

改进模糊数学法在土壤重金属污染评价中的应用

段志斌, 王 济*, 宣 斌, 蔡雄飞

(贵州师范大学地理与环境科学学院, 贵阳 550025)

摘 要: 在土壤重金属污染评价中, 重金属污染因子权重是影响土壤环境质量评价结果的关键因素。以花溪区城郊菜地土壤中 Zn、Cd、Pb、Cu、As 和 Hg 为污染因子, 运用最小信息熵原理, 将“超标倍数法”与“双权重超标赋权法”组合成综合权重以改进传统模糊综合评价模型。改进模型结果显示, 31 个采样点处于 I 级, 13 个采样点处于 II 级。相比于传统模糊综合评价模型, 在计算评价因子权重时, 改进模糊综合评价模型综合了重金属浓度及其毒性, 使评价结果更为客观、合理。利用 ArcGIS 9.3 软件进行土壤重金属污染空间分布结果表明, 花溪区城郊菜地土壤清洁率达到 83.87%, 尚清洁率为 16.13%, 尚未出现土壤污染区。

关键词: 土壤; 重金属; 模糊综合评价模型; GIS

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X (2018)01-0131-07

Application of fuzzy mathematical model in pollution evaluation of soil heavy metals

DUAN Zhibin, WANG Ji, XUAN Bin, CAI Xiongfei

(School of Geographic and Environmental Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550025)

Abstract: Determining weights of heavy metal contamination is important in the soil environment quality assessment. Used Zn, Cd, Pb, Cu, As and Hg in suburban vegetable soil of Huaxi district as the pollution factors and applied the principle of minimum relative information entropy. This study employed “the excessive multiplier method” and “the double weight excessive weighting method” as a set of combined weight factors, which was used to optimized fuzzy comprehensive evaluation model. Results showed that 31 sampling points in the Class I and 13 sampling points in the Class II. Compared with the traditional fuzzy comprehensive evaluation model, the optimized fuzzy comprehensive evaluation model which integrates the heavy metals concentration and toxicity level when calculated weight of pollution factors, and the evaluation results of optimized model are more objective and reasonable. The space distribution of soil heavy metals pollution was analyzed by ArcGIS 9.3, the calculated results showed that the research area soil clean ratio reached 83.87% and moderately clean ratio was 16.13%, soil pollution area not yet appeared

Key words: soil; heavy metals; fuzzy comprehensive evaluation model; GIS

由于与城市接壤, 交通便利, 作为城乡结合部的城郊区成为供应城市农产品的重要生产基地。但随着工农业与城镇化的快速发展, 中国城郊区土壤易受到城市生活废弃物、工业“三废”和农药肥料等重金属污染源的污染^[1]。土壤重金属污染水平对农产品质量品质、食用安全有着显著影响, 因此, 研究城郊菜地土壤中重金属污染状况, 对于降低重金属含量, 提高农产品质量, 保障人们食品安全,

促进生产可持续发展具有十分重要意义^[2]。

目前对于土壤重金属污染进行综合评价的常用方法有内梅罗综合污染指数法^[3]、潜在生态危害指数法^[4]、污染负荷指数法^[5]和模糊数学法^[6]等。由于评价目标与评价尺度的差异性, 不同模型及其评价指标会导致评价结果不同。土壤重金属污染具有较强的渐变性和模糊性, 解决污染因子关系模糊问题的有效方法是模糊综合评价模型^[7-8]。模糊综合评价

收稿日期: 2017-04-26

基金项目: 贵州省科技支撑计划项目(黔科合支撑[2017]2580 号)和贵州省科学技术基金重点项目(黔科合 JZ 字[2014]2012 号)共同资助。

作者简介: 段志斌, 硕士研究生。E-mail: mixiu1004@163.com

* 通信作者: 王 济, 教授。E-mail: wangji@gznu.edu.cn

模型的关键因素在于污染因子权重的确定^[9-10], 传统的模糊综合评价模型通常采用超标倍数法或双权重超标赋权法计算权重, 前者导致评价结果只考虑重金属浓度而忽视毒性; 后者会弱化低浓度但高毒性的污染因子的影响程度^[11], 2种方法的评价结果比较片面。因此本研究在土壤重金属污染评价过程中对污染因子权重赋值时采用以上2种权重综合赋值, 对传统模糊综合评价模型进行改进, 以期评价结果更加合理、客观。现以贵阳市花溪区城郊菜地土壤为例, 对改进模糊综合评价模型进行运用, 对评价结果进行对比分析。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

花溪区位于贵阳市南部, 距市区中心约 17 km。区域处于 26°11'N~26°34'N、106°27'E~106°52'E, 年平均气温 14.9℃, 年降雨量 1 178.3 mm, 无霜期约为 270 d, 具有高原季风湿润气候特点, 是贵阳市主要的蔬菜种植和供应区域, 其中主要种植香葱、生姜和辣椒等作物, 2014 年施用农用化肥、氮肥、复合肥、磷肥和钾肥总量分别为 16 976、7 942、4 253、3 253 和 1 258 t, 农用塑料薄膜 283 t^[12]。花溪境内共有大小河流 55 个, 其中流域面积较大的共有 17 条, 主要河流总长 258 km, 分布密度为 0.27 km·km⁻², 同时拥有 2 座中型水库, 18 座小型水库, 其中松柏山水库和花溪水库为贵阳市重要饮用水源, 2014 年、2015 年主要河流水质检测显示相关指标均未超出国家标准, 水源质量良好, 为当地生活用水及农业灌溉水源补给提供良好保障^[13-14]。

1.2 样品采集

对花溪区青岩镇、黔陶乡、燕楼乡、党武镇、湖潮乡、金竹镇和石板镇 7 个乡镇的蔬菜种植基地和零散菜地进行土壤采样。按蔬菜种植面积大小分为 1~3 个采样单元, 每个单元内采用“S”形采样方法对菜地土壤表层 0~10 cm 土壤进行采集, 用“四分法”分至 1 kg 左右样品, 并用 GPS 进行定位, 共采集 44 个土壤样品 (见图 1)。

1.3 样品处理与测定

土壤经自然风干后, 去除植物和石块进行研磨, 充分混匀后分成 2 份, 一份土样过 60 目土壤筛用于土壤 pH 值分析, 一份土壤过 100 目土壤筛用于土壤重金属含量分析。样品中 Hg 和 As 测定采用硫酸-硝酸-高氯酸消解体系, 使用原子荧光光谱仪进行测定 (Perkin Elmer AF 640); Cd、Pb、Cu 和 Zn 测定采用盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸消解体系, 使用

电感耦合等离子体发射光谱仪进行测定 (Perkin Elmer Optima 5300v)。为确保分析结果准确可靠, 抽取 20% 的样品进行平行双样测定, 并采用国家标准土壤物质 GSS-1、GSS-2 进行质量控制, 分析结果符合质量控制要求。各采样点土壤 pH 值及其 6 种重金属元素含量见表 1。

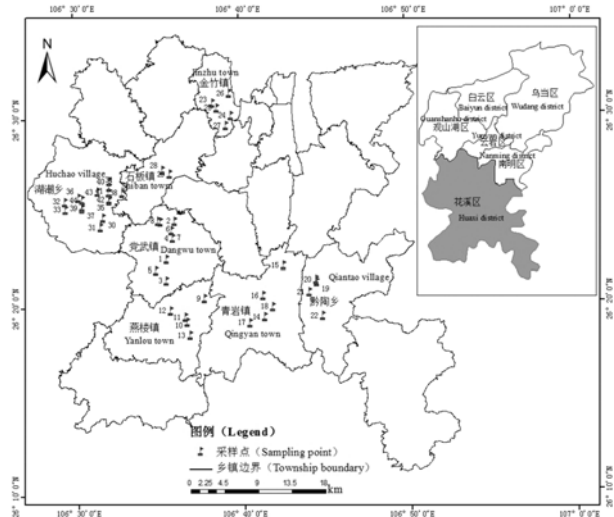


图 1 研究区地理位置图及样点分布

Figure 1 The location of the study area and the distribution of sampling sites

1.4 评价方法与评价标准

本研究基于改进的模糊综合评价模型对 Zn、Cd、Pb、Cu、As 和 Hg 6 种重金属进行综合评价, 其计算步骤依次为:

(1) 隶属度函数值。根据传统模糊综合评价模型依次计算各采样点中评价因子的隶属度函数值, 并由此组成各采样点的模糊关系矩阵 (R);

(2) 确定综合权重。采用基于“超标倍数法”与“双权重超标赋权法”相结合确定评价因子综合权重, 并形成综合权重集 (A), 其计算公式如下^[15]:

$$W_i = \frac{C_i / S_i}{\sum_{i=1}^n C_i / S_i}, S_i = (a_i + b_i + c_i) / 3 \quad (1)$$

$$P_i = \frac{C_i}{f_i} / \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{f_i}, C_i = \frac{x_i}{\sum_{j=1}^m S_{ij}} / \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{\sum_{j=1}^m S_{ij}}, S_{ij} = a_i + b_i + c_i \quad (2)$$

$$W_i^* = \frac{\sqrt{W_i P_i}}{\sum_{i=1}^n \sqrt{W_i P_i}} \quad i = 1, 2, 3, \dots, n \quad (3)$$

式 (1)~(3) 中, W_i 为第 i 种评价因子在“超标倍数法”下的权重; c_i 为第 i 种评价因子实测浓度值; S_i 为第 i 种评价因子在 a_i 、 b_i 、 c_i 分别对应一、二、三等级土壤环境质量评价标准限定值的平均值;

P_i 为第 i 种评价因子在“双权重超标赋权法”下的权重; S_{ij} 为第 i 种评价因子对应重金属评价等级的土壤环境质量评价标准限定值之和; f_i 为 i 种评价因子毒性指数; W_i' 为综合权重。具体参数值见表 2。

(3) 综合评价结果。模糊综合评价是通过模糊

关系矩阵 (R) 与评价因子权重集 (A) 符合运算完成, 即对各评价因子进行加权运算^[16]。综合评价结果依据最大隶属度原则确定样品级别。

$$b_j = R \times A, B = \max\{b_1, b_2, \dots, b_j\} \quad (4)$$

表 1 各采样点土壤 pH 值及其重金属元素含量

Table 1 The pH and heavy metals contents in samples from each sampling site

mg·kg⁻¹

样点 S	pH	Zn	Cd	Pb	Cu	As	Hg	样点 S	pH	Zn	Cd	Pb	Cu	As	Hg
S1	5.68	87.43	0.09	62.13	51.90	11.66	0.23	S23	7.18	58.18	0.11	37.73	19.18	2.02	0.17
S2	5.54	110.43	0.10	64.93	64.00	11.66	0.25	S24	6.97	40.42	0.09	44.40	4.78	4.01	0.27
S3	5.54	56.02	0.18	47.17	54.30	2.03	0.42	S25	7.02	54.97	0.09	35.36	16.28	2.67	0.23
S4	6.90	73.87	0.11	61.72	40.83	11.74	0.16	S26	7.88	91.48	0.11	66.21	27.36	8.12	0.40
S5	6.90	75.26	0.11	54.15	44.24	2.27	0.44	S27	7.79	129.44	0.08	70.99	43.21	4.17	0.44
S6	7.23	83.76	0.07	57.84	44.77	2.11	0.48	S28	6.83	97.44	0.13	58.63	68.21	2.26	0.49
S7	5.67	74.86	0.18	64.58	54.11	1.97	0.21	S29	6.73	64.36	0.12	68.47	40.60	2.06	0.38
S8	7.97	187.53	0.09	85.03	77.55	1.69	0.32	S30	5.64	100.00	0.04	68.48	60.51	21.42	0.28
S9	6.13	106.02	0.06	67.61	41.55	2.34	0.03	S31	4.60	80.37	0.02	44.37	20.30	35.32	0.29
S10	5.10	144.90	0.06	76.19	64.46	5.36	0.45	S32	5.91	79.32	0.05	80.75	55.67	2.14	0.28
S11	7.13	91.03	0.09	59.14	35.76	11.26	0.36	S33	5.56	58.52	0.08	74.54	23.92	3.53	0.37
S12	7.45	129.09	0.16	99.00	33.14	6.60	0.40	S34	4.58	52.68	0.09	59.67	25.91	30.83	0.46
S13	7.68	81.20	0.16	66.83	7.62	6.12	0.38	S35	4.77	52.51	0.05	55.38	31.36	3.05	0.29
S14	5.34	117.63	0.07	72.85	75.41	3.41	0.03	S36	6.31	60.54	0.07	61.12	45.60	2.76	0.25
S15	6.66	148.55	0.05	92.80	46.05	4.88	0.65	S37	6.48	80.11	0.07	68.09	34.27	4.24	0.32
S16	7.30	101.64	0.17	73.99	39.99	2.39	0.50	S38	4.82	94.43	0.02	46.28	31.59	7.27	0.45
S17	7.37	91.03	0.15	77.74	31.58	2.44	0.49	S39	6.09	72.55	0.09	55.73	44.68	11.62	0.20
S18	7.53	170.68	0.06	83.04	53.29	6.23	0.77	S40	7.22	113.82	0.06	81.71	82.64	3.78	0.36
S19	5.67	82.18	0.17	67.95	31.92	2.98	0.23	S41	7.28	98.74	0.07	98.30	61.25	2.67	0.17
S20	4.90	57.64	0.22	55.50	7.12	2.18	0.22	S42	7.05	64.81	0.08	70.68	13.48	21.86	0.26
S21	4.85	51.83	0.19	49.16	16.01	1.69	0.24	S43	7.10	69.16	0.08	58.55	47.09	14.90	0.23
S22	6.34	60.04	0.05	51.31	21.18	3.41	0.20	S44	6.73	66.97	0.10	61.42	45.16	2.27	0.34

表 2 土壤环境质量标准^[17]及毒性指数^[18]

Table 2 The heavy metal soil environmental quality standards and toxicity level indexes

mg·kg⁻¹

项目 Item	国家 I 级标准 National standard of grade I	国家 II 级标准 National standard of grade II			国家 III 级标准 National standard of grade III	毒性指数 Toxicity level index
		pH < 6.5	6.5 ≤ pH ≤ 7.5	pH > 7.5		
Cu	35	50	100	100	400	4
Zn	100	200	250	300	500	6
Pb	35	250	300	350	500	4
Cd	0.2	0.3	0.3	0.6	1.0	2
Hg	0.15	0.3	0.5	1.0	1.5	1
As	15	40	30	25	40	3

2 结果与分析

2.1 计算隶属函数值与建立模糊关系矩阵

运用表 1 中测定数据与表 2 中土壤环境质量标准, 采用传统的模糊综合评价模型对花溪区域郊菜

地土壤重金属污染进行隶属函数值计算与模糊关系矩阵建立。由于样品量较大和评价过程中计算较为复杂, 现以 1 号采样点为例: 1 号采样点土壤重金属 Zn、Cd、Pb、Cu、As 和 Hg 的含量分别为 87.43、0.09、62.13、51.90、11.66 和 0.23 mg·kg⁻¹, 结合土

壤 pH 值及各等级土壤环境质量标准限值，通过传统模糊综合评价模型计算 1 号采样点的隶属函数值，进而直接得到 1 号采样点的模糊关系矩阵 R_1 。

2.2 确定评价因子综合权重

根据式 (1) 和 (2)，计算 1 号采样点各评价因子在“超标倍数法”和“双权重超标赋权法”下的权重，再运用公式 (3) 得出 1 号采样点各污染因子的综合权重 (表 3)，即组成 1 号采样点综合权重集

$$A_1 = \{0.1203, 0.1169, 0.1067, 0.1443, 0.1911, 0.3207\}。$$

$$R_1 = \begin{bmatrix} & r_1(x_1) & r_2(x_2) & r_3(x_3) \\ Zn & 1.0000 & 0.0000 & 0.0000 \\ Cd & 1.0000 & 0.0000 & 0.0000 \\ Pb & 0.8378 & 0.1262 & 0.0000 \\ Cu & 0.0000 & 0.9946 & 0.0054 \\ As & 1.0000 & 0.0000 & 0.0000 \\ Hg & 0.4539 & 0.5461 & 0.0000 \end{bmatrix}$$

表 3 1 号采样点不同方法确定的权重值

Table 3 Weight values for #1 sampling site with different methods

评价因子 Evaluation factor	权重值 Weight values		
	超标倍数法	双权重超标赋权法	综合权重法
	Excessive multiplier method	Double weight excessive weighting method	Comprehensive weight method
Zn	0.1826	0.0714	0.1203
Cd	0.1024	0.1200	0.1169
Pb	0.1323	0.0775	0.1067
Cu	0.1788	0.1048	0.1443
As	0.2051	0.1603	0.1911
Hg	0.1988	0.4660	0.3207

表 4 各采样点总隶属度及模糊综合评判结果

Table 4 Total membership of each sampling site and its fuzzy comprehensive evaluation results

样点 S	I	II	III	评价等级 Evaluation grade	样点 S	I	II	III	评价等级 Evaluation grade
S2	0.6112	0.3823	0.0065	I	S24	0.8265	0.1735	0.0000	I
S3	0.3614	0.5886	0.0500	II	S25	0.8875	0.1125	0.0000	I
S4	0.9686	0.0314	0.0000	I	S26	0.8677	0.1323	0.0000	I
S5	0.5297	0.4703	0.0000	I	S27	0.7958	0.2042	0.0000	I
S6	0.4317	0.5683	0.0000	II	S28	0.4237	0.5763	0.0000	II
S7	0.6797	0.3184	0.0019	I	S29	0.6608	0.3392	0.0000	I
S8	0.6913	0.3087	0.0000	I	S30	0.4938	0.5020	0.0041	II
S9	0.8555	0.1445	0.0000	I	S31	0.3074	0.6926	0.0000	II
S10	0.2900	0.6420	0.0680	II	S32	0.4156	0.5816	0.0028	II
S11	0.7336	0.2664	0.0000	I	S33	0.4324	0.5344	0.0332	II
S12	0.6583	0.3417	0.0000	I	S34	0.3554	0.5877	0.0569	II
S13	0.8699	0.1301	0.0000	I	S35	0.5001	0.4999	0.0000	I
S14	0.6220	0.3559	0.0221	I	S36	0.5871	0.4129	0.0000	I
S15	0.3508	0.5636	0.0856	II	S37	0.5080	0.4860	0.0060	I
S16	0.4739	0.5261	0.0000	II	S38	0.4127	0.5159	0.0714	II
S17	0.4783	0.5217	0.0000	II	S39	0.8059	0.1941	0.0000	I
S18	0.5092	0.4908	0.0000	I	S40	0.5747	0.4253	0.0000	I
S19	0.7783	0.2217	0.0000	I	S41	0.8580	0.1420	0.0000	I
S20	0.7505	0.2495	0.0000	I	S42	0.7183	0.2817	0.0000	I
S21	0.7461	0.2539	0.0000	I	S43	0.8965	0.1035	0.0000	I
S22	0.8479	0.1521	0.0000	I	S44	0.7078	0.2922	0.0000	I

2.3 综合评价结果

运用式 (4)，将 1 号采样点的模糊关系矩阵与

综合权重向量代入计算，其评价等级的隶属度为 $b_1 = R_1 \times A_1 = [0.6671, 0.3321, 0.0008]$ ，依据最大隶属度

原则确定样品级别, 可以看出 1 号采样点评价等级为 I 级 (清洁)。

依照上述示例, 采用改进模糊综合评价模型对花溪区域郊菜地土壤中重金属进行综合评价, 经计算得到 44 个采样点各级总隶属度和评价等级 (表 4)。结果显示, 13 个采样点处于 II 级, 31 个采样点处于 I 级。利用 ArcGIS 9.3 软件对花溪区内各样点的改进模糊综合评价结果进行空间插值, 获得花溪区域郊菜地土壤重金属综合评价空间分布图 (见图 2)。从空间分布图中提取各等级土壤面积: 土壤清洁区 (I 级) 864.51 km², 占花溪区总面积的 83.87%, 尚清洁区 (II 级) 166.30 km², 占花溪区总面积的 16.13%, 尚未出现污染区。

研究区西部与中部地区土壤重金属评价等级相对较高, 调查研究得知, 西部地区是花溪区最大的辣椒种植基地, 长时间与大面积施用农业肥料、农药等是重金属进入土壤的重要原因^[19]; 中部地区青岩镇是花溪区南郊中心集散地, 交通便利, 分布大面积的大棚蔬菜, 大量使用塑料大棚和地膜、城区“三废”排放、大气粉尘沉降等是造成其周围附近土壤中重金属 Hg、Pb 含量明显增加的重要原因^[20]。

3 讨论

3.1 与潜在生态风险指数法对比分析

采用 Hakanson 提出的潜在生态风险指数法与改进模糊综合评价模型的评价结果进行比较。潜在生态风险指数综合考虑了重金属毒性、评价区域对重金属污染的敏感性以及重金属区域背景值的差异, 可以综合反映污染物中重金属的潜在生态影响, 被国内外学者广泛应用于重金属污染评价中, 其计算公式为^[18]:

$$RI = \sum_{i=1}^5 E_r^i = \sum_{i=1}^5 [T_r^i \times (C_s^i / C_n^i)] \quad (5)$$

式 (5) 中, C_s^i 为重金属 i 的实测值; C_n^i 为参比值。本研究参照《土壤环境质量标准 (GB15618-1995)》^[17] 标准中的数值, T_r^i 为毒性响应系数 ($T^{Hg}=40 > T^{Cd}=30 > T^{As}=10 > T^{Pb}=T^{Cu}=5 > T^{Zn}=1$), RI 为多种重金属综合潜在生态风险指数, E_r^i 为单项重金属潜在生态危害指数。其综合潜在生态风险程度划分为: $RI < 150$ 为轻微; $150 \leq RI < 300$ 为中等; $300 \leq RI < 600$ 为强度; $RI \geq 600$ 为极强。

根据表 1 中数值, 运用式 (5) 计算出各采样点重金属潜在生态危害指数 (E_r^i) 和潜在生态风险指数 (RI)。Zn、Cd、Pb、Cu、As 和 Hg 的潜在生态危害指数 (E_r^i) 大小为: Hg (30.99) > Cd (9.19)

> Cu (3.18) > As (1.98) > Pb (1.04) > Zn (0.38)。花溪区域郊菜地土壤采样点的 RI 平均值为 46.77, 最大值为 82.17, 最小值为 16.51, 根据潜在生态风险分级标准, 表明花溪区域郊菜地土壤重金属的潜在生态风险处于轻微状态。通过空间插值, 形成花溪区域郊菜地土壤重金属综合潜在生态风险空间分布图 (见图 3)。

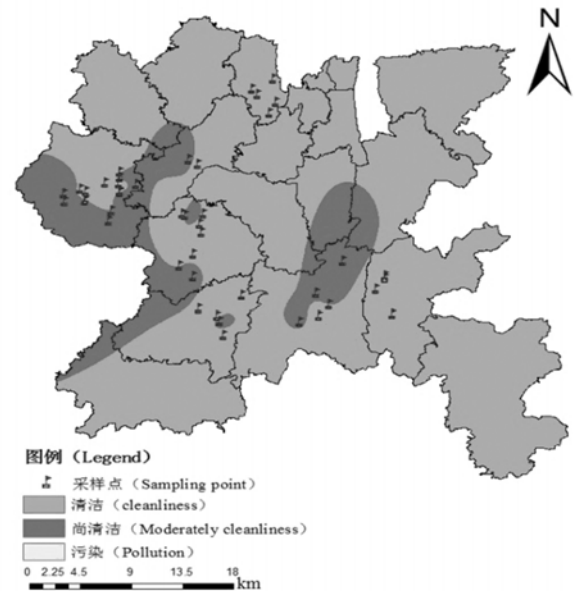


图 2 改进模糊综合评价分布

Figure 2 Distribution map of optimized fuzzy comprehensive evaluation

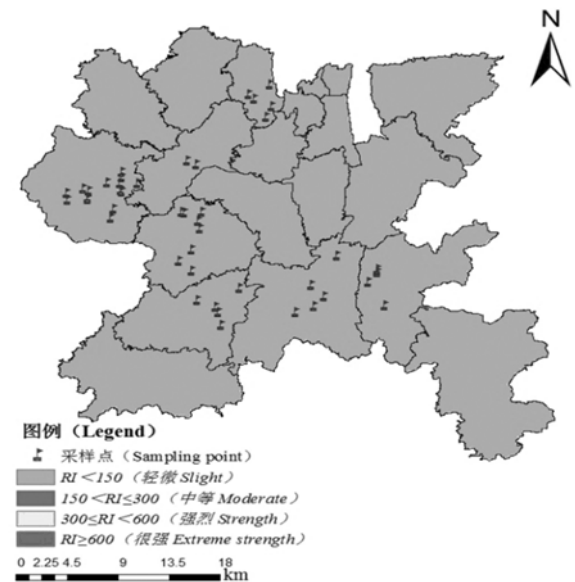


图 3 综合潜在生态风险分布

Figure 3 Distribution map of potential ecological hazards

通过改进模糊综合评价模型与潜在生态风险指数法评价结果对比分析发现, 2 种模型的评价结果总体上趋于一致, 均处于安全状态, 但也存在细微

差异，表现在改进模糊综合评价模型将评价结果划分为清洁与尚清洁 2 个级别，而潜在生态风险指数法将评价结果划分为轻微风险 1 个级别。对比说明改进模糊综合评价模型的评价结果在总体上趋向共性，表明改进模糊综合评价模型具有可行性，同时模型在评价等级上更加细化，评价分级上更具敏感性。

表 5 1 号采样点在 3 种模型下总隶属度及评判结果对比
Table 5 Total membership of #1 sampling site on three models

方法 Method	I	II	III
超标倍数模糊综合评价模型	0.6960	0.3031	0.0010
双权重超标赋权模糊综合评价模型	0.6310	0.3685	0.0006
改进模糊综合评价模型	0.6671	0.3321	0.0008

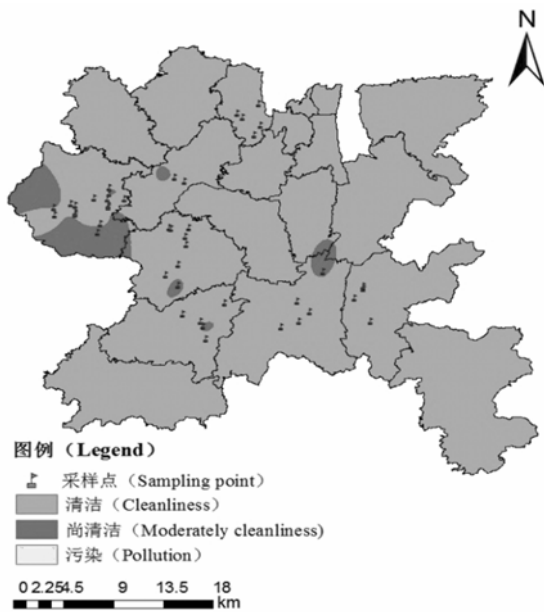


图 4 超标倍数模糊综合评价分布

Figure 4 Distribution map of excessive multiplier fuzzy comprehensive evaluation

3.2 3 种模糊综合评价模型对比分析

采用 3 种模糊综合评价模型对花溪区域郊菜地土壤重金属污染进行综合评价，分别得到各采样点的各级总隶属度及其评价等级。同样以 1 号采样点为例，采用 3 种模糊综合评价模型进行评价，得到 1 号采样点各级总隶属度（表 5）。根据表 5 中的评价结果可知，3 种权重计算方法的土壤环境质量各级别上的隶属度存在差异，表现在改进模糊综合评价模型各级别下的总隶属度分别介于超标倍数模糊综合评价模型与双权重超标赋权模糊综合评价模型的总隶属度之间，这会导致某些采样点的评价结果发生变化。通过统计分析与空间插值结果（见图 4 和图 5）显示：超标倍数模糊综合评价模型中 39 个采样点处

于 I 级（清洁面积 954.25 km²），5 个处于 II 级（尚清洁面积 76.56 km²）；双权重超标赋权模糊综合评价模型中 27 个采样点处于 I 级（清洁面积 786.62 km²），17 个处于 II 级（尚清洁面积 244.19 km²）。

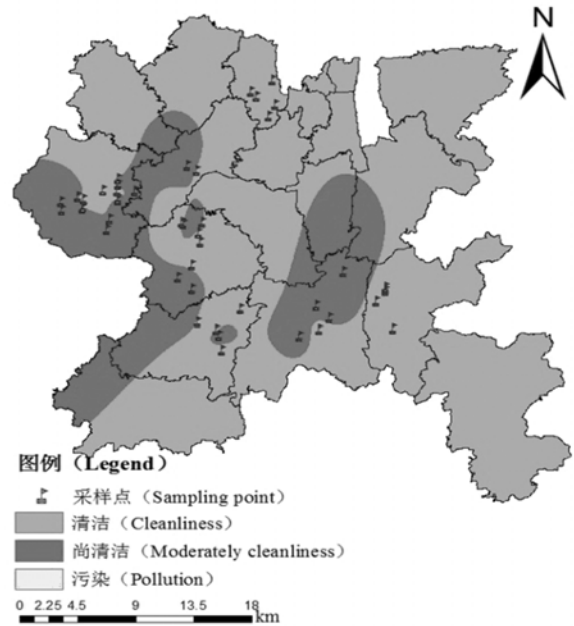


图 5 双权重超标赋权模糊综合评价分布

Figure 5 Distribution map of double weight excessive weighting fuzzy comprehensive evaluation

从评价等级结果与空间分布面积（图 2、图 4 和图 5）来看，改进模糊综合评价模型位于二者之间。究其原因在于计算评价因子权重时，改进综合权重充分考虑了各级土壤标准界限的模糊性，避免了超标倍数法过于突出重金属浓度的弊端，同时克服了双权重超标赋权法过于突出重金属毒性而忽视各污染因子之间的关系^[15]，从而使改进模糊综合评价结果更为合理。

4 结论

通过改进模糊综合评价模型对花溪区域郊菜地土壤重金属污染的综合评价，44 个采样点中，31 个点处于 I 级，13 个点处于 II 级；通过空间插值分析结果表明：花溪区域郊菜地土壤清洁率达到 83.87%，尚清洁率为 16.13%，未出现污染区。综合潜在生态风险分析结果表明各评价因子的潜在生态危害指数大小为 Hg>Cd>Cu>As>Pb>Zn，综合潜在生态风险指数平均值为 46.77，最大值为 82.17，最小值为 16.51，均处于轻微风险级别。改进模糊综合评价模型与潜在生态风险指数法在评价结果上具有共性，同时该模型在评价等级上表现出更加细化，评价分级上更具敏感性。

模糊综合评价结果容易受到污染因子权重的影响, 采用不同方法计算污染因子权重, 评价结果存在较大差异, 其客观性取决于因子权重计算方法的合理性与适用性, 改进模糊综合评价模型充分考虑了各级土壤界限的模糊性, 继承了传统模糊数学的优点, 在计算因子权重时也强化了土壤重金属的浓度与毒理之间联系, 避免了传统模糊综合评价模型计算因子权重的单一性, 从而使评价结果更为合理。

改进模糊综合评级模型与其他评价模型一样, 尚未对评价结果实现定量化分析, 缺乏精度验证。因此, 在今后的研究中, 需要对采样点蔬菜中重金属环境风险进行研究, 与土壤重金属污染评价结果实现耦合互证, 进一步说明改进模糊综合评价模型的可行性。

参考文献:

- [1] 席晋峰, 俞杏珍, 周立祥, 等. 不同地区城郊用地土壤重金属含量特征的比较[J]. 土壤, 2011, 43(5): 769-775.
- [2] 陈桂芬, 黄武杰, 张丽明, 等. 南宁市菜地土壤及蔬菜重金属污染状况调查与评价[J]. 南方农业学报, 2004, 35(5): 389-392.
- [3] 陈京都, 戴其根, 许学宏, 等. 江苏省典型区农田土壤及小麦中重金属含量与评价[J]. 生态学报, 2012, 32(11): 3487-3496.
- [4] 宋静宜, 傅开道, 苏斌, 等. 澜沧江水系底沙重金属含量空间分布及其污染评价[J]. 地理学报, 2013, 68(3): 389-397.
- [5] 覃朝科, 易鹞, 刘静静, 等. 广西某铅锌矿区废水汇集洼地土壤重金属污染调查与评价[J]. 中国岩溶, 2013, 32(3): 318-324.
- [6] 付善明, 肖方, 宿文姬, 等. 基于模糊数学的广东大宝山矿横石河下游土壤重金属元素污染评价[J]. 地质通报, 2014(8): 1140-1146.
- [7] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟, 等. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(17): 310-315.
- [8] 李向, 管涛, 徐清. 基于 BP 神经网络的土壤重金属污染评价方法—以包头土壤环境质量评价为例[J]. 中国农学通报, 2012, 28(2): 250-256.
- [9] 李雪梅, 王祖伟, 汤显强, 等. 重金属污染因子权重的确定及其在土壤环境质量评价中的应用[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2281-2286.
- [10] 李雪梅, 邓小文, 王祖伟, 等. 污染因子权重及区域环境质量综合评价分级标准的确定—以土壤重金属污染为例[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(4): 97-100.
- [11] 张金婷, 谢贵德, 孙华. 基于改进模糊综合评价法的地质异常区土壤重金属污染评价—以江苏灌南县为例[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(11): 2107-2115.
- [12] 花溪区统计局. 花溪年鉴[M]. 贵阳: 方志出版社, 2015: 235-250.
- [13] 颜榕慧. 花溪区绿色农业发展对策研究—基于“基于五大发展理念”视角[D]. 贵阳: 贵州大学, 2016.
- [14] 颜蒙蒙, 王济, 胡丰青, 等. 贵阳郊区菜地土壤重金属 Zn、Cd、Pb、Cu 污染及潜在生态危害评价[J]. 四川农业大学学报, 2016, 34(3): 336-341.
- [15] 孙小涛, 周忠发, 黄智灵, 等. 改进模糊综合评价模型对岩溶山区茶叶产地土壤重金属污染评判[J]. 中国岩溶, 2016, 35(3): 282-290.
- [16] 李录娟, 邹胜章. 综合指数法和模糊综合法在地下水质量评价中的对比—以遵义市为例[J]. 中国岩溶, 2014, 33(1): 22-30.
- [17] 国家环境保护局科技标准司. 土壤环境质量标准: GB 15618-1995 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [18] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water Res, 1980, 14(8): 975-1001.
- [19] 李其林, 黄昀. 重庆市近郊区蔬菜地土壤重金属含量变化及污染情况[J]. 土壤通报, 2002, 33(2): 158-160.
- [20] 郑喜坤, 鲁安怀, 高翔, 等. 土壤中重金属污染现状与防治方法[J]. 生态环境学报, 2002, 11(1): 79-84.