

基于土地景观格局的重庆市永川区生态风险评价

苏英慧¹, 邸晓慧¹, 明弘², 周宝同^{1,2}

(1. 西南大学 地理科学学院, 重庆 400715; 2. 重庆市盛地土地经济研究院, 重庆 400000)

摘要: [目的] 分析重庆市永川区土地景观格局变化下的生态风险水平和时空变化规律, 为该地区的土地结构优化和生态空间规划提供科学依据和理论基础。[方法] 以行政村为评价单元, 利用拐点识别法确定适宜空间粒度, 然后借助景观格局指数构建生态风险指数, 同时运用空间自相关和冷热点分析永川区土地景观生态风险的时空变化。[结果] ①永川区景观格局的适宜空间粒度为 60 m。②研究期间, 永川区生态安全状况趋于好转, 低等级风险区以茶山竹海街道为中心向东南、西南延伸, 高等级风险区以五间镇、宝峰镇等为中心向外扩张。③生态风险全局 Moran's I 值分别为 0.447 2, 0.444 6, 0.372 2, 呈正相关性, 局部高高聚集区和热点区皆以团聚状分布于永川西北、西南和南部地区并有所扩张, 低低聚集区和冷点区均以带状分布于茶山竹海街道等地并向东南延伸。[结论] 虽然永川区生态安全状况趋于好转, 但城周与区界附近乡镇生态风险波动较大, 应成为未来生态治理的重点区域。

关键词: 景观格局; 生态风险; 空间粒度; 空间自相关

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2020)03-0195-07

中图分类号: X826

文献参数: 苏英慧, 邸晓慧, 明弘, 等. 基于土地景观格局的重庆市永川区生态风险评价[J]. 水土保持通报, 2020, 40(3): 195-201. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2020.03.028; Su Yinghui, Di Xiaohui, Ming Hong, et al. Ecological risk assessment in Yongchuan District of Chongqing City based on landscape pattern [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(3): 195-201.

Ecological Risk Assessment in Yongchuan District of Chongqing City Based on Landscape Pattern

Su Yinghui¹, Di Xiaohui¹, Ming Hong², Zhou Baotong^{1,2}

(1. School of Geographical Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China; 2. Institute of Shengdi Land Economic Research, Chongqing 400000, China)

Abstract: [Objective] The ecological risk level and its temporal and spatial evolution processes based on the change in the landscape pattern in Yongchuan District, Chongqing City were analyzed to provide a scientific and theoretical basis for the optimization of land structure and ecological spatial development. [Methods] Taking an administrative village as the study area, the inflection-point method was used to determine the suitable spatial grain. Subsequently, the landscape pattern index was incorporated to develop an ecological risk index. Furthermore, spatial autocorrelation and "hot spot" analysis were used to study the temporal and spatial evolution of the landscape ecological risk in Yongchuan District. [Results] ① The suitable spatial grain of the landscape pattern analysis in Yongchuan District was 60 m. ② During the study period, the ecological security situation of Yongchuan District improved. The low-level risk areas extended southeast and southwest around Chashanzhuhai Street, and the high-level risk areas expanded outward around Wujian and Baofeng Town. ③ The Moran's I values of the spatial distribution of ecological risk were 0.447 2, 0.444 6 and 0.372 2, which indicated the clustering of research units with similar ecological risk. The high-high aggregation defined as the hot spots was distributed in the form of clusters in the northwest, southwest, and south of Yongchuan District and had expanded. The low-low aggregation defined as the "cold spots" extended southeast with Chashanzhuhai Street in bands. [Conclusion] Although the ecological security situation in Yongchuan District was improving, the ecological risk of towns near the urban perimeters and administrative

收稿日期: 2020-03-04

修回日期: 2020-03-28

资助项目: 国家社会科学基金重大项目“实行耕地轮作休耕制度研究”(15ZDC032)

第一作者: 苏英慧(1996—), 女(汉族), 山东省临沂市人, 硕士研究生, 研究方向为土地利用与土壤环境。Email: 1041722437@qq.com。

通讯作者: 周宝同(1964—), 男(汉族), 重庆市人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 主要从事国土资源管理和规划研究。Email: 379485639@qq.com。

boundaries has fluctuated greatly. Thus, these areas should receive more attention in future ecological governance.

Keywords: landscape pattern; ecological risk; spatial grain; spatial autocorrelation

自然生态系统为人类社会发展提供了重要的物质基础和生态服务,其结构和功能的稳定平衡已经成为人类社会向前发展的先决条件^[1]。然而,随着经济的不断发展,人类对自然生态系统的干预和破坏日益加重,生态环境不断恶化^[2]。土地作为人类生存发展的空间载体和基础,其利用方式的变化已经成为一种影响生态系统稳定性的人为干扰源^[3-4]。

生态风险评价可定量评估土地利用变化所引起的生态效应,主要为评价人类活动在生态环境中的不良影响^[5]。近年来,国内大量学者对土地景观生态风险进行了相关研究。魏伟等^[6]通过构建景观生态风险指数,对石羊河流域武威、民勤绿洲景观生态风险的时空格局进行了分析;刘引鸽^[7]通过层次分析法构建土地压力生态风险指标体系,利用生态风险综合指数法分析陕西省生态风险的时序变化和驱动因素;谢花林^[8]通过分析不同尺度下生态风险指数的 Moran's *I* 值,对江西省兴国县的生态风险进行了评估;曾辉等^[9]通过专家咨询法确定生态风险参数,利用系统空间采样法研究生态风险的空间特征和内在形成机制。

已有研究为基于土地利用景观格局的生态风险评价提供了较为成熟的研究方法和体系,但其评价尺度大多集中于等间距的网格、流域、省域或市县等,缺乏对更小尺度行政单元的研究^[10]。其次,以景观格局指数为基础的生态风险评价具有尺度依赖性^[11],但多数研究未能明确景观指数计算的适宜空间粒度。再者,已有研究多依赖单一空间统计方法,缺乏对多种空间统计方法结果的综合分析。鉴此,本文以重庆典型丘陵区永川区 2010、2015 和 2018 年 3 期遥感影像为数据源,运用景观生态学理论构建景观生态风险指数,在适宜空间粒度基础上以行政村为评价单元开展土地景观生态风险评价,应用空间自相关进行土地生态风险空间关系研究,同时运用热点分析对结果进行验证与综合分析,以期永川区土地的合理利用和生态空间的政策规划提供更具指向性的决策参考和理论依据。

1 研究区概况

永川区隶属于重庆市,位于长江上游地区,东邻江津区,北界铜梁区,西接荣昌区,南与四川省合江、泸县接壤,是成渝城市群的节点城市。地处东经 105°38'—106°05',北纬 28°56'—29°34'。全区海拔主要为 450~650 m,其中相对高差小于 50 m 的缓丘面积占全区总面积的 45%,丘陵面积占全区面积的 37%,是重庆市的典型丘陵区;境内山水广布,临江河、九龙河、圣水河等 6 条河流横贯南北,云雾山、黄

瓜山、箕山等 5 条山脉呈纵向排列。全区属于亚热带季风性湿润气候,平均气温 18 ℃,年平均降水量约 1 015 mm。总面积 1 576 km²,下辖 16 个镇,7 个街道,206 个行政村。

近几年来,永川区经济发展迅速,城市规模和人口规模不断提升,GDP 由 2010 年的 3.00×10^{10} 元提升至 2018 年的 8.46×10^{10} 元,常住人口由 2010 年的 1.02×10^6 增长至 2018 年的 1.14×10^6 。作为重庆市城市发展新节点,开展土地景观生态风险评价,对永川区生态环境的可持续发展具有重要的现实意义。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与处理

本文以来源于地理空间数据云的 2010 年 Landsat TM 和 2015、2018 年 Landsat OLI 遥感影像为主要数据源,轨道号为 128-40,空间分辨率为 30 m,利用 ENVI5.3 对影像进行辐射定标、大气校正、图像融合等预处理,并结合永川区行政边界矢量图对影像进行裁剪,然后采用支持向量机法对影像进行分类解译,同时运用 ENVI-Classical 和 ArcGIS 并结合 Google Earth 对分类结果进行修正,最后在影像的不同位置随机选取 ROI 点进行精度验证,Kappa 系数分别为 0.81,0.82 和 0.85,均满足最低精度要求,得到永川区各时期的土地利用数据。按照国家标准土地利用现状分类(GB/T21010—2017),并结合永川区的实际情况,将土地利用类型分为耕地、林地、建设用地、水域、草地和未利用地 6 类。

2.2 研究方法

2.2.1 适宜空间粒度的选取 空间粒度主要指景观中能够辨别的最小单元所表征的面积、体积和特征长度^[12],主要包括栅格数据中的单元大小、斑块大小、遥感影像的像元或分辨率大小等^[3]。在景观生态学中,基于景观层次的生态风险研究具有尺度依赖性,当景观分析的空间粒度发生变化时生态系统特征会随之发生变化^[3],因此选择适宜的空间粒度是进行景观生态风险评价的前提和基础。

本文利用拐点识别法^[13],依据景观指数在不同空间粒度下的变化情况选择适宜的空间粒度,根据所表现出的较明显的尺度转折点确定两拐点间的粒度域,在此区域内景观指数变化较为平缓,在其过渡部分,即拐点处,景观指数变幅较大。赵文武等^[14]研究结果表明,随着粒度的增大景观信息量会不断丢失,因此本文选择第一粒度域内中等偏大的粒度作为适宜空间粒度。

2.2.2 景观生态风险指数 生态风险指数能够定量评价不同研究单元内生态风险的综合水平,从而在历时性研究时,更好地反映景观结构变化所带来的生态风险变化。为突出土地利用景观格局变化与生态风险间的关系,本文利用景观损失度指数构建景观生态风险指数^[3],计算公式为:

$$ERI = \sum_{i=1}^m \frac{A_{ki} L_i}{A_k} \quad (1)$$

式中: m 为景观类型数; A_{ki} 为第 k 个风险单元内景观 i 的面积(hm^2); A_k 为第 k 个风险单元的面积(hm^2); L_i 为景观类型 i 的景观损失度指数。

景观损失度指数表示景观类型受到干扰后出现生态损失的程度^[6],是景观干扰度指数和景观脆弱度指数的综合表现,计算公式为:

$$L_i = \sqrt{U_i \times S_i} \quad (2)$$

$$U_i = aC_i + bF_i + cDO_i \quad (3)$$

式中: U_i 为景观干扰度指数; S_i 为景观脆弱度指数; C_i 为景观破碎度指数; F_i 为景观分离度指数; DO_i 为景观优势度指数; a, b, c 分别为3类指数的权重,且 $a + b + c = 1$ 。根据相关研究, a, b, c 分别为0.5, 0.3, 0.2。景观脆弱度指数在结合研究区实际情况的基础上,采用专家打分法对不同景观类型进行人工赋值和归一化处理得到^[15-17]。

2.2.3 空间自相关 空间中每一事物都是相互联系的,其联系的紧密程度受到距离远近的影响。空间自相关分析可反映一个区域单元内某要素与其邻近要素间的相关程度,包括全局空间自相关和局部空间自相关^[18]。

(1) 全局空间自相关。全局空间自相关是对研究区域内生态风险空间相互关系的总体描述,用于判断其在空间上的分布特征,一般用 Moran's I 系数表示,取值范围在 $[-1, 1]$ 之间,若大于零,则表明相似的要素趋于空间聚集,呈正相关,反之呈负相关,若等于零,则事物间无任何相关依赖关系,呈独立随机分布^[19-21]。其计算公式可参考余敦等^[10]研究结果。

在分析 Moran's I 值时,可用 P 值和 Z 得分来验证其有效性。 P 值表示所得到的空间分布模式是随机生成的概率,一般在 0 到 1 之间,当 $P=1$ 时,表示空间数据随机分布的概率为 100%;当 $P=0$ 时,表示结果百分之百不随机生成,结果具有可信度。 Z 得分指标准差的倍数,可反映空间数据的离散程度。当 $Z > 1.65$ 时,表示可拒绝数据空间聚集模式是随机性的零假设,数据存在空间正相关关系,即空间聚集;当 $Z < -1.65$ 时,表示数据存在空间负相关,即空间分散,当 $-1.65 < Z < 1.65$ 时,表示数据呈独立随机分布。

(2) 局部空间自相关。全局空间自相关仅反映

观测值整体的空间状态,无法正确识别其空间异质性,故需利用局部空间自相关,揭示局部单元属性值的空间分布状态。本文采用 Anselin Local Moran's I 和 Getis-Ord G_i^* 相结合的方式研究永川区生态风险的空间异质性。

Anselin Local Moran's I 又称为局部 Moran's I ,可反映观测值的聚类或异常情况,主要体现为高高聚集(HH)、低低聚集(LL)、高低聚集(HL)和低至高聚集(LH)。计算公式如下:

$$I_i = \frac{(n-1)Z_i \sum_j W_{ij} Z_j}{\sum_j Z_j^2} \quad (4)$$

式中: Z_i 为要素 i 的属性值与平均值的偏差; n 为要素总数; W_{ij} 为要素 i 和 j 的权重,当 i 与 j 相邻时, $W_{ij}=1$ 。

Getis-Ord G_i^* 称为热点分析,通过计算空间内每一要素的 Getis-Ord G_i^* 识别其冷点和热点的空间分布情况^[22],与 Anselin Local Moran's I 相似,但由于计算方法和对权重敏感度的不同,其结果也有所差别,因此两者的共性部分便值得探讨,同时也可作为对 Anselin Local Moran's I 结果的验证。计算公式如下:

$$G_i^*(d) = \frac{\sum_{j=1}^n W_{ij}(d) X_j}{\sum_{j=1}^n X_j} \quad (5)$$

式中: $W_{ij}(d)$ 为空间权重; X_{ij} 为位于 i 行 j 列的要素值; n 为要素总数。

3 结果与分析

3.1 适宜空间粒度分析

本文在已有研究基础上选取 13 个具有典型性的景观水平指数〔香依均匀度指数(SHEI)、最大斑块指数(LPI)、Simpson 多样性指数(SIDI)、香依多样性指数(SHDI)、散布与并列指数(IJI)、斑块数量(NP)、平均斑块面积(AREA_MN)、平均分维数(FRAC_MN)、平均临近指数(CONTIG_MN)、蔓延度(CONTAG)、斑块密度(PD)、斑块聚合度(AI)、景观形状指数(LSI)〕,利用 ArcGIS10.2 和 Fragstats4.2 软件分析不同栅格单元下(30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 m)景观指数的变化情况,并绘制其粒度响应曲线(见图 1)。

如图 1 所示,部分景观格局指数对空间粒度的变化较不敏感,一些景观格局指数虽随空间粒度的变化而变化,但无明显转折点,因此本文用于确定适宜空间粒度的是对空间粒度变化敏感且具有明显转折点的景观格局指数,主要包括香依均匀度指数(SHEI)、最大斑块指数(LPI)、Simpson 多样性指数(SIDI)、香依多样性指数(SHDI)、散布与并列指数(IJI)。

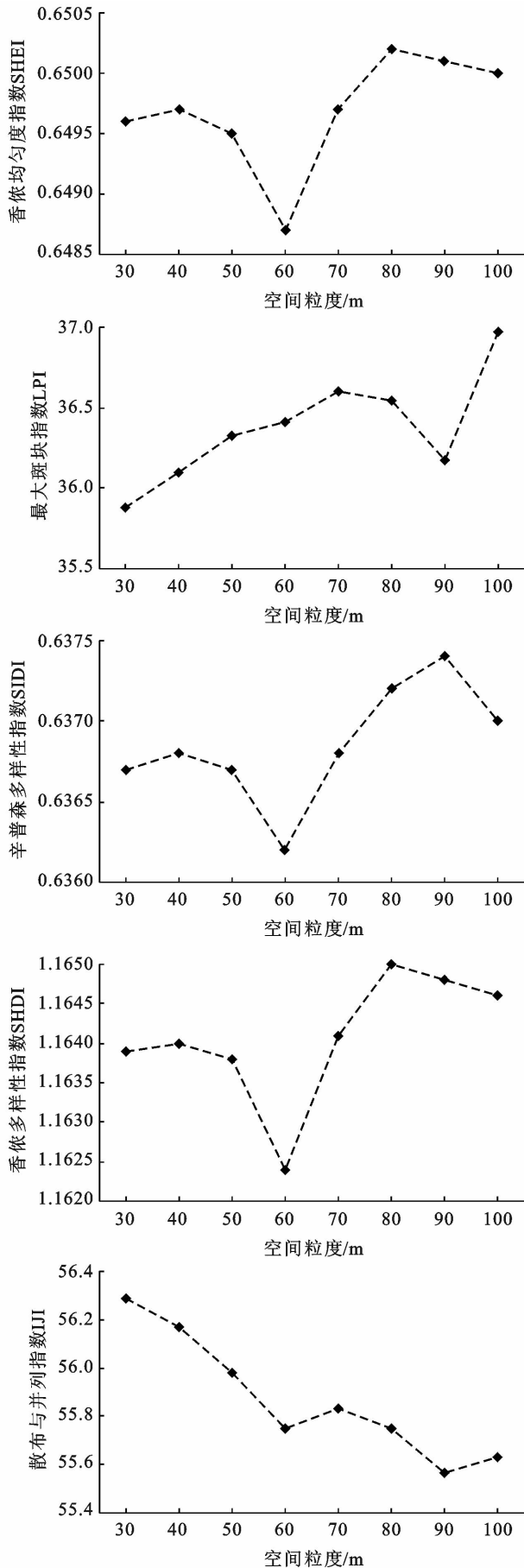


图1 2010年重庆市永川区明显拐点景观指数粒度效应

综合分析图1可知,永川区的粒度域为(50,60), (70,80), (80,90),第一粒度域为(50,60),故确定永川区生态风险评价的适宜空间粒度为60 m。

3.2 景观格局时序变化分析

在适宜空间粒度的基础上,计算永川区不同时期各景观类型的景观格局指数,得到表1。

如表1所示,永川区各土地利用景观类型发生了较明显的变化,2010—2018年间,耕地和林地面积虽有变动,但仍是研究区的主要景观类型,占研究区总面积的70%以上。其中,耕地面积不断减少,但斑块数量由2010年的2149个减少至2015年的1990个而后增加至2018年的2898个,导致耕地破碎度先减后增,这与前期永川城镇建设占用大量耕地、后期交通网的完善切割大面积且集中分布的耕地有关;林地的斑块数量逐渐降低,而面积由2010年的46153.44 hm^2 下降至2015年的45934.56 hm^2 后增至2018年的51482.88 hm^2 ,使林地的破碎度先增加后减小,这主要得益于后期永川区退耕还林、国土绿化等林业重点工程的有效实施;建设用地的斑块数量由2010年的18983个减至2015年的18714个后升至2018年的18760个,但面积不断增加,使建设用地破碎度逐渐降低,空间上由散落分布逐步转为集中连片分布,体现了城镇规划有序实施和居民点整理、新农村建设工程的有效推进。水域的面积和斑块数量不断减少,破碎度却不断增加,可能与城镇发展占用了大面积坑塘水域有关;未利用地和草地的面积变化不大,但未利用地的面积和斑块数量由2010年的173.52 hm^2 和233个减少至2015年的171 hm^2 和227个后增至2018年的176.4 hm^2 和262个,致使未利用地破碎度先降低后升高。

3.3 景观生态风险评价

3.3.1 区域景观生态风险的时空变化 利用公式(1)~(3)计算各研究单元的生态风险值,得到2010—2018年永川区整体的生态风险平均值,分别是0.2838,0.2826,0.2810,生态风险水平呈下降趋势,表明永川区的生态安全状况趋于好转,生态环境质量有所改善。

采用普通克里格插值法对各单元的生态风险值进行空间插值,并根据自然断点法将结果划分为5级,分别是:低风险($\text{ERI} \leq 0.218$),较低风险($0.218 < \text{ERI} \leq 0.255$),中风险($0.255 < \text{ERI} \leq 0.292$),较高风险($0.292 < \text{ERI} \leq 0.330$)和高风险($\text{ERI} > 0.330$),得到永川区的生态风险等级分布(见图2),并通过统计得到各等级风险区的面积(见表2)。

表 1 2010—2018 年重庆市永川区各景观类型的景观格局指数

土地类型	年份	面积/hm ²	斑块数/个	破碎度	分离度	优势度	干扰度	损失度
耕地	2010	79 308.36	2 149	0.027 1	0.116 1	0.414 8	0.131 3	0.158 2
	2015	77 829.12	1 990	0.025 6	0.113 9	0.405 1	0.128	0.156 2
	2018	71 786.16	2 898	0.040 4	0.149	0.490 8	0.163	0.176 2
林地	2010	46 153.44	9 842	0.213 2	0.427	0.368 2	0.308 4	0.171 3
	2015	45 934.56	9 805	0.213 5	0.428 2	0.367 6	0.308 7	0.171 4
	2018	51 482.88	9 806	0.190 5	0.382 1	0.470 6	0.304	0.170 1
建设用地	2010	24 240.96	18 983	0.783 1	1.129	0.378 8	0.806	0.195 9
	2015	26 133.12	18 714	0.716 1	1.039 8	0.384 7	0.747	0.188 6
	2018	27 054.72	18 760	0.693 4	1.005 6	0.458 1	0.74	0.187 7
水域	2010	7 498.80	5 937	0.791 7	2.041 1	0.282 2	1.064 6	0.503 5
	2015	7 339.32	5 922	0.806 9	2.082 8	0.279 2	1.084 1	0.508 1
	2018	6 915.60	5 663	0.818 9	2.161 6	0.288 3	1.115 6	0.515 4
草地	2010	460.44	271	0.588 6	7.102 1	0.094 1	2.443 7	0.590 9
	2015	428.40	227	0.529 9	6.986 1	0.057 1	2.372 2	0.582 2
	2018	419.76	206	0.490 8	6.792 1	0.067	2.296 4	0.572 8
未利用地	2010	173.52	233	1.342 8	17.474 3	0.084 7	5.930 6	1.301 7
	2015	171.00	227	1.327 5	17.502 1	0.079 3	5.930 2	1.301 6
	2018	176.40	262	1.485 3	18.227 4	0.106 7	6.232 2	1.334 4

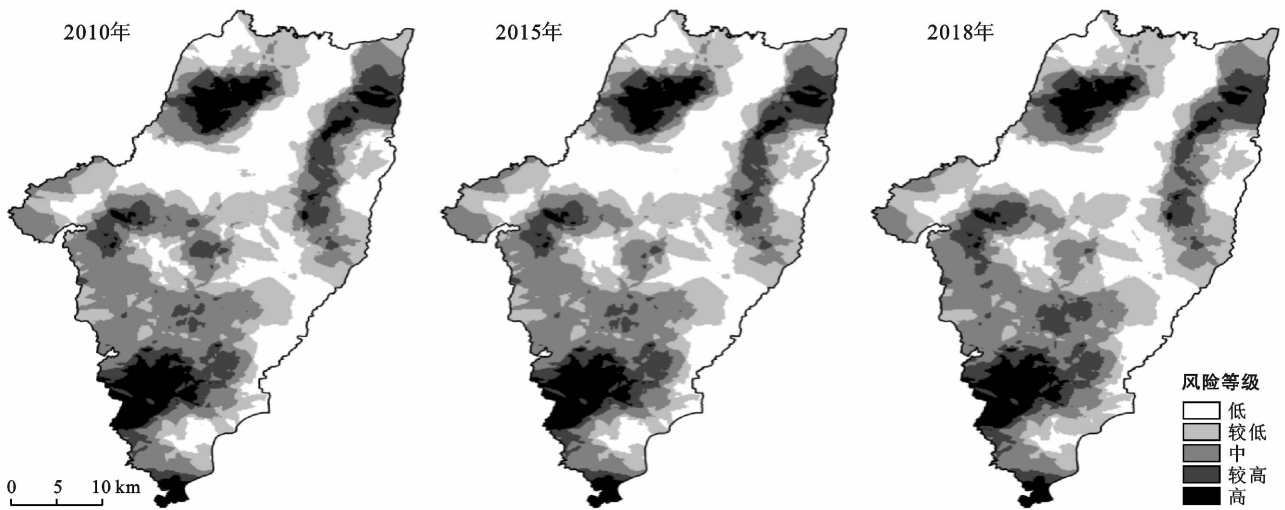


图 2 2010—2018 年重庆市永川区生态风险等级空间分布

表 2 2010—2018 年重庆市永川区生态风险等级面积及比例

风险等级	2010 年生态风险		2015 年生态风险		2018 年生态风险		2010—2018 年生态风险	
	面积/hm ²	比例/%	面积/hm ²	比例/%	面积/hm ²	比例/%	面积/hm ²	比例/%
低风险	42 151.67	26.84	43 912.28	27.96	42 938.29	27.34	786.62	0.50
较低风险	38 229.08	24.34	38 977.75	24.82	39 329.49	25.04	1 100.40	0.70
中风险	44 837.76	28.55	43 017.42	27.39	42 160.02	26.84	-2 677.74	-1.70
较高风险	18 806.23	11.97	18 156.02	11.56	20 284.18	12.91	1 477.95	0.94
高风险	13 039.43	8.30	13 009.74	8.28	12 349.34	7.86	-690.09	-0.44

由图 2 及表 2 可知,永川区生态风险总体呈现西北、西南和东北四周高、中间带状延伸的分布特点。2010 年,低等级风险区主要集中于茶山竹海街道等中部地区,高等级风险区主要分布在永川西北、西南和东北部。2010—2015 年低风险区和较低风险区在原有位置上向西南、东南方向扩散,使低等级生态风

险区所占比例由 51.18 % 增加至 52.78 %。东南方向扩散区域主要为永川城区,建设用地集中连片分布,连接性与蔓延度较高,生态系统较稳定。西南方向扩散区域为永川城郊型农业发展区,该区以浅丘地貌为主,耕地和林地优势地类,景观的破碎度和分离度较低,土地利用趋于稳定,生态系统的抗干扰

性较强。较高风险区面积由 18 806.23 hm² 减少至 18 156.02 hm², 变化区域同样位于城郊农业发展区。

2015—2018 年, 较高风险区面积发生较大变化, 由 18 156.02 hm² 增加至 20 284.18 hm², 比例增加了 1.35%, 大多由中风险区转移而来, 主要集中于五间镇、宝峰镇和来苏镇西部等地, 这些地区丘陵广布, 耕地和建设用地交错分布, 景观的整体性和连通性较差, 人类活动干扰程度较大。另外, 较高风险区也有向中风险区转移的趋势, 但并不明显。随着港口码头和产业园区规模的不断壮大, 经济活动更加集中, 靠近长江的区域由低风险区转变为较低风险区, 土地生态风险状况有所恶化。总体来看, 2010—2018 年, 永川区低等级生态风险区面积不断增加, 高等级风险区面积逐渐减小, 生态安全状况趋于好转, 但靠近城区与区界附近乡镇由于快速发展的城镇化进程导致近几年生态风险值有所回升, 生态安全状况存在恶化趋势, 故此区域应成为永川区未来生态治理的重点区域。

3.3.2 空间分布特征分析

(1) 全局自相关。利用 ArcGIS 10.2 得到永川区 2010, 2015, 2018 年土地景观生态风险的全局 Moran's *I* 值分别是 0.447 2, 0.444 6, 0.372 2, 且 $p < 0.05$, 通过 95% 的置信度检验, 具有统计学上的显著性。Z 得分分别是 12.93, 13.02, 12.40, 均大于 1.65, 表示可拒绝零假设, 说明永川区生态风险在空间分布上呈正相关关系, 存在空间集聚状态, 且随着时间变化, 其集聚程度逐渐下降。

(2) 局部自相关。由于全局自相关无法表现局部要素的空间分布特征, 故对永川区进行土地景观生态风险的空间聚类分析和冷热点分析。因为 Anselin Local Moran's *I* 的 Cotype 始终指明置信度为 95% 的空间聚类和异常值, 因此 Getis-Ord G_i^* 的 G_i^* Bin 只选择 95% 以上的置信度以保持一致性和寻找共同区域, 得到永川区 2010, 2015, 2018 年的空间聚类特征(见图 3)和冷热点分布特征(见图 4)。

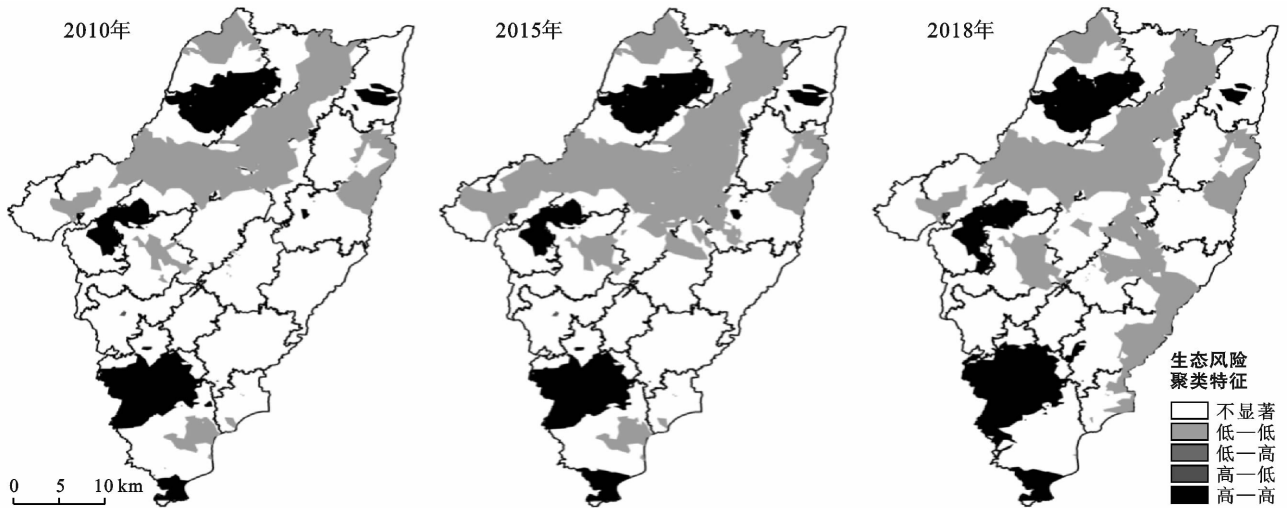


图 3 2010—2018 年重庆市永川区生态风险空间聚类特征

由图 3 和图 4 可知, 2010—2018 年, 永川区生态风险指数均以高高聚集和低低聚集为主, 且高高、低低聚集区与冷热点分布区大体保持一致, 表明结果可靠。2010 年高高聚集区和热点区主要以团聚状共同分布于永川的西北、西南和南部地区。西北和南部的高高聚集区主要是永川工业园区三教镇和发展新区朱沱镇的部分区域, 土地利用强度较大, 生态风险抗干扰力较低。西南方向的高高聚集区主要是仙龙镇的部分区域, 该区地形平坦, 是永川重要的粮经作物产区, 土地利用方式多样, 受人类活动干扰较强。低低聚集区和冷点区主要以带状共同分布在茶山竹海街道等箕山与阴山山脉交界处, 该地带土地利用类型以林地为主, 植被覆盖率高, 景观连通性好, 生态风险指数较低。

2010—2015 年, 低低聚集区和冷点区同向其东南部扩展, 这主要得益于山头绿化和矿山生态治理等工程的积极开展, 使该区域林地的破碎度和分离度逐渐降低, 生态系统稳定性逐渐增强。高高聚集区和热点区变化不大, 永川南部高高聚集区略有扩张, 西南和西北部的热点区出现扩大趋势。至 2018 年, 低低聚集区和冷点区继续向其东南部和南部延伸, 生态系统受人类活动干扰程度逐渐降低。高高聚集区和热点区进一步扩大, 土地生态压力逐渐增大, 土地生态状况趋于恶化。另外, 来苏镇西部热点区有所扩张, 这可能与关山口水库周边的违法开垦建设破坏了水域的生态功能有关。黄瓜山北麓低低聚集区范围有所收缩, 乡村旅游地壮大带来的大量游客可能是造成其生态风险指数升高的主要原因。

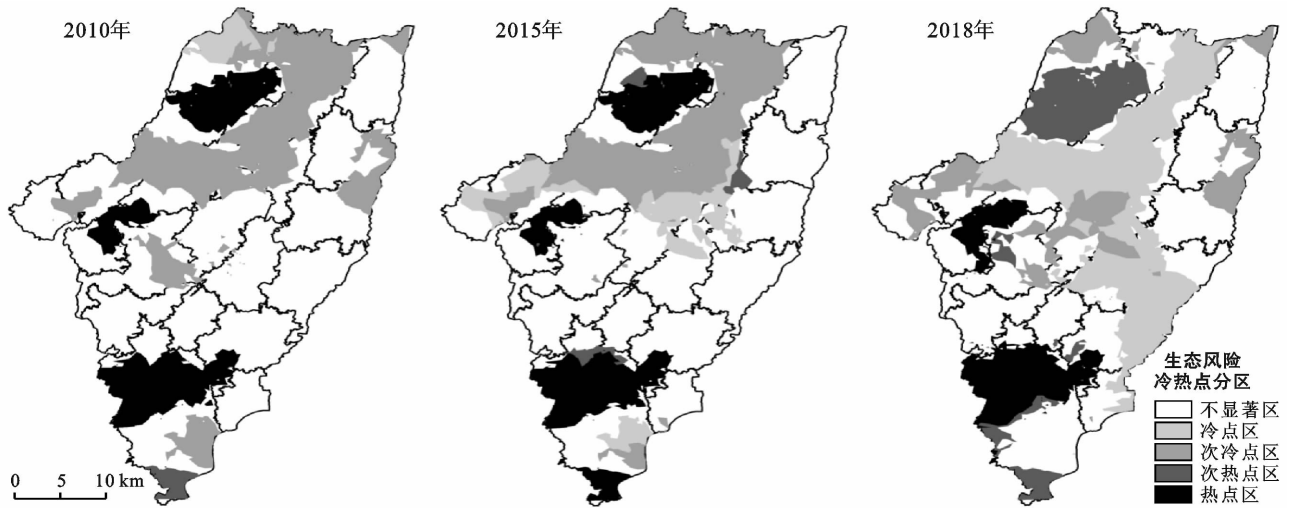


图4 2010—2018年重庆市永川区生态风险冷热点分布特征

4 结论

本文基于永川区土地景观格局变化,在适宜空间粒度的基础上利用景观格局指数定量评价其生态风险水平,同时借助空间自相关和冷热点分析对其生态风险时空变化进行研究,结论如下:

(1) 利用拐点识别法,确定永川区景观格局的适宜空间粒度为 60 m。2010—2018年,耕地的面积减小,斑块数量增加,破碎度呈增加趋势;林地和建设用地的面积逐渐增加,破碎度不断降低;水域和草地的面积及斑块数量均呈减小趋势,但水域的破碎度不断增大,草地的破碎度逐渐减小;未利用地的面积和斑块数量有所增加,破碎度呈上升趋势。

(2) 2010—2018年,永川区生态风险指数平均值分别为 0.283 8, 0.282 6, 0.281 0, 表示生态安全状况趋于好转。2010—2015年以低等级风险区向外延伸为主,2015—2018年以较高风险区向外扩张为主,说明尽管永川区生态安全状况总体上趋于好转,但部分地区风险水平有所回弹,仍需提高警惕,强化政策引领,特别对生态风险明显升高的五间镇、宝峰镇等地,须加强生态修复,合理布局其土地结构。

(3) 2010—2018年,重庆市永川区生态风险全局 Moran's I 值分别是 0.447 2, 0.444 6, 0.372 2, 且通过置信度检验,表示景观生态风险呈空间集聚状态,且集聚程度随时间逐渐减弱。从局部空间自相关结果来看,低低聚集区和冷点区主要以带状分布于茶山竹海街道等山脉交界处并向外延伸;高高聚集区和热点区均以团聚状分布于永川西北、西南和南部地区,且皆有扩张之势,因此这些地区应成为未来永川区生态治理的重点区域。

[参 考 文 献]

[1] 彭建,党威雄,刘焱序,等.景观生态风险评价研究进展

与展望[J].地理学报,2015,70(4):664-677.

- [2] 黎启燃,刘辉.基于景观结构的土地利用生态风险分析[J].福州大学学报(自然科学版),2014,42(1):62-69.
- [3] 许凤娇,吕晓.基于土地利用变化的江苏沿海地区生态风险格局[J].生态学报,2018,38(20):7312-7325.
- [4] 田鹏,史小丽,李加林,等.杭州市土地利用变化及生态风险评价[J].水土保持通报,2018,38(4):274-281.
- [5] 李雅婷,赵牡丹,张帅兵,等.基于景观结构的眉县土地利用生态风险空间特征[J].水土保持研究,2018,25(5):220-225.
- [6] 魏伟,石培基,雷莉,等.基于景观结构和空间统计方法的绿洲区生态风险分析:以石羊河武威、民勤绿洲为例[J].自然资源学报,2014,29(12):2023-2035.
- [7] 刘引鸽.基于土地利用的陕西省生态风险分析[J].水土保持通报,2011,31(3):180-184.
- [8] 谢花林.基于景观结构的土地利用生态风险空间特征分析:以江西兴国县为例[J].中国环境科学,2011,31(4):688-695.
- [9] 曾辉,刘国军.基于景观结构的区域生态风险分析[J].中国环境科学,1999,19(5):454-457.
- [10] 余敦,梁珍宝,肖志娟,等.基于景观生态思维的南昌市土地生态风险时空特征分析[J].水土保持研究,2020,27(1):213-220.
- [11] 丁雪姣,沈强,聂超甲,等.省域尺度下不同时期景观指数集与粒度效应分析[J].中国农业资源与区划,2019,40(3):111-120.
- [12] 马胜,梁小英,刘迪,等.生态脆弱区多尺度景观生态风险评价:以陕西省米脂县高渠乡为例[J].生态学杂志,2018,37(10):3171-3178.
- [13] 李虹睿.娄烦县土地利用景观格局演变及其生态风险评价[D].太原:山西大学,2019.
- [14] 赵文武,傅伯杰,陈利顶.景观指数的粒度变化效应[J].第四纪研究,2003,23(3):326-333.
- [15] 李月月,黄义雄,杨阳,等.福建省长汀县土地利用变化及其对生态风险的影响[J].生态科学,2018,37(6):52-59.

(下转第215页)

- 京:环境科学出版社,1960:12-13.
- [8] 王军,茅忠华. 湖泊富营养化评价方法研究[J]. 山西建筑,2019,45(21):144-146.
- [9] 刘晓丹,单凤霞,刘珩. 珠江流域五大高原湖泊近10年水质状况及变化趋势分析[J]. 环境科学导刊,2017,36(6):38-42.
- [10] 梁伟林. 湖泊富营养化评价方法研究及其系统设计[D]. 成都:电子科技大学,2017:17-33.
- [11] Chawira M, Dube T, Gumindoga W. Remote sensing based water quality monitoring in Chivero and Manyame lakes of Zimbabwe [J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2013,66(8):38-44.
- [12] 殷守敬,吴传庆,王晨,等. 综合遥感与地面观测的巢湖水体富营养化评价[J]. 中国环境监测,2018,34(1):157-164.
- [13] Kallio K, Koponen S, Pulliainen J. Feasibility of airborne imaging spectrometry for lake monitoring: A case study of spatial chlorophyll a distribution in two meso-eutrophic lakes [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2003,24(19):3771-3790.
- [14] 王明翠,刘雪芹,张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测,2002,18(5):47-49.
- [15] Xu Hai, Paerl H W, Qin Boqiang, et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China [J]. *Limnology and Oceanography*, 2010,55(1):420-432.
- [16] Pineros M A, Magalhaes J V, Alves V M C, et al. The physiology and biophysics of an aluminum tolerance mechanism based on root citrate exudation in maize [J]. *Plant Physiology*, 2002,129(3):1194-1206.
- [17] 刘伟,晏娟. 富营养化湖泊治理研究综述[J]. 安徽农学通报,2014,20(8):121-122.
- [18] Sun Bo, Zhang Linxiu, Yang Linzhang, et al. Agricultural non-point source pollution in China: Causes and mitigation measures [J]. *Ambio*, 2012,41(4):370-379.
- [19] 吴桢,吴思枫,刘永,等. 湖泊氮磷循环的关键过程与定量识别方法[J]. 北京大学学报(自然科学版),2018,54(1):218-228.
- [20] 乐静,袁莉. 关于黄石市青山湖水污染治理的思考[J]. 科技创业月刊,2010,23(3):133-134.
- [21] 王振,马敏,肖文胜. 黄石市青山湖1#湖区清淤施工前后水质动态变化的分析[J]. 湖北理工学院学报,2013,29(6):20-25.
- [22] 魏复盛. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京:中国环境科学出版社,2002:223-671.
- [23] 张辉,杨雄. 综合营养状态指数法在巢湖水体富营养化评价中的应用[J]. 安徽农学通报,2018,24(9):84-87.
- [24] 范麦妮,李杰. 抚仙湖氮磷污染负荷物质平衡计算[J]. 环境科学导刊,2016,35(3):44-47.
- [25] 陈幼姣,刘光辉. 黄石市近60a降水时空分布特征分析[J]. 暴雨灾害,2018,37(6):543-548.
- [26] 冯冰冰,王国祥,杨文斌. 南京玄武湖污染源调查与分析[J]. 安徽农业科学,2007,35(28):8963-8964.
- [27] 李海燕,黄延,吴根. 昆明湖水水质变化分析及污染控制对策[J]. 水资源保护,2007,23(5):18-20.
- [28] 杨淑香. 浅析抚仙湖主要入湖河流污染物特征[J]. 环境科学导刊,2019,38(S1):62-65.
- [29] 赵庆豪. 雨天合流制排水系统水质水量调查与分析[D]. 武汉:武汉理工大学,2013:12-23.
- [30] Huang Yongqiang, Shi Kai, Zhu Yan, et al. Pollution control of outfall of rainwater-sewage confluence in old town [J]. *Journal of Southeast University (English Edition)*, 2014,30(2):230-233.
- [31] 彭俊杰,李传红,黄细花. 城市湖泊富营养化成因和特征[J]. 生态科学,2004,23(4):370-373.
- [32] 张艳艳. 浙沪三湖富营养化特征分析及其影响因子识别研究[D]. 上海:华东师范大学,2016:22-68.
- [33] 苏丽丹,林卫青,杨漪帆,等. 淀山湖底泥氮、磷释放通量的研究[J]. 环境污染与防治,2011,33(5):32-35.

(上接第201页)

- [16] 张静. 陕南土地景观动态与生态风险变化研究[D]. 西安:陕西师范大学,2018.
- [17] 许学工,林辉平,付在毅,等. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价[J]. 北京大学学报(自然科学版),2001,37(1):111-120.
- [18] 王玲. 基于土地利用变化的上海市生态风险评价[J]. 农业科学研究,2018,39(1):10-16.
- [19] 林媚珍,葛志鹏,纪少婷,等. 中山市土地利用变化及其生态风险响应[J]. 生态科学,2016,35(5):96-104.
- [20] 于化龙,陈青锋,田超,等. 基于景观结构的土地利用生态空间特征及风险评估:以怀来县为例[J]. 水土保持研究,2016,23(3):155-163.
- [21] 曹玉红,陈晨,张大鹏,等. 皖江城市带土地利用变化的生态风险格局演化研究[J]. 生态学报,2019,39(13):4773-4781.
- [22] 马世五,谢德体,张孝成,等. 三峡库区重庆段土地生态状况时空格局演变特征[J]. 生态学报,2018,38(23):8512-8525.