

成渝城市群景观生态风险演变分析¹

王玲 汪淼*

(西华大学建筑与土木工程学院, 四川 成都 610000)

【摘要】：城市群尺度上的生态风险评价是目前急需研究的问题之一。以成渝城市群为研究区域，基于 2000、2010、2020 年的 GlobeLand30 数据集，引入景观生态风险指数，从景观生态学角度，运用地统计学与 GIS 软件进行空间分析，并结合半变异函数、空间自相关分析法等方法，分析了成渝城市群的景观格局变化并对其进行生态风险评价。结果表明：(1)成渝城市群土地利用类型中建设用地逐年增多，总体耕地与草地面积减少，存在耕地垦殖现象；(2)成渝城市群的景观类型空间分布变得复杂和破碎；(3)成渝城市群生态风险指数整体呈提高的趋势，高生态风险区、较高生态风险区面积逐渐扩大。研究结果为该地区土地利用配置、生态安全格局构建提供参考。

【关键词】：土地利用变化；景观格局；生态风险；成渝城市群

【中图分类号】：X826；F301 **【文献标识码】**：A **【文章编号】**：1004- 8227(2023)03- 0626- 12

【DOI】：10.11870/cjlyzyyhj202303016

随着我国生态文明建设的持续推进，绿色生态的国土空间开发保护格局是发展的必然要求。城镇化进程加快导致景观格局快速变化，如何保持社会发展与生态的平衡是区域可持续发展面临的挑战，合理管制景观生态风险是区域可持续发展的基础。景观生态风险指在自然或人为因素干扰下景观格局与生态过程中产生的消极影响。对区域景观生态风险的评价可作为该区域生态风险预判与防控、景观格局优化的重要科学依据。

随着中国社会的快速发展，城市化和工业化进程不断加快，人们对土地的需求日益增加，再加上退耕还林还草相关政策，土地利用结构失衡，人地矛盾突出。城市群是城市化进程中出现的一种新的城市空间组织形式。随着城市群的发展，土地利用结构的破坏导致了生态环境质量下降，生态风险评价对于保护城市群的生态环境和可持续发展具有重要意义。成渝城市群作为我国面积较大的城市群，是国家积极推进的新型城镇化重要示范区，具有丰富的自然资源，是保障长江中下游生态安全的屏障。成渝地区工业发展起步较早，工业化与城镇化发展，早期单目标城市发展方式造成了成渝地区城市系统与生态系统的不协调发展。在 2000~2020 年间，成渝地区的社会经济不断发展，人口的聚集度不断提升。城市化进程的加快，土地利用方式、效率等的转变导致区域土地利用结构发生巨大改变，对成渝城市群生态安全造成威胁。成渝城市群双城经济圈建设明确提出，要贯彻高质量绿色发展理念，促进生态建设和经济协同发展。其中土地利用是生态环境变化的重要组成部分，其变化是人类活动和自然环境作用下直观的表现形式^[1]。

景观生态风险评价概念被提出后，多数学者侧重于研究其理论与方法，但是基于土地利用变化的景观生态风险评价的研究

¹ **【收稿日期】**：2022- 03- 09；**【修回日期】**：2022- 10- 26

【基金项目】：西华大学引进人才项目(RZ2000001362)

【作者简介】：王玲(1974 ~)，女，教授，主要研究方向为地理信息系统技术应用。E-mail: 68709516@qq

【* 通讯作者 E-mail】：945753291@qq

还不够完整。土地可作为地表景观的表征方式，与区域景观生态风险有较强的关联性^[2]，能反映区域中人类活动和自然环境作用下景观格局同生态过程相互作用的消极影响，进一步指导区域景观格局优化^[3]。以土地利用变化为诱因的生态风险评价模式，相对于历史生态监测资料，土地利用数据更易获取^[4,5]。根据已有学者的研究成果，这种评价模式更适合人类活动造成的生态风险评价并且相关的研究已较为成熟^[5]。梁发超等^[6]从“生命共同体”理念出发进行对成渝城市群景观生态风险评价和管控策略的研究；赵伟等^[7]研究构建了成渝地区双城经济圈的生态安全格局；董会忠等^[8]以土地利用变化为基础研究了成渝经济区生态系统服务价值敏感性。现有研究在空间维度上以单一风险源或单一受体为主^[2]，研究尺度主要包括重点风险控制区、省域、县域、流域、城市地域为主，而相对较少地针对较大尺度的城市群区域景观生态风险评价研究。针对当下城市群一体化的趋势，城市群尺度上的景观生态风险评价研究是急需解决的问题之一^[7]。针对成渝城市群土地利用变化、景观格局演变和景观生态风险研究却较少。

本研究从景观生态学角度出发并结合地统计方法，以土地利用变化数据为基础，采用比行政单元作为评价单元更准确的格网 GIS 法，探究其土地利用变化及景观生态风险的时空动态变化规律，并结合半变异函数、空间自相关分析法利用景观指数建立景观生态风险评价模型，为成渝城市群生态环境健康有序发展、土地优化配置提供科学的指导意见并为相关其他区域提供参考，对成渝城市群土地利用问题进行研究对其发展具有重大意义。

1 研究区概况

成渝城市群是国家十四五规划重点发展的城市群之一，其总面积 $19.38 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，总人口 986.69×10^5 人，总 GDP 达 1.56×10^4 亿元^[9]。根据《成渝城市群发展规划》和多方查找收集的资料和数据^[6]，确定本论文研究区范围为重庆市和四川省的 15 个地级市。四川省 15 个市为成都、达州、德阳、广安、乐山、泸州、眉山、绵阳、南充、内江、遂宁、雅安、宜宾、资阳、自贡(图 1)，成渝城市群地理位置为 $27^\circ 39' \text{ N} \sim 33^\circ 3' \text{ N}$, $101^\circ 56' \text{ E} \sim 110^\circ 11' \text{ E}$ ，北临秦岭山脉，南连乌蒙山，西靠岷山、大凉山，东邻大巴山、巫山。研究区处四川盆地，地形、地貌类型复杂多样，总体地势呈四周向中部倾斜。属亚热带湿润季风气候，冬暖夏热，降水充沛，空气相对湿度大，年平均气温 $16^\circ\text{C} \sim 18^\circ\text{C}$ ，年降雨量 $900 \sim 1200 \text{ mm}$ 。长江自西南向东北贯穿全域，岷江、大渡河、金沙江等河流形成复杂的水网，并与全国重要的水源涵养区相接。顺应区域河流和山脉形成了一系列生态走廊。生态系统复杂多变，植被覆盖以亚热带常绿阔叶林为主，植物类型丰富。是西部人口、经济高度集聚的城镇密集区域，具有显著的人口和经济集聚效应。成渝城市群景观破碎化较严重，各景观类型分散分布，生态斑块集聚，整体上表现为生态斑块包围人工斑块。



图 1 研究区位置示意

Fig. 1 Location diagram of study area

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

本文采用的数据来源为 GlobeLand30, 这是以国家基础地理信息中心为代表研制的包含 2000、2010、2020 年共 3 期的 30 m 地表覆盖数据, 本数据基于 30 m 的分辨率多光谱影像, 运用基于像素分类—对象提取—知识检核的 POK 方法提取^[10], 数据由第三方评价验证精度达到 83.50%, 是目前分辨率最高的地表覆盖数据集。GlobeLand30 数据用地分类分为耕地、森林、草地、灌木地、湿地、水体、苔原、人造地表、裸地、冰川和永久积雪、海域、无数据区共 12 类。在 ArcGIS 软件中根据研究范围对原数据进行提取, 并结合成渝城市群实际情况, 将地类进行重分类, 简化成 5 大地类(因研究区内未利用地极少故本研究不考虑此地类)^[11]: 草地、林地、耕地、水域、未利用地和建设用地(图 2)。

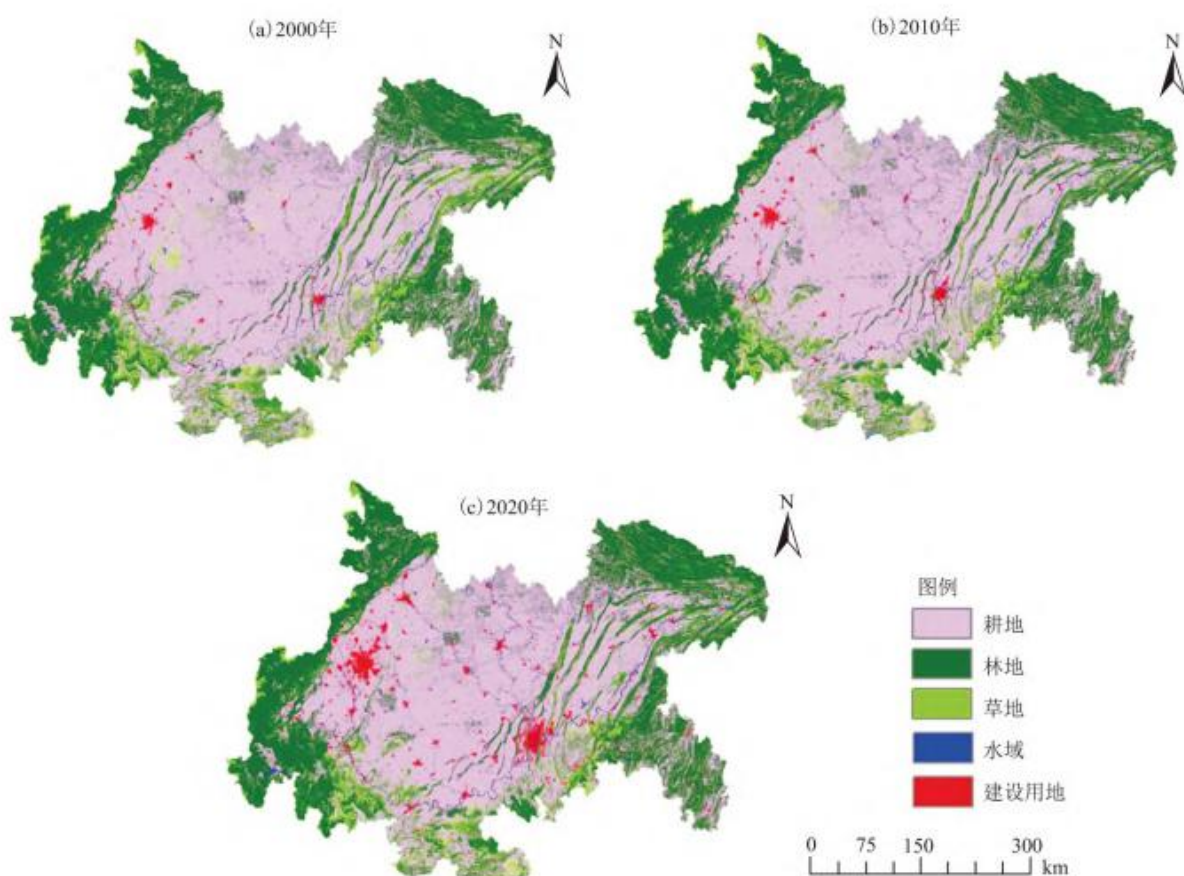


图 2 2000~2020 年土地利用类型图
Fig. 2 Land use types from 2000 to 2020

2.2 研究方法

2.2.1 景观生态风险指数模型构建

为更好地显示成渝城市群景观生态风险指数在空间上的分布特征,本研究采用格网 GIS 法,在参考国家相关标准和学者研究成果的基础上,网格大小采用平均斑块面积的 25 倍^[5],成渝城市群平均斑块面积为 76 km²,考虑计算的精度和工作量,划分成渝城市群为 15 km×15 km 的评价单元。

景观指数法能通过多个指数的组合分析来定量的描述景观格局及其变化^[12]。景观生态风险指数是由那些与干扰相关联的,能反映生态系统概念及过程、可用于度量生态终点的景观格局指数构成的^[13]。景观格局指数能反映土地利用的变化趋势以及发生变化的原因^[14],能高度反映景观空间配置特征,建立格局与景观过程相互作用的结果^[15]。根据研究区的情况和学者研究成果的基础上,本研究以干扰度指数、脆弱度指数和损失度指数构建景观生态风险指数,其计算公式为^[13]:

$$ERI_i = \sum_{i=1}^N \frac{A_{ki}}{A_k} R_i \quad (1)$$

式中：ERI_i 代表第 i 个评价单元景观生态风险指数； A_ki 表示第 k 个评价单元第 i 类景观的面积； A_k 表示第 k 个评价单元的面积； R_i 表示第 i 类景观的景观损失度指数。

(1) 干扰度指数 (E)

选取与干扰密切相关的景观破碎度指数、景观分离度指数和景观优势度指数加权构建景观干扰指数，其值能反映不同生态系统受到干扰的程度和空间结构的复杂性。干扰度指数越小越有利于生物的生存，对生物的生态意义较大^[5]。其公式为^[16]：

$$E_i = aC_i + bN_i + cD_i \quad (2)$$

式中：C_i 为景观破碎度指数，反映景观被分割的破碎程度，此值越大则景观生态系统稳定性也越低；N_i 为分离度指数，分离度指数越大，表明景观在地域分布上越分散，景观分布越复杂，破碎化程度也越高；D_i 为分维数，其数值表示景观类型斑块的形状的复杂度，能描述在受到人为因素干扰后景观的形态变化程度，反映人类活动对景观的影响程度^[17]。上述指数均通过 Fragstats 软件得出。a、b、c 依次表示 C_i、N_i 和 D_i 的权重，a+b+c=1。关于城市群景观生态风险指数的研究多采用专家打分法定义权重，专家认为景观破碎化是城市群生态环境质量下降的重要原因之一，根据已有学者的研究成果^[18]，赋以 a=0.5; b=0.3; c=0.2 的权值。

$$C_i = n_i / A_i \quad (3)$$

$$N_i = \sqrt{A_n \cdot n_i} / 2A_i \quad (4)$$

$$D_i = 2 \ln(P_i / 4) / \ln A_i \quad (5)$$

式中：n_i 为景观类型 i 的斑块数目； A_i 为景观类型 i 的总面积； A_n 表示区域总面积； P_i 为研究区景观类型 i 的周长。

(2) 脆弱度指数 (V)

研究中把不同景观类型在维护生物多样性、促进景观结构自然演替等方面的作用和对外界干扰的抵抗能力的差异与景观脆弱性联系^[19]。景观脆弱度能反映不同景观抵抗外部干扰的能力，脆弱度指数越大代表抵抗能力越小。在借鉴学者研究成果的基础上^[20]，结合本研究区情况，将景观脆弱度由高至低排列为水域、耕地、草地、林地、建设用地，并进行归一化处理，得到脆弱度指数 V_i。

(3) 损失度指数 (R)

损失度指数反映不同景观类型所代表的生态系统在受到自然和人为干扰时其自然属性损失的程度，由干扰度指数 E_i 和脆弱度指数 V_i 构建，其表达式为^[21]：

$$R_i = E_i \times V_i \quad (6)$$

2.2.2 土地利用动态变化及空间自相关分析

土地利用转移矩阵不仅可以反映不同地类之间的转换，还可以描述在不同时段内不同地类的变化特征^[22]。成渝城市群不同土地利用类型转化的面积变化计算方法参见文献^[23]。土地利用动态度反映了某一土地利用类型在单位时间内面积变化的剧烈程度^[24]，其计算方法参见文献^[25]。

为分析生态风险空间的空间变化特征，采用全局空间自相关指标 Moran’ s I 和局部空间自相关指标 LISA 进行分析，最终获得成渝城市群生态风险的空间自相关性。

3 结果与分析

3.1 成渝城市群土地利用变化分析

采用 ArcGIS 软件计算成渝城市群 2000~2020 年土地利用转移矩阵(表 1)可以看出，各种土地利用类型之间的转移较明显。(1)可以看出 2000~2020 年耕地是成渝城市群土地利用主要的转出类型，共转出面积 21 451.42 km²，转出的耕地主要转化成了林地、建设用地、草地，转出面积分别为 11 498.45、4 900.31、3 708.93 km²；其中，耕地面积的转出主要集中在 2010~2020 年，推测是受到城镇扩张和退耕还林还草政策的影响。(2)2000~2020 年转入土地类型最多的是林地，主要来源是耕地和草地。

总体上来看(表 2)，成渝城市群的主要用地类型是耕地，占总面积约 53.06%；接着为林地，占总面积约 37.16%；其次为草地和建设用地，分别占 6.77%、1.70%；水域的面积最小，仅占 1.30%。2000~2020 年土地利用变化呈现四增两减的趋势，林地、水域和建设用地面积增加，草地和耕地的面积减少，其中建设用地的面积变化速度最快，其次为草地、林地的变化速度最慢。城镇化和农业现代化进程加快，人们对土地资源的需求扩大且存在耕地垦殖现象，导致耕地面积减少，这必然会引起区域内土地利用方式的转变。

表 1 成渝城市群 2000~2020 年土地利用转移矩阵

年份	景观类型	景观类型 (km2)				
		草地	耕地	建设用地	林地	水域
2000~2010 年	草地	10 079.73	1 407.06	12.24	3 701.52	215.01
	耕地	1 846.62	124 181.10	306.99	3 258.09	711.27
	建设用地	172.35	681.75	1 857.24	10.08	21.60
	林地	6 213.42	3 278.43	11.52	81 221.58	125.10
	水域	278.91	515.07	22.50	186.30	1 847.61
2010~2020 年	草地	6 415.34	3 793.25	34.23	4 793.79	90.10
	耕地	3 738.44	108 941.06	304.86	11 470.29	728.87
	建设用地	196.18	4 497.76	2 320.13	282.42	96.70
	林地	4 778.15	11 734.06	33.64	73 825.98	182.13
	水域	238.44	1 291.22	50.14	304.75	1 741.30

2000~2020 年	草地	6 309.86	3 708.93	32.80	4 805.39	117.87
	耕地	4 702.28	107 181.05	394.92	10 611.67	958.98
	建设用地	366.34	4 900.31	1 675.81	262.06	118.53
	林地	6 613.27	11 498.45	34.84	71 228.02	178.01
	水域	352.74	1 343.72	53.27	330.02	1 508.04

表 2 成渝城市群 2000~2020 年土地利用变化 导出到 EXCEL

类型	2000 年		2010 年		2020 年		2000~2020 年	2000~2020 年
	面积(km ²)	比例(%)	面积(km ²)	比例(%)	面积(km ²)	比例(%)	增减量(km ²)	动态度(%)
草地	20 700 045	7.69	17 144 632	6.37	16 635 069	6.25	-4 064 976	-1.17
林地	98 188 759	36.49	100 983 910	37.53	99 738 690	37.47	1 549 931	0.07
耕地	144 490 210	53.69	144 734 540	53.79	137 635 290	51.70	-6 854 920	-0.24
水域	3 251 016	1.21	3 163 232	1.18	4 019 520	1.51	768 504	0.92
建设用 地	2 459 880	0.91	3 045 511	1.13	8 144 792	3.06	5 684 912	3.35

3.2 成渝城市群景观格局变化分析

基于 Fragstats 软件的 class 和 landscape 水平计算得到成渝城市群 2000、2010、2020 年各景观类型的相关景观指数表(表 3、表 4)。2000~2020 年,草地和林地的斑块个数、斑块密度和景观形状指数值总体上呈下降趋势,表明草地和林地的破碎化程度降低、连片化程度提高、几何形状变得简单规则。建议可加强城市绿地生态功能,增加研究区的生态斑块数量,提高其整体性。其中,林地的平均斑块面积值持续增加,说明大面积的林地景观增多。耕地和建设用地的斑块个数、斑块密度、景观形状指数值呈先下降后上升变化趋势,平均斑块面积值先增加后减少,说明破碎化程度先减弱后增强,几何形状由简单趋向复杂,总体上大块耕地和建设用地面积向小块耕地和建设用地面积转变。水域的斑块个数、斑块密度和景观形状指数值持续增加,表明水域的破碎化程度增强。除了建设用地的分维数呈先下降后上升趋势,其他景观都略微下降,说明建设用地的斑块形状先趋于简单后趋于复杂,其他景观则趋向简单。破碎度和分离度值除耕地和建设用地呈先减后增趋势外,其他景观都呈下降趋势,说明耕地和建设用地破碎化程度加重,其他景观减轻。

从景观水平上看,2000~2020 年成渝城市群香农多样性指数值呈先减后增的趋势,说明景观的异质性由弱变强,景观破碎程度由低变高。聚合度指数值呈先增后减趋势,表明由大斑块组成的景观变为由更多小斑块组成。蔓延度指数值先升后降,总体上呈上升趋势,说明景观的空间连通性趋于良好。散布与并列指数值持续减少,表明景观各斑块类型受到分割,彼此远离。

表 3 2000~2020 年成渝城市群类型水平指数变化

年份	景观类型	斑块个数	斑块密度	景观形状指数	平均斑块面积	分维数	破碎度	分离度
2000	草地	385 544	1.592	769.970	4.832	1.586	1.592	1.411
	林地	223 273	0.922	737.935	49.458	3.178	0.922	1.074
	耕地	58 800	0.243	399.620	221.149	1.494	0.243	0.551
	水域	43 998	0.182	311.748	67.105	4.549	0.182	0.477
	建设用地	10 254	0.042	106.299	21.599	1.350	0.042	0.230
2010	草地	352 076	1.454	722.233	4.385	1.589	1.454	1.348
	林地	219 502	0.906	745.288	52.602	3.164	0.906	1.064
	耕地	58 549	0.242	392.309	222.479	1.493	0.242	0.550
	水域	31 064	0.128	256.744	62.633	4.449	0.128	0.400
	建设用地	6 216	0.026	81.180	44.101	1.314	0.026	0.179
2020	草地	340 601	1.422	708.399	4.397	1.586	1.422	1.333
	林地	214 107	0.894	736.657	53.101	3.162	0.894	1.057
	耕地	62 419	0.261	411.298	198.432	1.491	0.261	0.571
	水域	31 778	0.133	259.716	50.436	4.366	0.133	0.407
	建设用地	19 823	0.083	132.916	36.990	1.331	0.083	0.321

表 4 2000~2020 年成渝城市群景观水平指数变化

年份	蔓延度指数	散布与并列指数	香农多样性指数	聚合度指数
2000	62.314	46.305	1.025	84.204
2010	63.134	44.751	1.011	84.916
2020	62.992	44.409	1.084	84.507

3.3 成渝城市群景观生态风险时空演变特征分析

在 GS+9.0 软件中显示, 2000、2020 年采用球面模型拟合较为理想, 2010 年采用指数模型拟合较为理想, 2000~2020 年成渝城市群景观生态风险指数半变异函数曲线图和参数见图 3 和表 5。可以看出 2000 和 2020 年的块基比大于 25% 小于 75%, 说明变量处于中等的空间相关性, 2010 年块基比小于 25%, 表明变量有较强的空间相关性。2000~2020 年基台值持续减小, 说明景观生态风险指数的空间分布差异减小。变程的变化可以反映景观生态风险指数主要变异过程的变化^[26], 变程值越大表明该时段景观生态风险指数均一性越强; 变程越小表明该时段景观生态风险指数均一性越弱, 整体分布也更复杂。研究时间段内变程值呈先增后降的趋势, 说明景观生态风险指数的相关性范围先扩大后缩小。

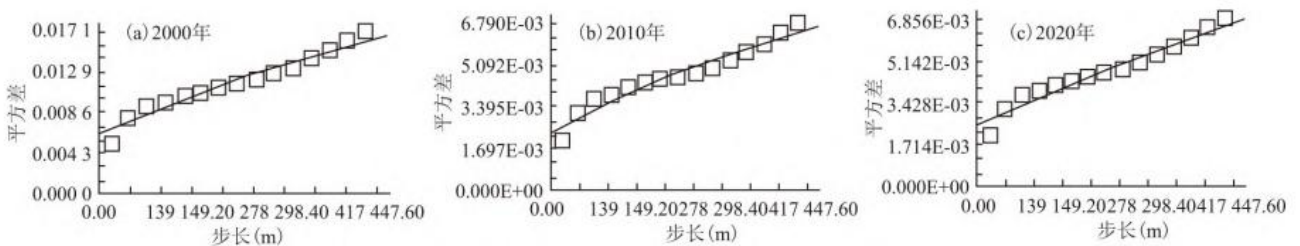


图3 成渝城市群 2000~2020 年景观风险变异函数曲线图

Fig. 3 Variation function curve of landscape risk in Chengdu-Chongqing urban agglomeration from 2000 to 2020

表 5 2000~2020 年成渝城市群景观风险指数半方差函数拟合

年份	模型	块金值	基台值	块基比(%)	变程(m)
2000	球面模型	0.006	0.018	0.352	609 700
2010	指数模型	0.002	0.010	0.235	1 598 100
2020	球面模型	0.003	0.009	0.300	832 800

利用 ArcGIS 软件普通 Kring 插值法得到成渝城市群景观生态风险的空间分布。利用自然断点法将成渝城市群的 ERI 划分为: 高生态风险区 V、较高生态风险区 IV、中生态风险区 III、较低生态风险区 II、低生态风险区 I。计算分析结果见(图 4)。可以看出, 成渝城市群景观生态风险整体呈上升趋势, 空间分异特征明显。其中较高、中景观生态风险区域面积较大, 低、较低、高生态风险区域所占面积较小。

2000 年成渝城市群生态风险空间分布特征为: 高生态风险区主要分布在成都市和乐山市、宜宾市等川南城市以及重庆主城九区与渝东地区, 其基质景观类型以草地为主, 人类活动频繁且受人类活动干扰的后的损失度大; 较高生态风险区集中于三峡库区重庆段、成都市东南部和眉山市、自贡市等川南城市及德阳市、绵阳市等川北地区, 其基质景观类型以耕地为主, 受人为活动干扰后损失程度大, 因建设用地扩张和耕地复垦让土地斑块形状变得复杂、空间变得分散; 中生态风险区主要分布于成渝城市群中部地区和较高生态风险区的外围区域, 此区域占据了成渝城市群较大的区域, 较低生态风险区位于中生态风险区的外围呈环状分布, 低生态风险区面积最小, 仅在成渝城市群边缘有零星分布。

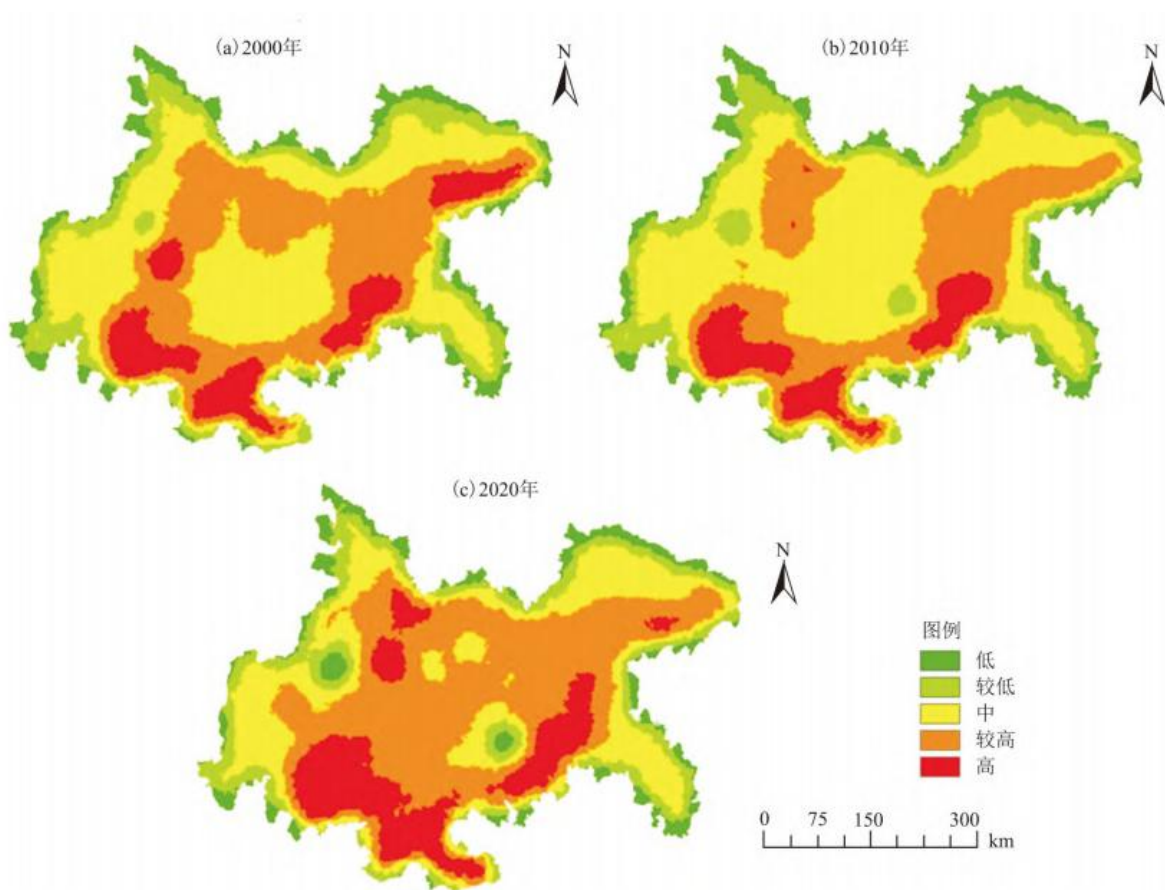


图 4 2000~2020 年成渝城市群景观生态风险空间分布图

Fig. 4 2000~2020 Spatial distribution of landscape ecological risk in Chengdu-Chongqing urban agglomeration

2010 年成渝城市群生态风险空间分布特征为：高生态风险区总的面积减小，主要在乐山市、宜宾市等川南城市以及重庆主城九区，其余地区有零星分布；较高生态风险区面积也减少，在高生态风险区外围区域分布；中生态风险区面积最大，成都市、南充市的较高生态风险区大多转化成了中生态风险区；较低生态风险区和低生态风险区与 2000 年在空间上没有较大变化。

2020 年成渝城市群生态风险空间分布与 2010 年对比看，高生态风险区、较高生态风险区的空间分布面积增大，有成片分布的趋势；中生态风险区有较大幅度的缩小，较低生态风险区和低生态风险区与 2010 年在空间上没有较大变化。这与该时期地方的政策、社会经济发展和人口的增加密切相关，该时期政策规划表明将助力打造区域发展为重要增长极；西部大开发、产业结构转型和户籍制度的改革，使得人口的聚集度不断提升，城市建设用地需求增加，不合理的用地规划使区域生态环境恶化；成渝城市群经济发展推动传统产业重新配置，导致土地利用类型改变。经济的增长，城市化进程也随之加快，大力进行基础设施建设的同时驱动建设用地的增加，耕地、草地和林地面积减少。

综上对 2000~2020 年成渝城市群生态风险空间分布的分析，可以得知：成渝城市群生态风险存在危机，生态风险等级比较高的区域分布成渝城市群的中部地区，结合前文的土地利用分析可知这里主要为耕地，属于人口聚集区域。在城市化发展的背景下，成渝地区的社会经济不断向前发展，人口规模持续壮大，呈现“大分散、小聚集”的特征。西部大开发和产业结构转型升级不断吸纳更多的流动人口就业；同时，户籍制度的改革提供了更多落户城市的机会。人口的聚集度不断提升，推动产业结构的调整和城市的扩张；增加城市建设用地需求，进而导致区域土地利用结构改变。景观被不断分割而变得破碎化，斑块之间的距离不断增大，内部转化频繁导致区域生态风险较大。

3.4 成渝城市群景观生态风险演变趋势分析

根据 2000~2020 年成渝城市群景观生态风险空间数据利用 GeoDa 软件计算出 Moran' s I 散点图(图 5)。成渝城市群景观生态风险的全局 Moran' s I 值在 2000、2010、2020 年分别为 0.805、0.815、0.797,均大于 0 且数值先增加后减少,说明成渝城市群的景观生态风险分布存在正相关关系。城市群的发展对生态有影响,发展越好的越集中的区域,其生态环境越恶劣,生态风险值越高。

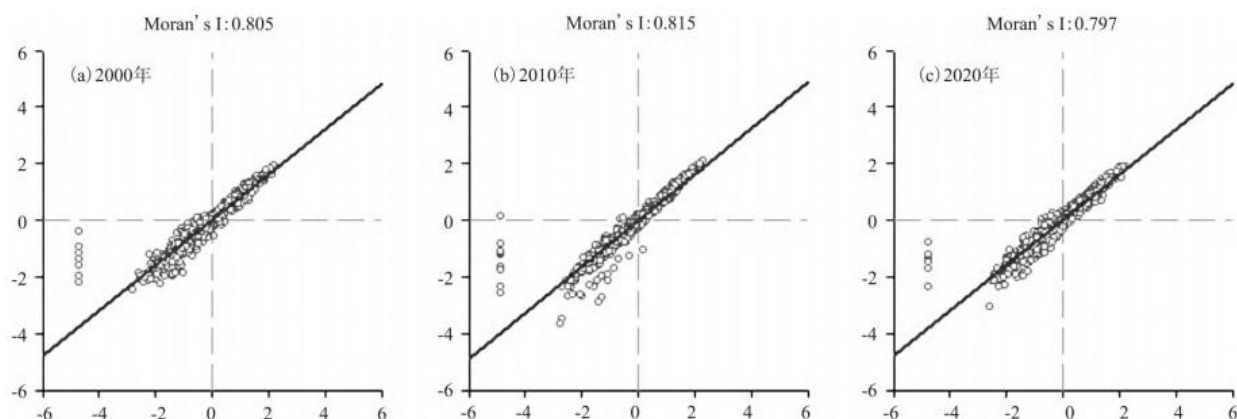


图 5 2000~2020 年成渝城市群景观生态风险 Moran's I 散点图

Fig. 5 Moran's I scatter plot of landscape ecological risk in Chengdu-Chongqing urban agglomeration from 2000 to 2020

全局 Moran' s I 值不能反映相邻区域的景观生态风险指数的空间关联,局部自相关指数可以反映局部区域单元上的地理现象和某属性值与相邻局部单元上属性值的相关性^[20],本研究运用 GeoDa 软件中 Queen 的二阶邻接权重矩阵^[26],获得成渝城市群景观生态风险 2000~2020 年局部自相关关系图(图 6),可以看出 3 个研究时期的景观生态风险指数空间分布主要为不显著和高-高聚集类型,和同期的 Kring 插值法得到成渝城市群景观生态风险的空间分布格局较为一致。高-高聚集类型区域表明其景观生态风险度高,其相邻周边区域的景观生态风险度也高,主要集中在成渝城市群中部呈环状分布。低-低聚集类型区域聚集在成渝城市群边缘地区,这些区域的景观生态风险度低,相邻区域的景观生态风险度也较低。成渝城市群 20 年间高生态风险区、较高生态风险区面积逐步扩大,景观生态风险呈现上升趋势。

4 结论与讨论

4.1 结论

本研究在 2000~2020 年成渝城市群土地利用数据的基础上,运用 ArcGIS、Fragstats、GeoDa 和 GS+9.0 等软件对数据进行运算处理,结合土地利用动态变化、景观格局演变特征进行成渝城市群景观生态风险评价。得到以下结果:

(1)2000~2020 年,成渝城市群土地利用类型以耕地、林地和草地为主,建设用地的面积增加最多,从 2000 年 0.91%的面积比例增加到 2020 年的 3.06%,主要由耕地和草地转化而来;耕地的面积减少最多,减少 6 854 920 km²,面积比例由 53.68%降到 51.70%,耕地主要转化为了林地、草地和建设用地。总体上看,随着城市化的发展,人们对土地资源的需求扩大,部分耕地在城市建设中被规划成了建设用地并且存在耕地垦殖现象。

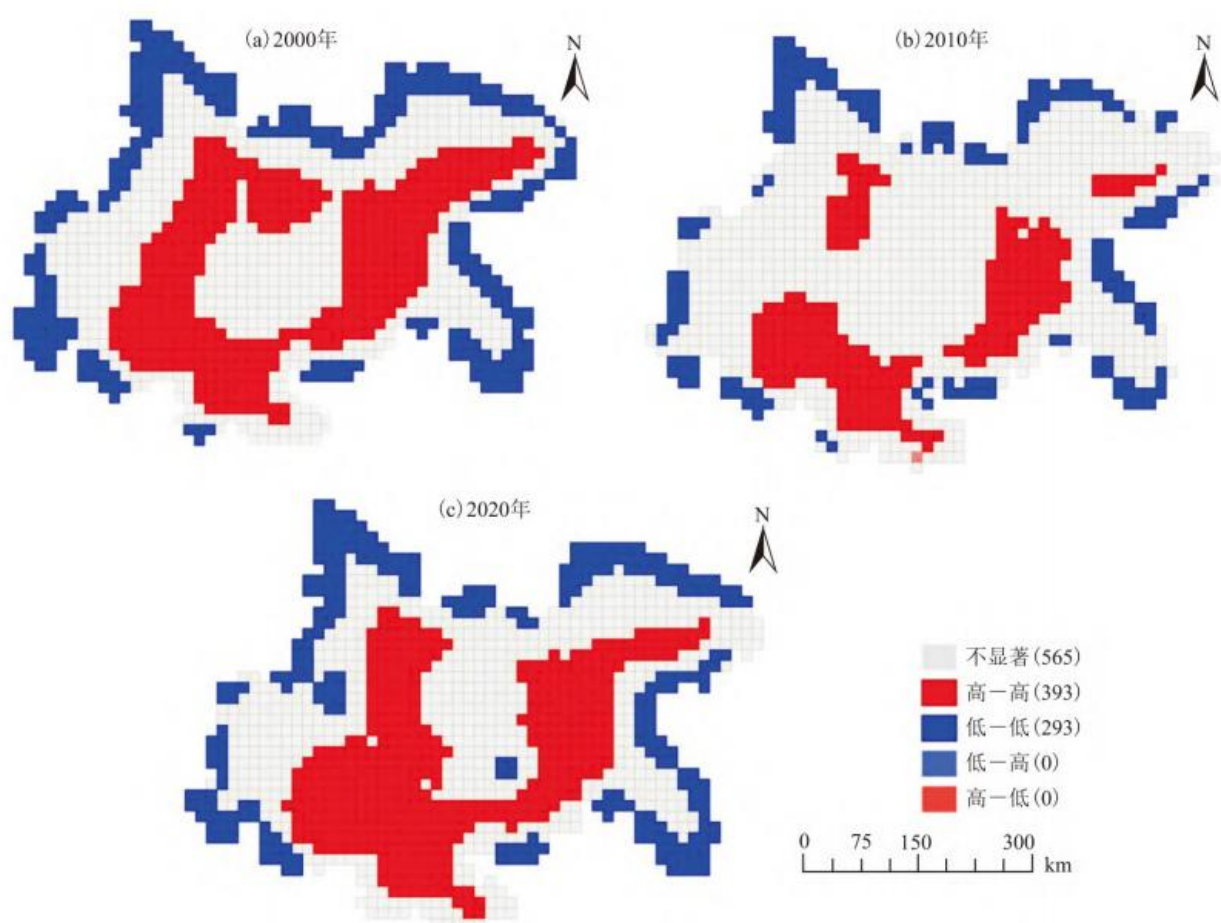


图 6 2000~2020 年成渝城市群景观生态风险局部空间自相关集聚图
Fig. 6 Local spatial autocorrelation aggregation of landscape ecological risk in Chengdu-Chongqing urban agglomeration from 2000 to 2020

(2)成渝城市群的景观格局变化比较明显，整体上草地的景观破碎度最高，其次为林地、耕地、水域和建设用地，建设用地的破碎度最低，20 年间除了建设用地和耕地，其他土地利用类型的破碎度和分离度均下降。分维数的整体变化幅度不大，草地的分维数最高，其次为林地和耕地，建设用地分维数最小。总体上看，研究区 20 年的景观类型空间分布变得复杂，耕地和建设用地分布变得破碎，2010~2020 年人的干扰最明显，此时期耕地和建设用地的分离度和破碎度值最大，景观生态风险值较大。建议提升小型斑块的生境质量，控制人类活动对其的干扰，促进各斑块之间的物质能量交流，缓解因城市建设对生态空间的消极影响。

(3)2000~2020 年成渝城市群整体景观生态风险指数呈上升趋势，中生态风险区转向较高生态风险区的面积较多，2000~2010 年景观生态环境有好转，但 2010~2020 年景观生态环境较明显恶化，景观生态风险值较高。景观生态风险格局的变化主要由于国家政策、地类变化、人口和经济发展以及人类活动等因素引起。

(4)空间分布上来看，高生态风险区主要分布在成渝城市群城镇聚集的地区，较高生态风险区土地利用类型主要为耕地，城镇发展产生的人为活动干扰较大，导致景观生态风险值较大。

(5)由空间自相关分析可以得出,高-高聚集类型区域的分布面积呈扩大的趋势并且与高生态风险区与较高生态风险区的空间分布位置较为一致,研究结果说明:高生态风险区、较高生态风险区面积逐步扩大,总体上成渝城市群景观生态风险呈现上升趋势。

(6)政策、社会经济和人口等驱动着成渝城市群土地利用类型的变化。政策主导着土地利用变化的方向;社会经济发展和人口的增加会改变土地利用的方式进而也会影响区域相关政策的制定。因此,科学地进行土地利用规划具有非常重要的意义。

4.2 讨论

本研究的结论与已有其他学者的研究结论具有一致性,吴冰等^[27]认为成渝城市群建设用地的空间分布较世界上其他城市群更分散和散布,除成都和重庆市之外的城市无主次地发展,对成渝城市群生态安全造成威胁;董会忠等^[8]认为随着城镇化的进程加快,相应的建设用地需求也加大,建议在生态环境与自然禀赋的基础上制定土地利用的相关政策,进一步优化土地结构;梁发超等^[6]认为成渝城市群景观生态风险指数基本上呈正态分布,中生态风险区域占最大,山区较高景观生态风险值是因为自然环境;由于人类开发活动导致盆地平原丘陵区有较高生态风险值。

相比其他城市群的景观生态风险情况可以看出,成渝城市群与京津冀城市群^[28]、长株潭城市群^[29]的景观生态风险演变具有一致性:土地利用变化程度较大并且建设用地的面积呈上升趋势;由于城市的扩张,总体上景观生态风险值呈相对上升趋势。建议成渝城市群在城镇化进程中,注重城市与生态的平衡,在保护生态环境的基础上制定区域土地利用的政策,优化区域土地利用结构。

本研究以土地利用变化数据为基础,从景观层面进行景观生态风险评价模型的构建,但对生态风险评价和空间分析方法有很多,风险的评价也会受多种风险因子影响^[30],在之后的研究中应考虑自然因素对区域生态风险的影响,提高研究的准确度,并思考引起土地利用变化和生态风险演变的驱动力,为城市群土地利用配置和城市发展提出更可靠的建议。

参考文献

- [1] 崔佳,臧淑英.哈大齐工业走廊土地利用变化的生态环境效应[J].地理研究,2013,32(5):848-856. CUI J, ZANG S Y. Regional disparities of land use changes and their eco-environmental effects in Harbin-Daqing-Qiqihar Industrial Corridor[J]. Geographical Research, 2013, 32(5):848-856.
- [2] 康紫薇,张正勇,位宏,等.基于土地利用变化的玛纳斯河流域景观生态风险评价[J].生态学报,2020,40(18):6472-6485. KANG Z W, ZHANG Z Y, WEI H, et al. Landscape ecological risk assessment in Manas River Basin based on land use change[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(18):6472-6485.
- [3] 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. PENG J, DANG W X, LIU Y X, et al. Review on landscape ecological risk assessment[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(4):664-677.
- [4] 王洁,摆万奇,田国行.土地利用生态风险评价研究进展[J].自然资源学报,2020,35(3):576-585. WANG J, BAI W Q, TIAN G H. A review on ecological risk assessment of land use[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(3):576-585.
- [5] 陈心怡,谢跟踪,张金萍.海口市海岸带近30年土地利用变化的景观生态风险评价[J].生态学报,2021,41(3):975-986. CHEN X Y, XIE G Z, ZHANG J P. Landscape ecological risk assessment of land use changes in the coastal area of Haikou City in the past 30 years[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(3):975-986.

-
- [6] 梁发超, 胡其玉, 起晓星. 基于生命共同体的景观生态风险评价与管控策略——以成渝城市群为例[J]. 经济地理, 2021, 41(8):152-159. LIANG F C, HU Q Y, QI X X. Risk assessment of landscape ecology and its control strategy based on life community: A case study of Chengdu-Chongqing urban agglomeration[J]. Economic Geography, 2021, 41(8):152-159.
- [7] 赵伟, 邹欣怡, 蒲海霞. 成渝地区双城经济圈生态安全格局构建[J]. 中国环境科学, 2021, 41(5):2423-2433. ZHAO W, ZOU X Y, PU H X. Construction of ecological security pattern in Chengdu-Chongqing Twin-City Economic Circle[J]. China Environmental Science, 2021, 41(5):2423-2433.
- [8] 董会忠, 姚孟超. 成渝经济区土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. 水土保持通报, 2020, 40(1):213-220. DONG H Z, YAO M C. Impacts of land use change on value of ecosystem services in Chengdu-Chongqing economic zone[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(1):213-220.
- [9] 高红丽. 成渝城市群城市综合承载力评价研究[D]. 重庆: 西南大学, 2011. GAO H L. A research on city's comprehensive carrying capacity of Cheng-yu town cluster[D]. Chongqing: Southwest University, 2011.
- [10] 陈军, 陈晋, 廖安平, 等. 全球 30 m 地表覆盖遥感制图的总体技术[J]. 测绘学报, 2014, 43(6):551-557. CHEN J, CHEN J, LIAO A P, et al. Concepts and key techniques for 30 m global land cover mapping[J]. Acta Geodaetica et Cartographica Sinica, 2014, 43(6):551-557.
- [11] 舒建峰. 成渝城市群生态用地演变特征及影响因素研究[C]//. 面向高质量发展的空间治理——2021 中国城市规划年会论文集(08 城市生态规划), 2021:56-65. DOI:10.26914/c.cnkihy.2021.027870. SHU J F. Evolution characteristics and influencing factors of ecological land use in Chengdu-Chongqing urban agglomeration[C]//. Spatial governance for high-quality development—The Proceedings of 2021 China Urban Planning Annual Conference (08 Urban Ecological Planning), 2021:56-65. DOI:10.26914/c.cnkihy.2021.027870.
- [12] 田晶, 邵世维, 黄怡敏, 等. 土地利用景观格局核心指数提取: 以中国广州市为例[J]. 武汉大学学报(信息科学版), 2019, 44(3):443-450. TIAN J, SHAO S W, HUANG Y M, et al. Towards a core set of landscape metrics for land use: A case study from Guangzhou, China[J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2019, 44(3):443-450.
- [13] 高宾, 李小玉, 李志刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J]. 生态学报, 2011, 31(12):3441-3450. GAO B, LI X Y, LI Z G, et al. Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(12):3441-3450.
- [14] 罗赵慧, 周丽璇, 房巧丽, 等. 城市化背景下珠三角城市群景观格局演变及生态风险分析[C]//. 2019 中国环境科学学会科学技术年会论文集(第三卷), 2019:61-66. LUO Z H, ZHOU L X, FANG Q L, et al. Landscape pattern evolution and ecological risk analysis of Pearl River Delta urban agglomeration under the background of urbanization[C]//. Proceedings of 2019 Annual Science and Technology Conference of Chinese Society for Environmental Sciences (3), 2019:61-66.
- [15] 陈文波, 肖笃宁, 李秀珍. 景观指数分类、应用及构建研究[J]. 应用生态学报, 2002, 13(1):121-125. CHEN W B, XIAO D N, LI X Z. Classification, application, and creation of landscape indices[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(1):121-125.
- [16] 何莎莎, 李欣, 何春龙, 等. 基于土地利用变化的扬州市广陵区景观生态风险评价[J]. 南京师大学报(自然科学

版),2019,42(1):139-148.HE S S,LI X,HE C L,et al.Landscape ecological risk assessment in Guangling district of Yangzhou city based on land use change[J].Journal of Nanjing Normal University (Natural Science Edition),2019,42(1):139-148.

[17] 董玉红,刘世梁,安南南,等.基于景观指数和空间自相关的吉林大安市景观格局动态研究[J].自然资源学报,2015,30(11):1860-1871.DONG Y H,LIU S L,AN N N,et al.Landscape pattern in da' an city of Jilin Province based on landscape indices and local spatial autocorrelation analysis[J].Journal of Natural Resources,2015,30(11):1860-1871.

[18] 徐秋阳,王巍巍,莫罹.京津冀地区景观稳定性评价[J].生态学报,2018,38(12):4226-4233.XU Q Y,WANG W W,MO L.Evaluation of landscape stability in Beijing-Tianjin-Hebei region[J].Acta Ecologica Sinica,2018,38(12):4226-4233.

[19] 韩振华,李建东,殷红,等.基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析[J].生态环境学报,2010,19(3):701-705.HAN Z H,LI J D,YIN H,et al.Analysis of ecological security of wetland in Liaohe River delta based on the landscape pattern[J].Ecology and Environmental Sciences,2010,19(3):701-705.

[20] 谢花林.基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析[J].生态学报,2008,28(10):5020-5026.XIE H L.Regional eco-risk analysis of based on landscape structure and spatial statistics[J].Acta Ecologica Sinica,2008,28(10):5020-5026.

[21] 刘琪,曹明明,胡胜,等.基于景观结构的延河流域生态风险评价[J].河南农业大学学报,2016,50(2):254-260.LIU Q,CAO M M,HU S,et al.Ecological risk assessment of Yanhe watershed based on landscape structure[J].Journal of Henan Agricultural University,2016,50(2):254-260.

[22] 乔伟峰,盛业华,方斌,等.基于转移矩阵的高度城市化区域土地利用演变信息挖掘——以江苏省苏州市为例[J].地理研究,2013,32(8):1497-1507.QIAO W F,SHENG Y H,FANG B,et al.Land use change information mining in highly urbanized area based on transfer matrix:A case study of Suzhou,Jiangsu Province[J].Geographical Research,2013,32(8):1497-1507.

[23] 朱会义,李秀彬.关于区域土地利用变化指数模型方法的讨论[J].地理学报,2003,58(5):643-650.ZHU H Y,LI X B.Discussion on the index method of regional land use change[J].Acta Geographica Sinica,2003,58(5):643-650.

[24] 刘纪远,宁佳,匡文慧,等.2010—2015年中国土地利用变化的时空格局与新特征[J].地理学报,2018,73(5):789-802.LIU J Y,NING J,KUANG W H,et al.Spatio-temporal patterns and characteristics of land-use change in China during 2010-2015[J].Acta Geographica Sinica,2018,73(5):789-802.

[25] 张建,雷刚,漆良华,等.2003—2018年土地利用变化对丹江口市景观格局与生态服务价值的影响[J].生态学报,2021,41(4):1280-1290.ZHANG J,LEI G,QI L H,et al.The landscape pattern and ecological service value in Danjiangkou City under land use change from 2003 to 2018[J].Acta Ecologica Sinica,2021,41(4):1280-1290.

[26] 周汝佳,张永战,何华春.基于土地利用变化的盐城海岸带生态风险评价[J].地理研究,2016,35(6):1017-1028.ZHOU R J,ZHANG Y Z,HE H C.Ecological risk assessment based on land use changes in the coastal area in Yancheng city[J].Geographical Research,2016,35(6):1017-1028.

[27] 吴冰, 张剑波, 刘晓光. 基于景观格局指数的城市群生态安全格局优化研究[C]//. 中国风景园林学会 2015 年会论文集, 2015:356-362. WU B, ZHANG J B, LIU X G. Research on ecological security pattern optimization of urban agglomerations based on Landscape pattern Index[C]//. Proceedings of the 2015 Annual Conference of China Society of Landscape Architecture, 2015:356-362.

[28] 汪翡翠, 汪东川, 张利辉, 等. 京津冀城市群土地利用生态风险的时空变化分析[J]. 生态学报, 2018, 38(12):4307-4316. WANG F C, WANG D C, ZHANG L H, et al. Spatiotemporal analysis of the dynamic changes in land use ecological risks in the urban agglomeration of Beijing-Tianjin-Hebei vegion[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12):4307-4316.

[29] 刘凤, 曾永年, 赵丹阳, 等. 长江中游城市群土地利用生态风险分析——以长株潭城市群为例[J]. 国土与自然资源研究, 2016(5):16-22. LIU F, ZENG Y N, ZHAO D Y, et al. Land use and ecological risk analysis in the middle reaches of the Yangtze River—a case study of Changsha-Zhuzhou-Xiangtan urban agglomeration[J]. Territory & Natural Resources Study, 2016(5):16-22.

[30] 张甜, 刘焱序, 彭建, 等. 深圳市景观生态风险多尺度关联分析[J]. 生态学杂志, 2016, 35(9):2478-2486. ZHANG T, LIU Y X, PENG J, et al. Correlation of the landscape ecological risk on multi-scales in Shenzhen City[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(9):2478-2486.