the geo-accumulation index, I was the improved geo-accumulation comprehensive index

1.5 统计分析与制图

利用Microsoft Excel 2013进行数据的处理和统计分析, 采用SPSS 20进行重金属元素的相关性分析。点位风险率只能揭示采样点的重金属风险特征, 要对八卦洲农业土壤进行全面评价需借助软件ArcGIS10.2中的地统计分析 (Geostatistical Analyst) 模块进行空间预测以及误差验证。本研究侧重对评价方法的比较以及风险等级的空间分布特征, 因此分别对 P 、 P_{imax} 、 I 三种综合评价指数进行空间插值分析, 选择的预测模型为反距离权重 (Inverse Distance Weighting, IDW) 空间插值法。该方法是基于Tobler定理提出的一种空间确定性插值方法, 其原理是通过计算未测量点附近各个点的测量值的加权平均来进行插值, 根据空间自相关性原理, 在空间上越靠近的事物或现象越相似, 则其在最近点处取得的权值最大^[24]。反距离权重插值法仅考虑已知样点与未知样点的距离远近, 而不考虑它们之间的空间分布及方位关系, 适用于样本数较少的空间插值。针对本研究目标, 选择反距离权重插值方法, 插值底图为八卦洲1:2万耕地分布图 (2009年)^[25], 为了解插值的精度, 对其进行误差验证。

风险评价指数的空间分布制图具体步骤为:

①插值 (IDW): 创建训练子集和测试子集, 样本数分别为60和6, 将训练子集进行反距离权重插值;

②验证 (Validation)：使用测试子集进行验证，统计预测值与真实值之间的平均误差 (ME) 和均方根误差 (RMSE)，ME 接近 0，RMSE 越小，则预测误差越小，精度越高；③输出 (Export)：将插值结果输出为栅格单元大小为 50 m × 50 m 的图层，并用八卦洲的耕地分布图对其进行掩模提取；④重分类 (Reclassify)：按照评价指数分级标准 (表 2) 对风险程度进行分级，根据各风险等级对应的像元个数计算该等级所占面积百分比，进而制得八卦洲农业土壤重金属综合风险等级分布图。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量特征

对土壤重金属含量实测值进行描述性统计，结果见表 3。5 种重金属元素的含量均值分别为 11.0、0.38、92.1、0.08、34.5 mg kg⁻¹，标准差分别为 2.44、0.16、16.71、0.06、7.28 mg kg⁻¹，除 Hg 以外，其余四种重金属元素的含量均值和中值

均超过南京地区土壤元素背景值。变异系数介于 0.18 ~ 0.69 之间，可以反映元素在土壤中的变异性和均匀性。变异程度大小为 Hg > Cd > As > Pb > Cr，其中 Hg 和 Cd 的变异系数均达到 0.4 以上，分别属于强变异和中等变异，空间变异相对显著，易受人为活动影响；As、Cr、Pb 的变异系数均在 0.2 左右，属于弱变异性，说明这三种元素受外界影响比较小，空间变异相对不显著，可能具有同源性。偏度是统计数据分布偏斜方向和程度的度量，偏度为零表示数值相对均匀地分布在平均值的两侧，5 种元素的偏度系数均为正，说明数据为右偏离，可能是由于人为活动等造成重金属元素不断富集的现象。峰度表征概率密度分布曲线在平均值处峰值高低的特征数，峰度系数表明 Cd、Hg 的数据分布较为集中，As、Cr、Pb 的数据分布较为分散。Pearson 相关性分析表明 (表 4)：As 与 Cr、Pb 相互之间有极显著相关性，进一步证明了这三种元素的同源性。Cd、Cr、Hg 和 Pb 相互之间相关性极显著，容易有复合污染或同源性。

表 3 八卦洲土壤重金属含量基本统计特征

Table 3 Statistical characteristics of soil heavy metal contents in Baguazhou (n=66)

| 重金属 Heavy metal | 最小值 Min (mg kg ⁻¹) | 最大值 Max (mg kg ⁻¹) | 中值 Median (mg kg ⁻¹) | 均值 Mean (mg kg ⁻¹) | 标准差 SD (mg kg ⁻¹) | 变异 系数 CV | 偏度 Skewness | 峰度 Kurtosis | 背景值 Background value (mg kg ⁻¹) |
|--------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--|--------------------------------------|-------------------------------------|----------------|----------------|----------------|---|
| As | 6.2 | 19.7 | 11.7 | 11.0 | 2.44 | 0.22 | 0.16 | 1.34 | 10.6 |
| Cd | 0.13 | 1.52 | 0.38 | 0.38 | 0.16 | 0.42 | 5.53 | 39.60 | 0.19 |
| Cr | 63.2 | 154.0 | 93.0 | 92.1 | 16.71 | 0.18 | 0.47 | 1.48 | 59 |
| Hg | 0.04 | 0.52 | 0.07 | 0.08 | 0.06 | 0.69 | 6.88 | 52.01 | 0.12 |
| Pb | 22.7 | 66.4 | 34.0 | 34.5 | 7.28 | 0.21 | 1.23 | 4.41 | 24.8 |

注：八卦洲背景值源自夏增禄等^[26]在《土壤元素背景值及其研究方法》中提出的南京地区若干元素的背景值 Note: Heavy metal background values of Baguazhou were quoted from "Background values of soil elements and research methods (In Chinese)" (Xia Z L, et al.)^[26]

表 4 不同重金属之间的相关性

Table 4 Pearson correlation analysis of the 5 heavy metals in the soil (n=66)

| | As | Cd | Cr | Hg | Pb |
|----|--------|--------|--------|--------|------|
| As | 1.00 | | | | |
| Cd | 0.16* | 1.00 | | | |
| Cr | 0.67** | 0.53** | 1.00 | | |
| Hg | 0.25* | 0.88** | 0.55** | 1.00 | |
| Pb | 0.61** | 0.65** | 0.92** | 0.63** | 1.00 |

注：*在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关，**在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关 Note: *Significantly correlated at the 0.05 level, **significantly correlated at the 0.01 level

2.2 土壤重金属风险评价指数

将单因子指数与综合评价指数分别进行统计(表5),可以看出:根据国家土壤环境质量二级标准得到单因子指数 P_1 的平均值大小为 $Cd > As > Cr > Hg > Pb$,均小于1,说明土壤中五种重金属元素的浓度均值均不超标,总体上符合农业生产要求;内梅罗综合指数 P 的平均值为0.62,小于0.7,属于安全生产级别。按照农业部发布的《全国农产品产地土壤重金属安全评估技术规定》中的限值计算的单因子指数 P_2 的平均值大小为 $Cd > As > Pb > Cr > Hg$,均小于1,属于无风险级别,与 P_1 相比,该标准对元素 Pb 的规定更加严格;最大单项指数 P_{imax} 的均值为0.87,小于1,说明采样区整体土壤

重金属状况良好。地累积指数 I_{geo} 的平均值大小为 $Cd > Cr > Pb > As > Hg$,其中只有 Cd 和 Cr 的地累积指数均值大于0,分别为0.36和0.03,具有轻微风险,改进地累积综合指数平均值为-0.52,小于0,说明总体上人为活动对重金属的输入未造成八卦洲农业土壤生态环境的风险。

根据评价指数分级标准(表2)计算有风险的样本所占总体样本的百分比,用点位风险率表示。总体来看,大部分有风险的点位处于Ⅱ级低风险水平。其中, P_1 显示分别有13个和1个样本的 Cd 元素处于Ⅱ级和Ⅲ级水平,元素 Cd 的点位风险率约为21.2%; P_2 显示元素 Cd 和 Pb 的点位风险率分别为19.7%和7.6%,除一个样点外均处于Ⅱ级水平; I_{geo}

表5 土壤重金属评价指数结果

Table 5 Statistics of evaluation indices of soil heavy metals

| 评价指数Evaluation index | 重金属 Heavy metal | 最大值Max | 最小值Min | 平均值Mean | 标准差SD |
|--|-----------------|--------|--------|---------|-------|
| 单因子指数 P_1 Single factor index | As | 0.79 | 0.23 | 0.42 | 0.11 |
| | Cd | 2.53 | 0.22 | 0.78 | 0.37 |
| | Cr | 0.74 | 0.23 | 0.4 | 0.13 |
| | Hg | 0.57 | 0.04 | 0.12 | 0.11 |
| | Pb | 0.19 | 0.06 | 0.11 | 0.03 |
| 内梅罗综合指数 P Nemerow comprehensive index | | 1.9 | 0.3 | 0.63 | 0.27 |
| 地累积指数 I_{geo} Geo-accumulation index | As | 0.31 | -1.37 | -0.57 | 0.34 |
| | Cd | 2.42 | -1.13 | 0.34 | 0.43 |
| | Cr | 0.8 | -0.49 | 0.03 | 0.26 |
| | Hg | 1.53 | -2.13 | -1.23 | 0.47 |
| | Pb | 0.84 | -0.71 | -0.14 | 0.29 |
| 改进地累积综合指数 I Improved geo-accumulation comprehensive index | | 1.59 | -1.17 | -0.5 | 0.36 |
| 单因子指数 P_2 Single factor index | As | 0.99 | 0.31 | 0.53 | 0.12 |
| | Cd | 3.04 | 0.26 | 0.84 | 0.35 |
| | Cr | 0.74 | 0.25 | 0.41 | 0.14 |
| | Hg | 0.74 | 0.06 | 0.15 | 0.11 |
| | Pb | 1.07 | 0.16 | 0.48 | 0.22 |
| 最大单项指数 P_{imax} The maximum single factor index | | 3.04 | 0.44 | 0.87 | 0.34 |

注:单因子指数 P_1 和 P_2 分别采用《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)中的二级标准值与农业部规定的《全国农产品产地土壤重金属安全评估技术规定》中的标准值(见表3)计算得到, P_{imax} 根据 P_2 求得。Note: The calculation of single factor index P_1 and P_2 refers to the Grade II criteria of the "Quality Standard for Soil Environment (GB15618-1995)" and the criteria of "the National Technical Regulations for Safety Assessment of Soil Heavy Metals in Agricultural Production Areas", Ministry of Agriculture (Table 3), P_{imax} was worked out according to P_2 .

显示约80%、59%和32%的土壤样点分别存在Cd、Cr和Pb元素轻微风险。内梅罗综合指数、最大单项指数以及改进地累积综合指数显示分别有10.6%、23%和3%的土壤样点处于风险水平。其中有极个别样点达到Ⅲ级或Ⅳ级，即中等—高风险，需加密布点监测。

2.3 土壤重金属风险指数分布特征

将三种综合评价方法得到的风险指数P、I、 $P_{i\max}$ 分别进行空间插值(图2)。可以看出,基于内梅罗综合指数P得到该区域有三个风险等级:无风险的区域占八卦洲耕地的70.2%,符合安全生产级别;低风险区所占面积为27.5%,属于安全生产的警戒线,这些地区的土壤重金属风险需引起关注,加强监测工作;高风险区所占面积仅为2.3%,主要分布在八卦洲南部和东部,分布较零散,主要受元素Cd的分布影响,这可能与八卦洲东南有较多大型工厂企业的分布有关,需加紧污染源的排查和管控,开展土壤修复工作。基于改进地累积综合指数I同样得出三个风险等级:八卦洲约98.7%的耕地处于Ⅰ级,即考虑到各元素的生态毒性差异,大部分耕地的重金属累积程度未对土壤生态环境造成危害;西南角极少地区有较为突出的重金属累积以及生态风险,可能与元素Cd、Pb以及Cr的复合污染有关。基于最大单项指数 $P_{i\max}$ 得到该地区有四个风险等级:Ⅰ级和Ⅱ级的区域面积

分别占八卦洲耕地的81.5%和17.9%,其中Ⅱ级,即低风险区主要分布在八卦洲南部和东部,Ⅲ级和Ⅳ级的区域面积共占0.6%,位于西南角地区,主要是Cd和Pb两种元素的超标导致了最大单项指数的风险分布特征。对插值精度进行验证得到,P、I、 $P_{i\max}$ 三项风险指数的预测值平均误差ME分别为-0.05、-0.11、-0.02,即反距离权重插值法对三种评价指数的预测结果略微低于实测水平,均方根误差RMSE分别为0.24、0.26、0.21,结果均在0.25左右,在允许的误差范围之内。

综上所述,三种综合评价方法均能识别八卦洲北部以及西部土壤安全区域,对于西南部重金属风险较高的点位同样能识别,后期需对该点加密监测,进一步勘察。内梅罗综合指数法与最大单项指数法在采用不同的标准基础上得出的风险分布规律大体相似,前者结合单因子指数的最大值与平均值进行综合风险评价,平均值会削弱风险指数,对于某些整体状况良好,然而存在个别元素含量较高的区域判定可能有一定的影响,而后者通过最大值的方法可以很好地揭示有任何元素超标的区域分布特征,对于土壤风险的排查以及重金属元素的超标统计具有重要意义。改进地累积综合指数法从人为活动以及生态危害的角度评价土壤重金属的风险特征,显示了该地区的总体生态环境处于良好的状态。

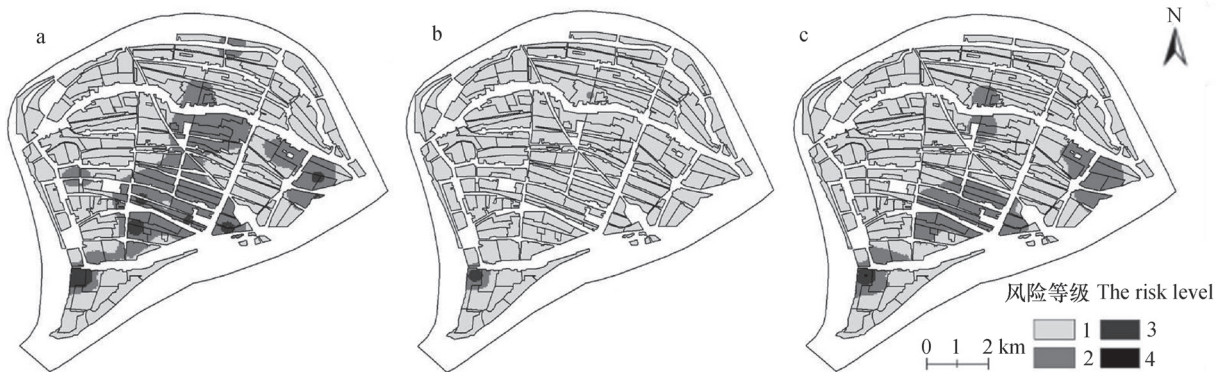


图2 内梅罗综合指数分级图(a)、改进地累积综合指数分级图(b)与最大单项指数分级图(c)

Fig. 2 Grading map of Nemerow comprehensive pollution index (a), Improved geo-accumulation comprehensive index (b) and Maximum single factor index (c)

3 结论

八卦洲农业土壤中元素Cd、Cr、Pb均有不同程度的超标,其中Cd元素的风险状况应引起重

视。风险区分布以西南地区最严重,其次为南部和东部的部分地区,这可能与八卦洲岸边分布的大型工厂企业有关,具体风险来源有待进一步研究。针对与人类生活饮食紧密相关的粮食蔬菜产地,农

业部产地评估标准对土壤中部分元素的监控更加严格,对农业土壤普查和重金属风险评价工作更加适宜。最大单项指数法简单直观,针对土壤调查中超标区域的判定以及风险级别的划分有较好的适用性,改进地累积综合指数法可以反应人为活动对生态环境造成的影响,两种方法可结合使用,全面评价农产品产地土壤重金属风险与生态环境安全,对农业土壤的安全生产等级调查以及土壤修复工作具有十分重要的意义。

致谢 感谢江苏省耕地质量与农业环境保护站提供数据支撑,感谢国家地球系统数据共享平台 (<http://nnu.geodata.cn>) 提供地理数据。

参考文献

- [1] 钟晓兰,周生路,李江涛,等.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.土壤学报,2007,44(1):33—40
Zhong X L, Zhou S L, Li J T, et al. Spatial variability of soil heavy metals contamination in the Yangtze River Delta—A case study of Taicang City in Jiangsu Province (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2007, 44(1): 33—40
- [2] 肖雪,赵南京,袁静,等.淮河流域某镇农业土壤重金属含量特征及污染评价.光谱学与光谱分析,2014(7):1785—1788
Xiao X, Zhao N J, Yuan J, et al. Analysis of heavy metals distribution characteristics and pollution assessment in agricultural region soils of Huaihe basin (In Chinese). Spectroscopy and Spectral Analysis, 2014(7): 1785—1788
- [3] Burgos P, Madejón E, Pérez-de-Mora A, et al. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation. Geoderma, 2006, 130: 157—175
- [4] Thomas R A, Bradley S. Spatial interpolation and image-integrative geostatistical prediction of mosquito vectors for arboviral surveillance. Geocarto International, 2008, 23(4): 311—325
- [5] 夏敏,赵炳梓,张佳宝.基于GIS的黄淮海平原典型潮土区土壤重金属积累研究.土壤学报,2013,50(4):684—692
Xia M, Zhao B Z, Zhang J B. GIS-based research on soil heavy metal accumulation in a fluvo-aquic soil area typical of the Huang-Huai-Hai Plain (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2013, 50(4): 684—692
- [6] 林世滔,李琳,卢志红,等.基于GIS的江西省耕地土壤重金属污染评价研究.江西农业大学学报,2014(5):1167—1172
Lin S T, Li L, Lu Z H, et al. Evaluation of heavy metal pollution of farmland soil in Jiangxi Province based on GIS (In Chinese). Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2014(5): 1167—1172
- [7] 吴昉昭.南京城郊农业土壤重金属污染的遥感地球化学基础研究.南京:南京大学,2005
Wu Y Z. Heavy metal pollution in suburban soils of the Nanjing area—A feasibility study of remote-sensing geochemistry (In Chinese). Nanjing: Nanjing University, 2005
- [8] 陈峰,尹春芹,蒋新,等.基于GIS的南京市典型蔬菜基地土壤重金属污染现状与评价.中国环境监测,2008,24(2):40—45
Chen F, Yin C Q, Jiang X, et al. Evaluation of heavy metal pollution in representative vegetable soils in Nanjing based on GIS (In Chinese). Environmental Monitoring in China, 2008, 24(2): 40—45
- [9] 周生路,廖富强,吴绍华,等.基于分等样地的江苏典型区农用地土壤重金属污染研究.农业工程学报,2008,24(5):78—83
Zhou S L, Liao F Q, Wu S H, et al. Farmland soil heavy metal pollution in typical areas of Jiangsu Province based on classification sample plots (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2008, 24(5): 78—83
- [10] 马宏瑞,张茜,季俊峰,等.长江南京段近岸沉积物中重金属富集特征与形态分析.生态环境学报,2009,18(6):2061—2065
Ma H R, Zhang Q, Ji J F, et al. Enrichment and speciation analysis of heavy metals in the sediments of Yangtze River (Nanjing section) (In Chinese). Ecology and Environment, 2009, 18(6): 2061—2065
- [11] 袁润杰,于高伟,邱晓蕾,等.区域土壤重金属空间差异及对蔬菜品质安全影响的分析—以南京八卦洲、江心洲为例.农业环境科学学报,2015,34(8):1498—1507
Yuan R J, Yu G W, Qiu X L, et al. Regionally spatial variation of soil heavy metals and their influences on vegetable quality: A case study of Baguazhou and Jiangxinzhou, Nanjing, China (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(8): 1498—1507
- [12] 马成玲,周健民,王火焰,等.农田土壤重金属污染评价方法研究—以长江三角洲典型县级市常熟市为例.生态与农村环境学报,2006,22(1):48—53

- Ma C L, Zhou J M, Wang H Y, et al. Methods for assessment of heavy metal pollution in cropland soils—A case study of Changshu (In Chinese). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2006, 22 (1): 48—53
- [13] 王显炜, 徐友宁, 杨敏, 等. 国内外矿山土壤重金属污染风险评价方法综述. *中国矿业*, 2009, 18 (10): 54—56
- Wang X W, Xu Y N, Yang M, et al. Review on risk assessment methods for soil heavy metal contamination in mines at home and abroad (In Chinese). *China Mining Magazine*, 2009, 18 (10): 54—56
- [14] 吴春发, 吴嘉平, 骆永明, 等. 冶炼厂周边土壤重金属污染范围的界定与不确定性分析. *土壤学报*, 2009, 46 (6): 1006—1012
- Wu C F, Wu J P, Luo Y M, et al. Identification and uncertainty analysis of scope of heavy metal pollution in the vicinity of secondary copper smelteries (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46 (6): 1006—1012
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析. 第3版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 20—22
- Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis (In Chinese). 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 20—22
- [16] 中国环境监测总站. 土壤元素的近代分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 39—262
- China National Environmental Monitoring Centre. The modern analysis method of soil elements (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 1992: 39—262
- [17] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟, 等. 土壤重金属污染评价方法进展. *中国农学通报*, 2010, 26 (17): 310—315
- Fan S X, Gan Z T, Li M J, et al. Progress of assessment methods of heavy metal pollution in soil (In Chinese). *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26 (17): 310—315
- [18] 国家环境保护总局. 土壤环境质量标准 (GB15618-1995). 北京: 中国环境科学出版社, 1995
- State Environmental Protection Administration of China. Environmental quality standard for soil (GB15618-1995) (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 1995
- [19] Muller G. Index of geoaccumulation in sediment of the Rhine River. *Geojournal*, 1969, 2: 108—118
- [20] 滕彦国, 庾先国, 倪师军, 等. 应用地质累积指数评价沉积物中重金属污染: 选择地球化学背景的影响. *环境科学与技术*, 2002, 25 (2): 7—9
- Teng Y G, Tuo X G, Ni S J, et al. Applying geoaccumulation index to assess heavy metal pollution in sediment: Influence of different geochemical background (In Chinese). *Environmental Science & Technology*, 2002, 25 (2): 7—9
- [21] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control—A sedimentological approach (In Chinese). *Water Research*, 1980, 14 (8): 975—1001
- [22] 郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价. *地理科学*, 2005, 25 (1): 108—112
- Guo P, Xie Z L, Li J, et al. Specificity of heavy metal pollution and the ecological hazard in urban soils of Changchun City (In Chinese). *Scientia Geographica Sinica*, 2005, 25 (1): 108—112
- [23] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算. *环境科学与技术*, 2008, 31 (2): 112—115
- Xu Z Q, Ni S J, Tuo X G, et al. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index (In Chinese). *Environmental Science & Technology*, 2008, 31 (2): 112—115
- [24] 朱选, 刘素霞. 地理信息系统原理与技术. 上海: 华东师范大学出版社, 2006: 171—173
- Zhu X, Liu S X. Principles and techniques of geographic information system (In Chinese). Shanghai: East China Normal University Press, 2006: 171—173
- [25] 国家基础条件平台: 地球系统科学数据共享平台—长江三角洲科学数据中心. <http://nnu.geodata.cn>
- The National R&D Infrastructure and Facility Development Program of China: Data Sharing Infrastructure of Earth System Science. <http://nnu.geodata.cn>
- [26] 夏增禄, 李森照, 李延芳, 等. 土壤元素背景值及其研究方法. 北京: 气象出版社, 1987: 295
- Xia Z L, Li S Z, Li Y F, et al. Background values and the research method of soil elements (In Chinese). Beijing: China Meteorological Press, 1987: 295

GIS-Based Heavy Metals Risk Assessment of Agricultural Soils —A Case Study of Baguazhou, Nanjing

SONG Jinxi¹ ZHU Quan¹ JIANG Xiaosan^{1†} ZHAO Haiyan¹ LIANG Yonghong^{2†} LUO Yongxia¹
WANG Qiang¹ ZHAO Linli¹

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

(2 Jiangsu Station of Farmland Quality and Agricultural Environment Protection, Nanjing 210036, China)

Abstract 【Objective】 Safety of agricultural producing areas has become an extensive concern. Heavy metal pollution of agricultural soils not only brings about adverse effects on the soil ecosystem, but also is closely related to food safety and potential health hazard. How to assessment the risk of heavy metals pollution of agricultural soils is of some practical and far-reaching significance. Therefore, it is a very urgent task to investigate the status of heavy metals in agricultural soils and assess the risk with a variety of assessment methods. The findings in this study may help decision-makers select appropriate assessment methods for rational assessment and zoning of the agricultural producing area and remedy contaminated soils scientifically.

【Method】 Taking the agricultural soil in Baguazhou Town of Nanjing as an example, this study focused on the five heavy metal elements, i.e. As, Cd, Cr, Hg and Pb, that are relatively more harmful than the others to the human body and analyzed the soil samples collected from the surface soil layer (0 ~ 20cm) in 2015. In October 2015, the Chinese Ministry of Agriculture promulgated the “National technical regulations for safety assessment of heavy metals in agricultural producing areas” (Standard Methods for Producing Areas), which has modified the criteria of some relevant elements and specified the use of a new method called the maximum single factor index method for assessing integrated risk of heavy metals in agricultural soils. It is necessary to adopt the specific standard and method to do the assessment. The study used the Traditional Standard Method (T-SM) and the Standard Method for Producing Areas (PA-SM) to assess the risk of heavy metals in the study area and compared the two methods for differences. Furthermore, an Improved Geoaccumulation Comprehensive Index Method (IG-M) was created to assess the ecological risk of heavy metals in the study area. With the aid of GIS geostatistics, spatial distribution of different heavy metals risk levels was characterized. The inverse distance weighting interpolation method was used in this study. 【Result】 Results show that the average concentration of As, Cd, Cr, Hg and Pb was 11.0, 0.38, 92.1, 0.08 and 34.5 mg kg⁻¹, respectively. All of them, except for Hg, were beyond their background values in Nanjing. The elements of Cd, Cr and Pb exceeded the criteria for soil quality to a varying extent, especially Cd, which should be paid more attention to. The use of PA-SM found that over 80% of arable land in Baguazhou was risk-free and Cd and Pb were the main factors that posed a low risk. Risk areas scattered across the southwest, south and east parts of Baguazhou, which may be associated with the distribution of large and medium factories and plants, while the use of T-SM displayed that only Cd exceeded the standard. The use of PA-SM revealed that the risks of Cd, Cr and Pb were relatively high due to human activities, while the use of the IG-M disclosed that the study area as a whole was good in ecology. 【Conclusion】 Generally speaking, the agricultural environment of Baguazhou was good, but the risk area in the south needs intensive monitoring and

adoption of pollution control measures. T-SM and PA-SM can work together to identify risk-free region, but PA-SM can better evaluate and divide risk areas. Therefore, it is recommended to use PA-SM in conjunction with IG-M to assess risk levels, spatial distribution and ecological risk of the heavy metals in the agricultural soil of the region.

Key words Agricultural soil; Heavy metals; Risk assessment; GIS

(责任编辑：檀满枝)