

“三生”空间视角下喀斯特山区流域景观生态风险的时空分布特征

夏照亮¹, 兰安军^{1,2}, 范泽孟³, 朱娜¹

(1.贵州师范大学地理与环境科学学院, 贵州 贵阳 550025; 2.国家喀斯特石漠化防治工程技术研究中心, 贵州 贵阳 550001; 3.中国科学院地理科学与资源研究所资源与环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101)

摘要: [目的] 深入分析喀斯特流域景观生态风险变化规律, 为山区流域制定生态风险防控措施与景观管理规划提供科学参考。[方法] 以典型喀斯特流域红水河流域贵州段为研究区域, 从“三生”空间视角出发, 采用GIS空间分析、景观生态风险指数等方法探究了研究区景观生态风险的时空变化机理, 并借助分布指数方法分析了景观生态风险时空分布与地形地貌的关系。[结果] ①自2000年来, 红水河流域基于“三生”空间的用地转型表现为生产、生态空间减少而生活空间快速增加, 不同用地类型的转移引起区域景观生态风险变化的贡献率大小不一。②2000—2020年期间景观生态风险整体呈缓和趋势, 红水河流域南部的景观生态风险总体优于其北部地区。③从景观生态风险在地形位梯度上的分布看, 景观生态风险程度与地形位梯度成反比关系; 另外, 非喀斯特区和纯喀斯特区景观生态风险要低于亚喀斯特区。[结论] 红水河流域景观生态风险虽有所好转, 但部分景观生态问题依然突出, 需要加强对生态环境的治理保护。

关键词: “三生”空间; 景观生态风险; 时空分异; 地形位梯度; 喀斯特; 红水河流域

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)02-0256-11

中图分类号: X826

文献参数: 夏照亮, 兰安军, 范泽孟, 等.“三生”空间视角下喀斯特山区流域景观生态风险的时空分布特征[J].水土保持通报, 2023, 43(2): 256-266. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.20221012.003; Xia Zhaoliang, Lan Anjun, Fan Zemeng, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of landscape ecological risks in karst mountain watersheds from productive-living-ecological perspective [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(2): 256-266.

Spatial and Temporal Distribution Characteristics of Landscape Ecological Risks in Karst Mountain Watersheds from Productive-Living-Ecological Perspective

Xia Zhaoliang¹, Lan Anjun^{1,2}, Fan Zemeng³, Zhu Na¹

(1.School of Geography and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550025, China; 2.National Engineering Technology Research Center for Karst Rocky Desertification Control, Guiyang, Guizhou 550001, China; 3.State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: [Objective] The factors affecting landscape ecological risk in karst watersheds were determined in order to formulate ecological risk prevention and control measures and landscape management planning in mountain watersheds. [Methods] This study was conducted in the Guizhou section of the Hongshui River basin (a typical karst basin). The study utilized the perspective of “productive-living-ecological” space, and used GIS spatial analysis, landscape ecological risk index, and other methods to explore the temporal and spatial change mechanism of landscape ecological risk in the study area. The relationship between the temporal and spatial distributions of landscape ecological risk and topography was analyzed by means of the distribution index method. [Results] ① Since 2000, land use transformation based on the productive-living-ecological

收稿日期: 2022-07-11

修回日期: 2022-09-16

资助项目: 国家自然科学基金项目“生态过渡带土地覆盖变化情景模拟及归因研究”(41971358)

第一作者: 夏照亮(1998—), 男(汉族), 贵州省遵义市人, 硕士研究生, 研究方向为遥感与地理信息系统应用。Email: 2896549262@qq.com。

通讯作者: 兰安军(1974—), 男(汉族), 贵州省瓮安县人, 硕士, 副教授, 硕士生导师, 主要从事喀斯特环境遥感方面的研究。Email: 493486980@qq.com。

space in the Hongshui River basin was characterized by a reduction in the production and ecological space and a rapid increase in the living space. The contribution rates of regional landscape ecological risk changes caused by the transfer of different land use types were different. ② During the period from 2000 to 2020, the overall landscape ecological risk showed a moderate trend, and the landscape ecological risk in the southern part of the Hongshui River basin was generally better than in the northern part. ③ From the distribution of landscape ecological risk on the terrain gradient, the degree of landscape ecological risk was inversely proportional to the terrain gradient. In addition, the landscape ecological risk in the non-karst area and pure karst area was lower than that in the subkarst area. [Conclusion] Although the landscape ecological risk in the Hongshui River basin has improved, some landscape ecological problems are still prominent, and it will be necessary to strengthen the management and protection of the ecological environment.

Keywords: productive-living-ecological space; landscape ecological risk; spatiotemporal differentiation; topographic gradient; karst; Hongshui River basin

景观生态风险评价源于区域生态风险评价^[1],其主要内容是评估人类活动对生态环境造成的负面影响^[2]。近几年,各级政府都在深入贯彻生态文明建设重要思想,不断完善生态保护屏障,推动了区域生态环境的持续健康发展,故在生态文明建设背景下开展景观生态风险研究对区域生态管理具有十分重要的现实意义^[3]。土地利用变化对生态环境的影响具有区域性和累积性^[4-5],与景观生态风险的时空分布关系密切,因此,以土地利用变化作为诱因可以对区域生态风险进行评价^[6]。按照土地利用的主要功能对国土空间进行分区,有利于实现生产空间集约高效、生活空间宜居适度、生态空间山清水秀的空间布局,从而有效地降低区域生态风险,稳定区域生态环境系统^[7]。但目前对于“三生”空间的研究仍处于起步阶段,并且多聚焦于生态服务价值^[8-9]、冲突分析^[10]等视角,基于“三生”空间视角将三生空间理念与区域景观生态风险进行分析的研究还较少。

景观生态风险研究已在城市^[11]、河漫滩^[12]、栖息地^[13-15]、流域^[16]等区域取得较为丰富的研究成果,而流域生态风险评价与一般的区域生态风险评价相比,具有其独特的流域特点^[17]。从已有研究来看,现多采用景观分析法对其进行景观生态风险评价,如 PAUKERT 等^[18]、潘竟虎等^[19]、康紫薇等^[20]。另外也有结合地形因子对甘肃省白龙江流域^[21]、新疆伊犁河谷^[6]开展地形位梯度上的生态风险研究,研究得出不同等级生态风险在不同地形位梯度上具有明显差异。总体而言,现有研究多为直接对流域进行景观生态风险评价分析以及基于地形梯度的景观生态风险变化分析。典型喀斯特流域地区石漠化现象较为突出,造成水土流失、土壤肥力下降、生物多样性下降等生态问题,生态系统结构与功能受损,生态环境受到一定的威胁,但其景观生态风险研究尚较缺乏。鉴于此,本文将在研究“三生”空间演化的基础上对其进行景观

生态风险评估,并深入摸清不同地形位梯度以及纯喀斯特、亚喀斯特和非喀斯特地貌区域景观生态风险优势分布状况,这对促进区域生态治理、有效保护自然生态环境和合理配置三生空间具有积极的现实意义。

红水河流域贵州段喀斯特地貌发育成熟、比重大,该区域生态环境较为脆弱,如何有效推进流域生态环境健康发展是一直面临的现实问题。因此,本文从“三生”空间视角出发,在 2000,2010 和 2020 年土地利用数据和 DEM 数据的基础上,结合 GIS 空间分析和景观生态风险指数等方法分析红水河流域景观生态风险的时空演化规律。同时,借助分布指数进一步探究了不同地形位梯度与地貌间不同生态风险等级的分布特征,以期为典型喀斯特山区流域生态风险管理、景观格局优化提供科学参考。

1 研究区概况

红水河流域属珠江水系,横跨贵州省和广西壮族自治区。贵州段位于东经 106°10′—107°40′,北纬 24°55′—26°25′,西部面临北盘江,北靠乌江水系,东与都柳江水系相邻,南与广西隔河相望,流域面积约为 15 948 km²,属亚热带气候,年平均气温 18 ℃,年平均降雨量 1 280 mm。其南部多为河谷,北部多为山地,呈南低北高之势。流域内大量分布天然林和灌草丛,特别是位于望谟县昂武镇的红水河林场森林覆盖度较高;稳定耕地较多分布于北部地区,是区内重要粮食产区。近 20 a 区内城镇化推进和流域综合开发利用加快,这必然造成生产、生活、生态空间发生变化。

2 材料与方法

2.1 数据来源及预处理

2000,2010 和 2020 年 3 期土地利用类型栅格数据来自于中国科学院资源环境科学与数据中心(<https://www.resdc.cn/>)。该数据是基于美国陆地

资源卫星 Landsat TM 影像解译生成的土地利用类型产品数据,空间分辨率为 30 m。利用 ArcGIS 软件将获取的土地利用类型产品数据进行裁剪得到研究区 3 期土地利用类型数据,参考《土地利用现状分类(GB/T21010-2017)》并结合研究区实际情况将土地

类型重分类为耕地、建设用地、林地、草地、水域以及未利用地。参考前人研究成果^[22-24],结合土地利用类型和研究区实际情况将“三生”空间划分为农业生产空间、城乡生活空间和林地、草地、水域、其他生态空间 6 大类,以便后续进行研究(表 1)^[25-27]。

表 1 “三生”空间分类体系

Table 1 Productive-living-ecological space classification system

空间类型	一级地类	二级地类
生产用地	农业生产空间	水田、旱地、水浇地
生活用地	城乡生活空间	工矿、交通用地、城镇用地、农村居民点用地、其他建设用地
生态用地	林地生态空间	有林地、灌木林地、疏林地、其他林地(苗圃及各类园地)
	牧草生态空间	高覆盖度草地、中覆盖度草地、低覆盖度草地
	水域生态空间	河渠、湖泊、水库坑塘、滩涂、滩地等
	其他生态空间	沙地、盐碱地、沼泽地、裸土地、裸岩石质地等

数字高程模型(DEM)数据来自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/search>)GDEM V330 m 分辨率数字高程数据(数据发布时间为 2019 年 8 月 5 日)。利用 ArcGIS 软件将下载的原始数据镶嵌至新栅格,再根据研究区矢量边界进行裁剪得到红水河流域 DEM 数据。基于研究区 DEM 数据提取得到高程和坡度数据,由此计算地形位指数^[28-29]。结合红水河流域实际情况,根据高程和坡度等级的分割点对应求出地形位指数等级的分割点^[6],并按照间隔数据相等的原则进行相应调整,将计算所得的地形位指数从低到高划分为 5 个地形位梯度,分别用 1(≤ 0.42), 2(0.42~0.52), 3(0.52~0.62), 4(0.62~0.72), 5(> 0.72)表示。

根据水文地质和岩性图,参考熊康宁等^[30]、马士彬等^[31]研究成果,结合研究区流域地貌特征,将红水河流域划分为纯喀斯特区、亚喀斯特区和非喀斯特区(图 1)。

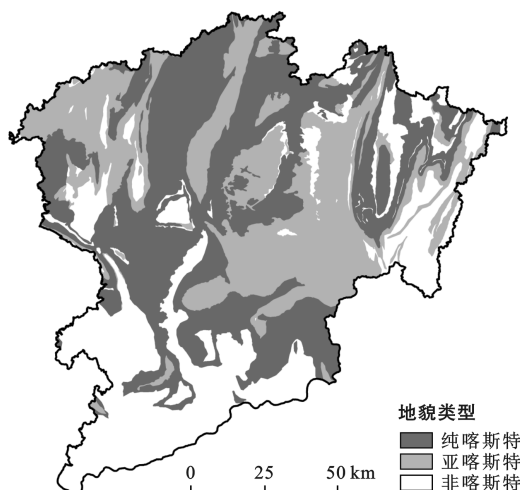


图 1 纯喀斯特、亚喀斯特和非喀斯特区分布图

Fig.1 Distribution of pure karst, sub-karst and non-karst areas

2.2 研究方法

2.2.1 景观生态风险指数构建 参考已有研究成果^[21-22]并结合流域实际情况和研究内容,通过景观破碎度指数(C_i)、景观分离度指数(N_i)和景观优势度指数(D_i)求得景观干扰度指数(S_i),再与赋值所得的景观脆弱度指数(F_i)结合计算景观损失度指数(R_i),最后将景观损失度指数(R_i)与各景观面积比相乘并求和得到景观生态风险指数。其中根据张钰莹^[32]对西南地区以及唐敏^[33]、施厚军^[34]对位于喀斯特地区的赤水河流域和北盘江流域的研究经验,并基于研究区实际概况将景观干扰度指数中参数 a, b, c (a 为景观破碎度指数的权重、 b 为景观分离度指数的权重、 c 为景观优势度指数的权重)赋值为 0.5、0.3 和 0.2,将各景观脆弱度指数赋值为:建设用地 1,林地 2,草地 3,耕地 4,水域 5 和未利用地 6。具体计算过程为^[35-36]。

景观破碎度指数(C_i):

$$C_i = \frac{n_i}{A_i} \quad (1)$$

式中: n_i 为景观 i 的斑块数; A_i 为景观 i 的总面积。

景观分离度指数(N_i):

$$N_i = \frac{A}{2A_i} \sqrt{\frac{n_i}{A}} \quad (2)$$

式中: A 为景观总面积。

景观优势度指数(D_i):

$$D_i = \frac{1}{4} \left(\frac{n_i}{N} + \frac{m_i}{M} \right) + \frac{A_i}{2A} \quad (3)$$

式中: N 为斑块总数; M 为总样方数; m_i 为景观 i 斑块的样方数。

景观干扰度指数(S_i):

$$S_i = aC_i + bN_i + cD_i \quad (4)$$

式中： a, b, c 为景观指数的权重且 $a + b + c = 1$ ，分别赋值为 0.5, 0.3, 0.2。

景观脆弱度指数 (F_i)：将流域的 6 类景观分别赋值：建设用地 1，林地 2，草地 3，耕地 4，水域 5 和未利用地 6，并进行归一化得到各景观的脆弱度值。

景观损失度指数 (R_i)：景观损失度指数 R_i 通过景观干扰度指数 S_i 和景观脆弱度指数 F_i 综合反映。

$$R_i = \sqrt{S_i \cdot F_i} \quad (5)$$

景观生态风险指数 (ERI)：

$$ERI = \sum_{i=1}^N \frac{A_{ki}}{A_k} R_i \quad (6)$$

式中： N 为景观类型的数量； A_{ki} 为第 K 个风险小区内景观 i 的面积； A_k 为第 K 个风险小区的面积；ERI 为第 K 个风险小区的景观生态风险指数。

2.2.2 风险小区的划分 为提高景观生态风险指数的计算精度，综合考虑了研究区面积和计算工作量大小以及景观空间异质性等因素，利用 ArcGIS 中的创建渔网工具，对风险小区分别进行了 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ ， $1.5 \text{ km} \times 1.5 \text{ km}$ ， $2 \text{ km} \times 2 \text{ km}$ ， $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$ 和 $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ 等多次试验，最终确定以 $1.5 \text{ km} \times 1.5 \text{ km}$ 网格大小将红水河流域划分为 7 157 个风险小区的计算效果最佳。然后将计算得出的生态风险值赋值于每个风险小区中心点，再利用地学统计中半变异函数来表示其空间变化规律，本文采用球状模型^[35, 37]进行半变异函数拟合，同时借助 ArcGIS 软件中的空间分析工具对生态风险进行可视化。半变异函数分析公式为^[37]：

$$r(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_{i+h}) - Z(x_i)]^2 \quad (7)$$

式中： $r(h)$ 为半变异函数； h 为样本距； $Z(x_{i+h})$ 为 (x_{i+h}) 处的生态风险值； $Z(x_i)$ 为 x_i 处的生态风险值； $N(h)$ 为样本对数。

2.2.3 土地利用转型生态贡献率 为反映出不同类型的土地利用变化对区域景观生态风险的影响，引入土地利用转型生态贡献率，计算公式为^[22, 38]：

$$L = \frac{(L_{t+1} - L_t)A}{T} \quad (8)$$

式中： L 为土地利用转型生态贡献率 (%)； L_{t+1} ， L_t 分别为某种土地利用变化类型所反映的变化初期和末期土地利用类型所具有的生态质量指数； A 为该变化类型的面积 (土地功能转型这一过程发生的面积)； T 为研究区总面积。其中土地利用类型所具有的生态质量指数借鉴文献^[38-40]利用面积加权法进行赋值所得 (耕地 0.275，林地 0.625，草地 0.483，水域 0.617，建设用地 0.183，未利用地 0.01)。

2.2.4 地形位指数 地形位指数能够将高程和坡度属性相结合，对研究区的地形特征进行综合描述，计算公式为^[29]：

$$T = \log_2 \left[\left(\frac{E}{\bar{E}} + 1 \right) \times \left(\frac{S}{\bar{S}} + 1 \right) \right] \quad (9)$$

式中： T 为地形位指数； E ， \bar{E} 为研究区某一点的高程值和平均高程值； S ， \bar{S} 为研究区某一点的坡度值和平均坡度值。根据公式计算可得出高程越高、坡度越大的点地形位越大，反之越小。

2.2.5 分布指数 为明晰景观生态风险的分布特征及其对地形位梯度与地貌类型的响应，引入分布指数来进行分析，计算公式为^[28]：

$$P = \left(\frac{S_{ie}}{S_i} \right) \times \left(\frac{S}{S_e} \right) \quad (10)$$

式中： P 为分布指数； e 在本研究为地形位或地貌区域； i 为某类风险等级； S 为研究区总面积； S_e 为研究区 e 区域的面积； S_{ie} 为第 i 类风险等级在 e 区域内的面积； S_i 为 i 类风险等级总面积。若 $P > 1$ ，表明某风险等级在 e 区域上处于优势分布， P 值越大，优势度越大，反之越小。

3 结果与分析

3.1 “三生”空间演化分析

红水河流域“三生”空间格局变化如图 2 所示，为进一步探究“三生”空间演化规律，对研究区 2000—2020 年“三生”空间面积及变化情况进行统计 (表 2)。从红水河流域 2000, 2010 和 2020 年各类“三生”空间面积来看，研究区林地生态空间占比最大，均达到了 58%，其次为农业生产空间和牧草生态空间，面积占比分别达到了 20% 和 18%，三者共占总面积的 96% 以上，构成红水河流域的主要土地利用类型。研究期间“三生”空间面积发生了显著变化，其中，城乡生活空间面积增幅最为显著，其面积由 2000 年的 $2 413.8 \text{ hm}^2$ 增加到 2020 年的 $10 877.94 \text{ hm}^2$ ，增加了 $8 464.14 \text{ hm}^2$ ，增幅达到 350.66%。农业生产空间和林地生态空间面积持续减少，分别减少 $5 352.84 \text{ hm}^2$ ， $35 813.34 \text{ hm}^2$ ，减幅分别为 1.67% 与 3.87%。牧草生态空间面积呈增加态势，净增加面积为 $28 321.29 \text{ hm}^2$ ，增加 10.18%。水域生态空间面积在 2000—2010 年期间增幅明显，2010 年以后有小幅度的减少，总体上由 2000 年的 $3 019.05 \text{ hm}^2$ 增加到 2020 年的 $7 491.06 \text{ hm}^2$ ，增加 148.13%。其他生态空间面积占比较小，呈现先减后增的趋势。近些年研究区城镇化进程加快，城镇用地以及工矿、交通建设用地等不断扩大，从而导致城乡生活空间向外扩张挤占农业生产空间和林地生态空间。

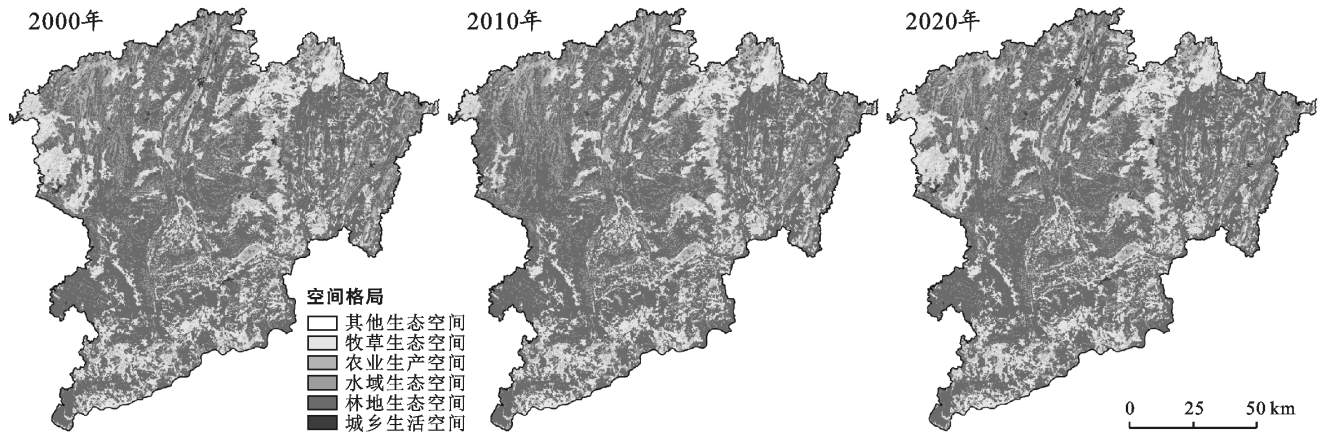


图 2 研究区“三生”空间格局分布

Fig.2 Distribution of the spatial pattern of productive-living-ecological in the study area

表 2 红水河流域 2000—2020 年“三生”空间面积及变化情况

Table 2 Hongshui River basin productive-living-ecological space area and changes during 2000—2020

“三生”空间	面积/hm ²			2000—2010 年		2010—2020 年		2000—2020 年	
	2000 年	2010 年	2020 年	变化面积/hm ²	比例/%	变化面积/hm ²	比例/%	变化面积/hm ²	比例/%
农业生产空间	320 320.17	318 655.08	314 967.33	-1 665.09	-0.52	-3 687.75	-1.16	-5 352.84	-1.67
城乡生活空间	2 413.8	3 088.35	10 877.94	674.55	27.95	7 789.59	252.22	8 464.14	350.66
林地生态空间	924 903.09	920 607.21	889 089.75	-4 295.88	-0.46	-31 517.46	-3.42	-35 813.34	-3.87
牧草生态空间	278 174.16	278 962.56	306 495.45	788.4	0.28	27 532.89	9.87	28 321.29	10.18
水域生态空间	3 019.05	7 619.67	7 491.06	4 600.62	152.39	-128.61	-1.69	4 472.01	148.13
其他生态空间	234.36	146.34	148.05	-88.02	-37.56	1.71	1.17	-86.31	-36.83

土地利用转移矩阵可以进一步明确“三生”空间不同类型间的转移情况。表 3—5 表明,2000—2010

年,林地生态空间和水域生态空间是转出面积最多和最少的类型,分别为 26 790.39 和 38.61 hm²。

表 3 红水河流域 2000—2010 年“三生”空间土地利用转移矩阵

Table 3 Land use transfer matrix of the productive-living-ecological space in the Hongshui River basin from 2000 to 2010

土地利用	2010 年面积						总计面积
	牧草生态空间	农业生产空间	城乡生活空间	林地生态空间	水域生态空间	其他生态空间	
牧草生态空间	257 309.64	4 626.72	219.24	15 126.12	892.35	0.09	278 174.16
农业生产空间	3 194.55	308 166.39	308.88	7 308.36	1 341.99	0	320 320.17
城乡生活空间	5.04	28.8	2 315.79	35.55	28.62	0	2 413.8
林地生态空间	18 349.56	5 818.41	244.35	898 112.7	2 376.27	1.8	924 903.09
水域生态空间	9.63	12.33	0.09	16.56	2 980.44	0	3 019.05
其他生态空间	89.01	0.27	0	0.63	0	144.45	234.36
总计	278 957.43	318 652.92	3 088.35	920 599.92	7 619.67	146.34	1 529 064.63

同时林地生态空间和其他生态空间是转入面积最多和最少的类型,分别为 22 487.22 和 1.89 hm²。到 2010—2020 年,林地生态空间和其他生态空间是转出面积最多和最少的类型,分别为 57 410.91 和 9.81 hm²。同时牧草生态空间和其他生态空间是转入面积最多和最少的类型,分别为 41 829.3 和 11.52 hm²。表 5 表明,整体上 2000—2020 年,林地生态空间是转

出面积最多的类型,向其他类型的总转出面积达到 78 639.66 hm²,其中有 90%以上的面积转化为牧草生态空间和农业生产空间。牧草生态空间是转入面积最多的类型,转入面积达到 60 619.68 hm²,其中林地生态空间贡献了 50 876.82 hm²,约占其总转入面积的 84%。城乡生活空间和水域生态空间主要由农业生产空间和林地生态空间转化而来,转入面积分别达 6 924.69 和

3 767.22 km²,各占 2020 年面积的 63.66%与 50.29%。其他生态空间由于面积较小,故转化不明显。通过分

析“三生”空间演化过程可知,总体上生活空间呈现增加态势,而生产空间和生态空间呈减少态势。

表 4 红水河流域 2010—2020 年“三生”空间土地利用转移矩阵

Table 4 Land use transfer matrix of the productive-living-ecological space in the Hongshui River basin from 2010 to 2020

土地利用	2020 年面积						总计面积
	牧草生态空间	农业生产空间	城乡生活空间	林地生态空间	水域生态空间	其他生态空间	
2010 年面积							
牧草生态空间	264 666.15	6 289.56	1 548.27	6 361.83	92.7	4.05	278 962.56
农业生产空间	7 015.23	288 488.29	3 986.73	19 119.51	85.32	0	318 655.08
城乡生活空间	30.6	163.98	2 725.56	166.95	1.26	0	3 088.35
林地生态空间	34 616.7	19 942.29	2 616.48	863 187.03	227.97	7.47	920 597.94
水域生态空间	162.36	122.31	0.9	249.93	7 083.81	0	7 619.31
其他生态空间	4.41	0.9	0	4.5	0	136.53	146.34
总计	306 495.45	314 967.33	10 877.94	889 089.75	7 491.06	148.05	1 529 069.58

表 5 红水河流域 2000—2020 年“三生”空间土地利用转移矩阵

Table 5 Land use transfer matrix of the productive-living-ecological space in the Hongshui River basin from 2000 to 2020

土地利用	2020 年面积						总计面积
	牧草生态空间	农业生产空间	城乡生活空间	林地生态空间	水域生态空间	其他生态空间	
2000 年面积							
牧草生态空间	245 870.37	9 665.01	1 785.33	19 924.83	925.83	2.79	278 174.16
农业生产空间	9 542.97	282 625.2	4 098.42	22 726.62	1 326.96	0	320 320.17
城乡生活空间	21.78	127.35	2 167.38	69.93	27.36	0	2 413.8
林地生态空间	50 876.82	22 488.12	2 826.27	846 254.16	2 440.26	8.19	924 893.82
水域生态空间	86.4	58.59	0.54	102.51	2 770.65	0	3 018.69
其他生态空间	91.71	1.17	0	4.41	0	137.07	234.36
总计	306 490.05	314 965.44	10 877.94	889 082.46	7 491.06	148.05	1 529 055

3.2 景观生态风险时空分异

运用 ArcGIS 软件中的地统计分析模块,对 7 157 个风险小区的 ERI 结果进行普通克里金插值处理,得到研究区 2000,2010 和 2020 年 3 个时期景观生态风险的空间分布图。参考前人研究成果^[41],根据研究区实际情况,利用自然断点法^[42-43]将景观生态风险划分为 5 个等级:低风险区($ERI \leq 0.116$)、较低风险区($0.116 < ERI \leq 0.124$)、中等风险区($0.124 < ERI \leq 0.134$)、较高风险区($0.134 < ERI \leq 0.148$)、高风险区($ERI > 0.148$)。由图 3 可知,研究区 2000,2010 和 2020 年景观生态风险等级的空间分布情况较为一致,总体呈北高南低的分布规律,布局上与“三生”空间格局有一定的联系(图 2—3)。低和较低风险区大面积集中于研究区南部,流域南部多为低海拔河谷地区,一般年均温在 19 °C 左右^[44],气候温和,又因为处于亚热带季风气候区,降水量较为丰富,而区域植被覆盖度与降雨量之间呈显著正相关^[45],故此区域分布大量林草景观,由于其自身稳定性较好且景观破碎度和分离度小^[35,46],故而生态风险低。由图

4 可以看出,中等风险区主要位于较低和较高风险区之间,大致为林草与耕地景观的过渡地带,景观类型相比于低风险区更为复杂。较高和高风险区主要集中于研究区北部,呈块状分布,此区域多为四周被群山环抱,中间低平、中部宽阔的山间“盆地”,主要以农业生产空间和城乡生活空间构成,另外也与境内水域生态空间大致重合(研究区最南端红水河主流)。究其原因,主要是因为地势平坦、耕地量大,在其他用地类型的挤占转化与石漠化侵蚀过程中,原有的斑块被分割使得景观破碎化加剧;加之此区域人口较为密集,如位于流域西北部的西秀区,人类活动剧烈使其风险明显高于其他地区;又由于水域景观格局和生态系统较为脆弱,易受到外界影响且难以恢复,使之干扰度指数较高。比如位于流域北部的惠水县,其西北部地区有一片呈长条状的涟江坝子是主要的产粮区,整个坝子宽广平坦,地形起伏度小,土壤肥沃、耕地连片,又因涟江流经其间,故景观生态风险高。另外,研究区内其他生态空间自身具有较高的干扰度和脆弱度,因此面积虽然较少但生态风险也偏高。

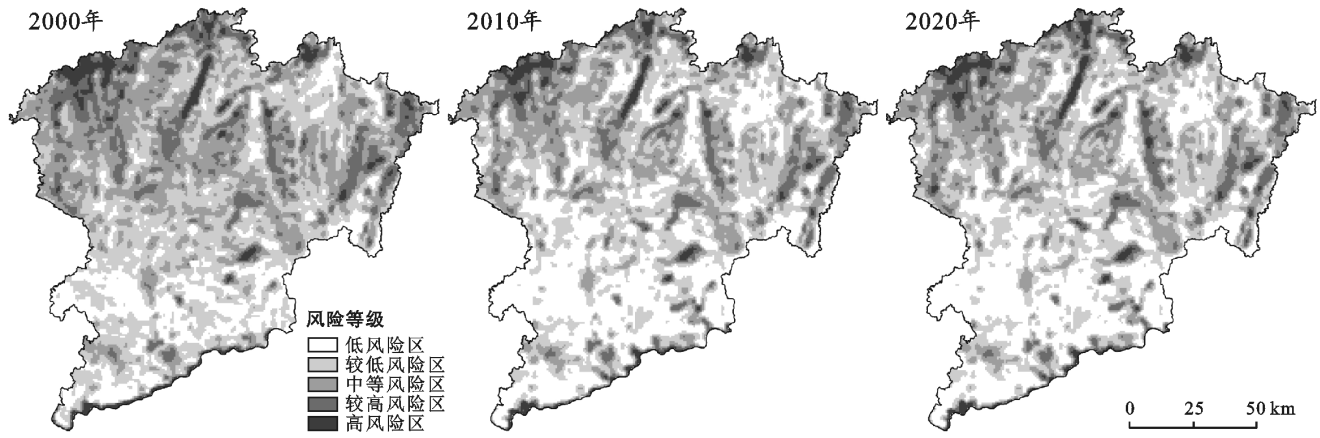


图 3 红水河流域 2000—2020 年景观生态风险等级空间分布

Fig.3 Spatial distribution of landscape ecological risk levels in the Hongshui River basin from 2000 to 2020

为了更深入探索研究区生态风险面积增减变化情况,对不同时期各等级风险区的面积和比例进行计算(表 6)。整体上看,研究区各生态风险等级面积变化显著,以低、较低和中等风险区为主,共占总面积的 83% 以上,而较高和高风险区面积比例较少,不到 17%。其中较低风险区在 3 个时间点所占的面积比例最高,均在 32% 以上,高风险区所占比例最小,均没超过 4%。各等级间比较,低风险区面积和比例呈明显增加趋势,2000—2020 年期间共增加 213 208.53 hm²,面积比例从 16.36% 增加到 30.33%。较低、中等、较高和高风险区面积和比例则呈不同程度的减少趋势,4 个风险区占总面积的比例从 83.64% 下降到 69.67%,低风险区面积占比增加趋势比较低风险区面积占比减少趋势更为显著,故低和较低风险区两者面积比例之和呈增加趋势,由 52.39% 上升至

62.38%。为清晰表达各等级间面积和方向上的转化情况,计算得出研究区生态风险等级转移矩阵。表 7 表明较低风险区转为低风险区转移量最大,达到 232 911.42 hm²,另外,中等风险区转为较低风险区和较高风险区转为中等风险区也较为突出,三者均表现为向更低一级进行转化。整体来看,生态风险等级下降的转移面积为 500 453.58 hm²,而上升的转移面积为 65 877.23 hm²,故风险等级下降的态势更为突出。在研究初期,低风险区的面积相对较小,之后从其他风险区转入 235 832.09 hm² 而逐步扩大,较低、中等、较高和高风险区也有其他风险区转入,但其转出面积更大,故面积比例呈下降趋势。总体而言,研究期间低和较低风险区面积比例扩大,中等、较高和高风险区面积占比缩小,因此 2000—2020 年红水河流域整体景观生态风险趋于好转。

表 6 红水河流域 2000—2020 年生态风险等级面积比例和变化情况

Table 6 Proportion and change of ecological risk level area in the Hongshui River basin from 2000 to 2020 hm²

生态风险等级	2000 年		2010 年		2020 年		2000—2020 年 面积
	面积	比例	面积	比例	面积	比例	
低风险区	249 693.65	16.36%	477 180.98	31.26%	462 902.18	30.33%	213 208.53
较低风险区	549 919.44	36.03%	491 969.75	32.23%	489 141.8	32.05%	-60 777.64
中等风险区	470 227.02	30.81%	368 142.83	24.12%	371 573.46	24.34%	-98 653.56
较高风险区	203 333.9	13.32%	149 834.74	9.82%	157 901.33	10.34%	-45 432.57
高风险区	53 174.64	3.48%	39 313.07	2.58%	44 876.25	2.94%	-8 298.39

表 7 红水河流域 2000—2020 年生态风险等级转移矩阵

Table 7 Ecological risk level transfer matrix in the Hongshui River basin during 2000—2020 hm²

生态风险等级	2020 年面积				
	低风险区	较低风险区	中等风险区	较高风险区	高风险区
2000 年面积					
低风险区	227 070.09	15 391.44	4 775.06	2 271.63	185.44
较低风险区	232 911.42	294 199.02	19 332.02	2 967.02	509.96
中等风险区	2 317.99	177 233.35	276 906.83	12 888.01	880.84
较高风险区	556.32	2 039.83	68 890.60	125 171.35	6 675.81
高风险区	46.36	185.44	1 668.95	14 603.32	36 624.21

3.3 “三生”空间用地转型对景观生态风险的影响

减轻和恶化是区域生态风险往往存在的 2 种情况,而“三生”空间的演化与生态安全息息相关^[22]。表 8 表明,研究区“三生”空间存在着由生产空间向生态与生活空间、生态空间向生活与生产空间转移的趋势,这一过程必然引起景观生态格局产生变化,从而影响到区域景观生态风险^[23]。

表 8 影响景观生态风险程度的主要用地转型及贡献率

Table 8 Major landuse transformations and contribution rates affecting the degree of ecological risk in the landscape

用地功能转型	风险指数变化	贡献比率/%
农业生产空间—林地生态空间	0.005 20	1.49
牧草生态空间—林地生态空间	0.001 85	1.30
农业生产空间—牧草生态空间	0.001 30	0.62
农业生产空间—城乡生活空间	-0.000 25	0.27
林地生态空间—城乡生活空间	-0.000 82	0.18
牧草生态空间—农业生产空间	-0.001 31	0.63
林地生态空间—牧草生态空间	-0.004 72	3.33
林地生态空间—农业生产空间	-0.005 15	1.47

根据相关研究^[22-23,38]与研究区实际情况,采取土地利用转型生态贡献率来计算区域“三生”空间变化所引起的风险指数的变化,从各类“三生”空间转化中选取面积转变最大、特征明显的 8 类用地功能转型来进行研究。分析可得:用地功能转型引起了区域景观生态风险的提升和降低,农业生产空间转为林地和牧草生态空间等导致区域生态风险等级提升,农业生产空间和林地生态空间转为城乡生活空间等导致生态风险等级降低。其中,林地生态空间转为牧草生态空间、农业生产空间转为林地生态空间和林地生态空间转为农业生产空间的贡献率较高,分别为 3.33%、1.49%和 1.47%。“三生”空间演化过程引起景观格局指数的改变,使得景观破碎度、分离度在原有的基础上产生变化,从而影响景观生态风险。

3.4 景观生态风险分布与地形地貌的关系

3.4.1 景观生态风险分布与地形位梯度的关系 为厘清景观生态风险与地形的分布关系,以地形位梯度为综合因子,考察地形位梯度下生态风险的分布状况。图 4 表明低和较低风险区的优势分布区间主要集中在中高地形位梯度,中等、较高和高风险区主要集中在中低地形位梯度。造成这种分布格局的原因可能是高地形位梯度区域海拔高、坡度陡,地表起伏度较大,多为山地高原,景观稳定,土地利用扰动弱以及自然条件优越,所以此区域上景观生态风险等级低;而低地形位梯度区域地形起伏较小,地势较平坦

且开阔,其地形特征有利于耕地和建设用地的扩展,使景观格局发生变化,加之人类对自然环境活动较强,所以景观生态风险等级就越高。

从各生态风险等级的分布特征来看,随地形位梯度上升,生态风险变化趋势大致可分为 3 种类型:增加型,即低和较低风险区;缓慢减少型,即中等风险区;急剧减少型,即较高和高风险区。从图 5 可知,低和较低风险区的分布指数随地形位梯度上升呈升高趋势,且两者趋势基本相同。这主要是因为地形位梯度越大其高程越高、坡度越大,山势陡峭、土壤贫瘠,不适宜耕地劳作且可达性较差,同时林草地大量分布于相对高差较大的区域,其植被覆盖度高自然损失度较小。2000—2010 年低风险区的优势分布区间从 3~5 变化为 4~5,说明低风险区在中地形位梯度有减小的趋势,在高地形位梯度有增大的趋势,2010—2020 年分布区间没有变化。2000—2010 年较低风险区的优势分布区间从 4~5 变化为 3~5,说明较低风险区在中地形位梯度有增大的趋势,在高地形位梯度有减小的趋势,与低风险区刚好相反,2010—2020 年分布区间没有变化。从图 4 可知,中等风险区的分布指数随地形位梯度上升呈缓慢降低趋势,且均在 1 左右。2000 年中等风险区在 2~3 级地形位上占优势,到 2010 和 2020 年分布优势均向低地形位转移,在 1~3 级地形位上占优势。从图 4 可知,较高和高风险区的分布指数随地形位梯度上升呈持续降低趋势。究其原因,较低地形位高程较低、坡度缓和,土地利用开发程度高,景观破碎明显,建设用地、耕地、水域景观镶嵌分布其中,生态风险最高。研究初期较高和高风险区分别在 1~3 级和 1~2 级地形位上占优势,末期优势区间不变,但从数值变化上表明较高和高风险区有向低地形位梯度转移的趋势。

3.4.2 景观生态风险分布与地貌类型的关系 为更深入探索景观生态风险与纯喀斯特、亚喀斯特及非喀斯特地貌类型的分布关系,计算了各生态风险等级在不同地貌类型上的分布指数(图 5)。图 5 表明低和较低风险区有相似的分布趋势,即主要在非喀斯特区和纯喀斯特区为优势分布,其中低风险区表现出在非喀斯特区优势降低而纯喀斯特区升高的变化特点,较低风险区较为稳定,均在纯喀斯特区为优势分布。而中等、较高和高风险区优势分布大致相同,主要集中在亚喀斯特区,仅有 2000 年的中等风险区在亚喀斯特区和纯喀斯特区为优势分布,说明亚喀斯特区的生态风险比非喀斯特区和纯喀斯特区更为突出。亚喀斯特是发育于不纯碳酸盐岩及碳酸盐岩与非碳酸盐岩夹层上的一种地貌形态,其地貌具有纯喀斯特地貌和

常规地貌的特点,地表整体复杂程度较纯喀斯特区域小,被溶蚀程度也较轻。与纯喀斯特区域和非喀斯特区域相比,亚喀斯特区域土地利用变化的相对贡献强度、土地利用动态度和土地利用程度总体上都较大,

故其景观稳定性较低,形成多种景观镶嵌分布的格局,破碎化突出,又因为在某种程度上亚喀斯特区域的生态环境对人类活动的响应更为敏感,从而导致该区域景观生态风险偏高。

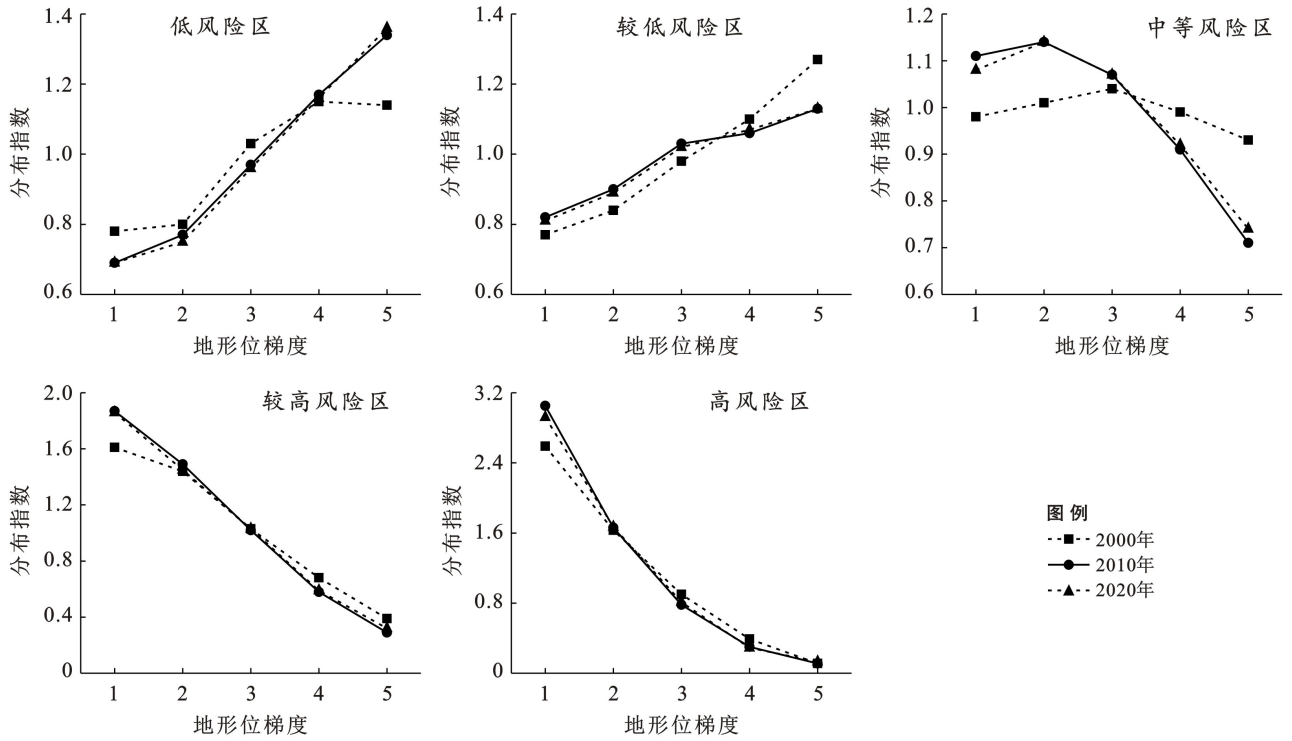


图 4 红水河流域生态风险与地形位梯度的分布关系

Fig.4 Distribution of ecological risks in the Hongshui River basin in relation to topographic position gradients

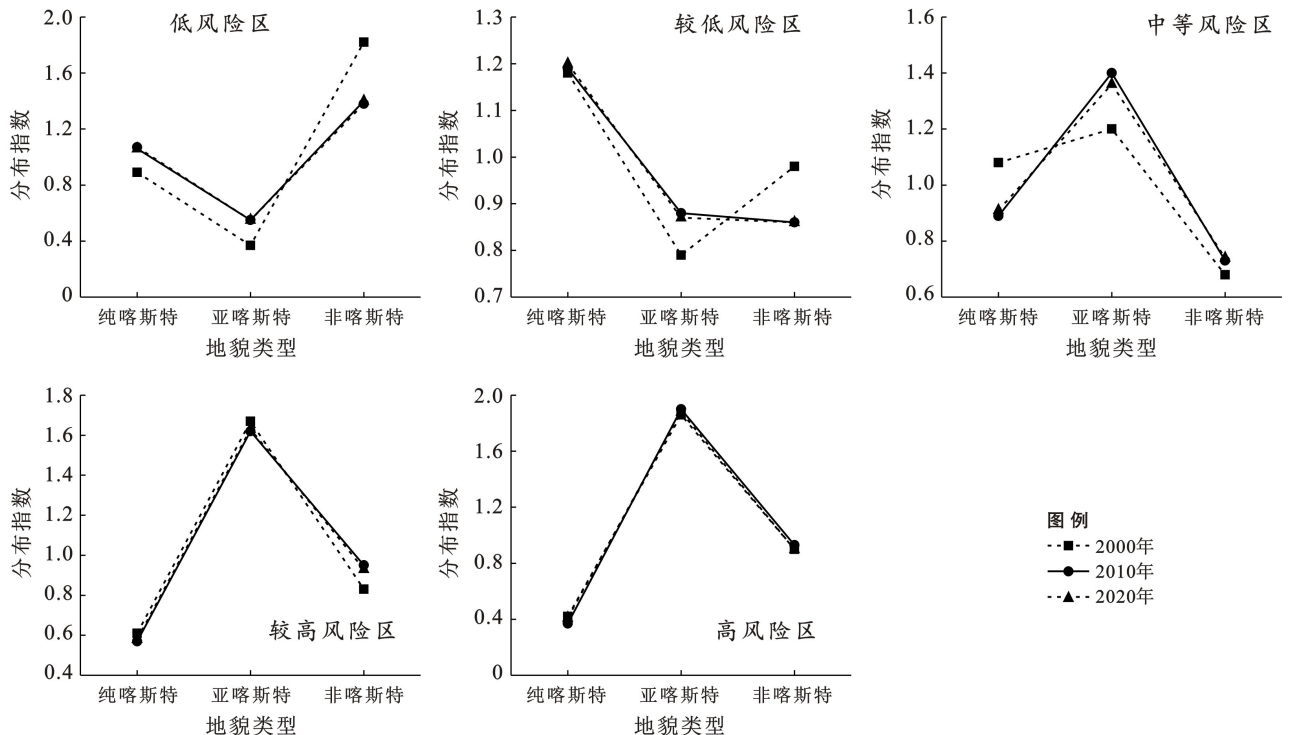


图 5 红水河流域生态风险与地貌类型的分布关系

Fig.5 Distribution of ecological risks in the Hongshui River basin in relation to geomorphological types

4 讨论

地形是影响景观格局的重要因素^[46],本研究与其他研究区域^[6,21,37]相比较,不仅山岭连绵,地形崎岖、落差大,地表破碎严重,而且区内岩溶发育强烈,石漠化现象突出,在景观类型变化过程中景观破碎度、脆弱度以及干扰度等都存在差异,从而导致景观生态风险时空分布特征也不同。本文发现,在喀斯特红水河流域,近 20 a 来景观类型的变化会导致区域景观生态风险发生变化且整体呈下降态势,这与相关喀斯特区景观生态风险研究得出的结论基本一致^[34]。另外研究发现,低和较低风险区的优势分布区间主要集中在中高地形位梯度,中等、较高和高风险区的优势分布区间主要集中在中低地形位梯度,其中低风险区有向高地地形位梯度移动趋势,而其他风险等级有向低地形位梯度转移趋势,与巩杰等^[21]研究得出的风险区优势分布区间较为一致,但转移趋势有所差异。同时,本文将景观生态风险与不同地貌类型联系起来,发现低和较低风险区主要在非喀斯特区和纯喀斯特区,而中等、较高和高风险区主要在亚喀斯特区为优势分布。另外本文借鉴已有研究成果^[22-24],根据研究区实际情况对“三生”空间进行划分,但分类方式较为简化,下一步需要更加细化其分类体系,以便更精细探究“三生”空间的演化机理。本文采用的景观生态风险指数模型在景观生态风险评价中得到了广泛的应用,能够较为便捷地计算生态风险值,但存在不能完全表征区域整体生态风险等问题^[35],因此未来需对现有评价方法进行改进研究。此外,由于本文没有将景观生态风险的内在驱动力和外驱动力结合起来进行分析,而风险防控与管理是各地区同时面临的问题,因此如何有效掌握景观生态风险综合驱动机制是今后需要深入研究的关键问题。

针对不同地形位梯度以及不同喀斯特区上的景观生态风险时空分布特征,根据《贵州省国土空间规划》意见,结合区域实际提出以下调控生态风险的措施和策略:①总体上要以保障生产空间供给能力、提高生活空间发展质量、保护生态空间要素完整为目标。②在低地形位梯度上,即在地势平坦且开阔区域要全面加强生态环境保护工作,科学划定“生态保护红线”“永久基本农田”“城镇开发边界”三条控制线;统筹规划城乡空间、农业空间、生态空间,构建国土空间开发保护新格局。③在高地形位梯度上,即在海拔高、坡度大区域要进一步保护自然原始森林群落;巩固退耕还林、还草等工程措施,减少坡耕地,提高森林覆盖率强化水土保持功能。④在喀斯特石漠化区域

进一步实施封山育林;按照小流域为基本单元,以提升林草植被覆盖度和质量功能、有效控制水土流失为核心,全面推进水土流失与石漠化综合治理。在新阶段生态文明建设背景下,应牢牢把握生态环境保护基本准则,因地制宜推动经济转型发展,积极防范生态风险的增加,不仅对营造更适宜的人居生态环境尤为重要,而且对维护国家生态安全具有重要意义。

5 结论

(1) 2000—2020 年,红水河流域“三生”空间用地转型主要表现为生活空间面积的快速增加以及生产空间和生态空间面积的减少。其中与人类活动密切相关的城乡生活空间主要是由农业生产空间和林地生态空间转化而来。另外通过贡献率分析显示“三生”空间用地转化会导致区域景观生态风险发生变化。

(2) 研究期间,红水河流域低、较低和中等风险区面积占 83% 以上,构成了景观生态风险状况的主体,较高和高风险区比例较小,生态风险等级下降的趋势大于风险等级上升的趋势,整体风险有所缓和,具体表现为低风险区面积显著增加,较低、中等、较高和高风险区面积减少;景观生态风险空间分布异质性明显,整体上呈现北高南低,即在北部地区较高和高风险区块状分布,而在南部地区低和较低风险区集中分布的格局。

(3) 红水河流域不同等级景观生态风险的空间分布格局在地形地貌上表现出明显的差异。低风险往往优势分布于较高的地形位梯度区域内,高风险则集聚于地形位梯度低值区;从地貌类型看,非喀斯特区和纯喀斯特区低风险分布优势比亚喀斯特区显著,而亚喀区较非喀区和纯喀区高风险突出。

[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] Faber J H, van Wensem J. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils [J]. Science of the Total Environment, 2012,415:3-8.
- [3] 张晓东,赵志鹏,赵银鑫,等.银川市景观生态风险评价与生态安全格局优化构建[J].干旱区地理,2022,45(5):1626-1636.
- [4] Xie Hualin, Peng Wang, Huang Hongsheng. Ecological risk assessment of land use change in the Poyang Lake ecoeconomic zone, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2013, 10(1):328-346.

- [5] 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.
- [6] 颜瑜严,杨辽,王伟胜,等.伊犁河谷景观生态风险时空变化及其地形梯度分析[J].生态科学,2020,39(4):125-136.
- [7] 刘顺鑫,黄云.“三生空间”视角下万州区景观生态安全评价及其耦合特征分析[J].水土保持研究,2020,27(6):308-316.
- [8] 戴文远,江方奇,黄万里,等.基于“三生空间”的土地利用功能转型及生态服务价值研究:以福州新区为例[J].自然资源学报,2018,33(12):2098-2109.
- [9] 张芊芊,邵战林,林娟,等.“三生空间”视角下乌鲁木齐市土地利用功能转型及其生态服务价值研究[J].环境污染与防治,2022,44(2):218-224.
- [10] 廖李红,戴文远,陈娟,等.平潭岛快速城市化进程中三生空间冲突分析[J].资源科学,2017,39(10):1823-1833.
- [11] 于婧,汤昇,陈艳红,等.山水资源型城市景观生态风险评价及生态安全格局构建:以张家界市为例[J].生态学报,2022,42(4):1290-1299.
- [12] Kooistra L, Leuven R, Nienhuis P, et al. A procedure for incorporating spatial variability in ecological risk assessment of Dutch River floodplains [J]. Environmental Management, 2001,28(3): 359-373.
- [13] Carolyn T, Hunsaker, Robin L, et al. Assessing ecological risk on a regional scale [J]. Environmental Management, 1990,14(3): 325-332.
- [14] Paul J, Van D, Catherine B, et al. New approaches to the ecological risk assessment of multiple stressors [J]. Marine and Freshwater Research,2016,67(4):429-439.
- [15] Ahrens C, Chung J, Meyer T, et al. Bentgrass distribution surveys and habitat suitability maps support ecological risk assessment in cultural landscapes [J]. Weed Science, 2011,59(2):145-154.
- [16] 刘永超,李加林,史小丽,等.1985—2015年美国 Tampa Bay流域景观生态风险态势研判[J].水土保持通报,2016,36(3):125-130.
- [17] 许妍,高俊峰,赵家虎,等.流域生态风险评价研究进展[J].生态学报,2012,32(1):284-292.
- [18] Paukert C P, Pitts K L, Whittier J B, et al. Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the Lower Colorado River basin [J]. Ecological Indicators, 2011,11(2):304-310.
- [19] 潘竟虎,刘晓.疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建[J].生态学杂志,2016,35(3):791-799.
- [20] 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.
- [21] 巩杰,高彦净,张玲玲,等.基于地形梯度的景观生态风险空间分析:以甘肃省白龙江流域为例[J].兰州大学学报(自然科学版),2014,50(5):692-698.
- [22] 王有小,刘少坤,陆汝成,等.“三生”空间视角下近 40 a 广西边疆地区景观生态风险及地形梯度分析[J].生态与农村环境学报,2021,37(12):1586-1595.
- [23] 赵越,罗志军,李雅婷,等.赣江上游流域景观生态风险的时空分异:从生产—生活—生态空间的视角[J].生态学报,2019,39(13):4676-4686.
- [24] 于淑会,康园园,邓伟,等.太行山东部县域“三生”用地转型与景观生态风险分析:以河北省平山县为例[J].中国生态农业学报(中英文),2022,30(7):1113-1122.
- [25] 高星,刘泽伟,李晨曦,等.基于“三生空间”的雄安新区土地利用功能转型与生态环境效应研究[J].生态学报,2020,40(20):7113-7122.
- [26] 黄金川,林浩曦,漆潇潇.面向国土空间优化的三生空间研究进展[J].地理科学进展,2017,36(3):378-391.
- [27] 王珊珊,毋兆鹏,王娟娟,等.新疆乌鲁木齐市“三生”用地的空间冲突研究[J].水土保持通报,2022,42(2):330-337.
- [28] 李磊,兰安军,钟九生.黔中水利枢纽工程区植被覆盖变化及其对地形与地貌的响应[J].水土保持研究,2022,29(4):176-183.
- [29] 翟香,兰安军,廖艳梅,等.地形梯度对土地利用格局时空特征的影响[J].湖南师范大学自然科学学报,2022,45(6):70-80.
- [30] 熊康宁,黎平,周忠发,等.喀斯特石漠化的遥感 GIS 典型研究:以贵州省为例[M].北京:地质出版社,2002.
- [31] 马士彬,安裕伦,杨广斌.基于 GIS 的喀斯特区域不同岩性基底植被 NDVI 变化分析[J].水土保持研究,2017,24(2):202-206.
- [32] 张钰莹.西南地区景观生态风险与生态系统服务价值综合分区研究[D].北京:中国环境科学研究院,2021.
- [33] 唐敏.赤水河流域生态效应多维评价及其与地形因子的关系[D].贵州 贵阳:贵州大学,2021.
- [34] 施厚军.北盘江流域土地利用变化及生态效应研究[D].贵州 贵阳:贵州师范大学,2021.
- [35] 郭彦君,郭文炯.“三生空间”视角下山西中部盆地城市群景观生态风险分析[J].生态学杂志,2022,41(9):1813-1824.
- [36] 孙丽蓉,马静,周冬梅,等.石羊河流域景观生态风险时空分布特征[J].生态科学,2022,41(2):194-203.
- [37] 刘迪,陈海,张敏,等.生态脆弱区景观生态风险时空分异及其地形梯度分析:以陕西省米脂县为例[J].水土保持研究,2019,26(4):239-244.
- [38] 杨清可,段学军,王磊,等.基于“三生空间”的土地利用转型与生态环境效应:以长江三角洲核心区为例[J].地理科学,2018,38(1):97-106.

- [16] He Feng, Jin Jie, Zhang Hong, et al. The change of ecological service value and the promotion mode of ecological function in mountain development using InVEST model [J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2021, 14(6):1-8.
- [17] 潘韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 等. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(1):183-189.
- [18] 张翠萍, 姜佳, 白杨. 重点生态功能区建设对海南中部山区水源涵养功能的影响[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(5):66-72.
- [19] 刘娇, 郎学东, 苏建荣, 等. 基于 InVEST 模型的金沙江流域干热河谷区水源涵养功能评估[J]. *生态学报*, 2021, 41(20):8099-8111.
- [20] 周伏建, 陈明华, 林福兴, 等. 福建省降雨侵蚀力指标的初步探讨[J]. *福建水土保持*, 1989, 1(2):58-60.
- [21] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity [J]. *Journal of Soil & Water Conservation*, 1983, 38(5):381-383.
- [22] 张科利, 彭文英, 杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算[J]. *土壤学报*, 2007, 44(1):7-13.
- [23] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. *水土保持学报*, 2000, 14(2):19-24.
- [24] 饶恩明, 肖焱, 欧阳志云, 等. 海南岛生态系统水土保持功能空间特征及影响因素[J]. *生态学报*, 2013, 33(3):746-755.
- [25] Wang Xiuming, Liu Xucheng, Long Yingxian, et al. Analysis of soil retention service function in the north area of Guangdong based on the InVEST model [J]. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2020, 510(3):032011.
- [26] 胡胜, 曹明明, 刘琪, 等. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比[J]. *地理研究*, 2014, 33(12):2393-2406.
- [27] 吴哲, 陈歆, 刘贝贝, 等. 基于 InVEST 模型的海南岛氮磷营养物负荷的风险评估[J]. *热带作物学报*, 2013, 34(9):1791-1797.
- [28] 葛成军, 唐文浩, 陈森, 等. 海南岛典型农业土壤产流与面源污染特征分析[J]. *热带作物学报*, 2015, 36(8):1469-1474.
- [29] 吴瑞, 刘桂环, 文一惠. 基于 InVEST 模型的官厅水库流域产水和水质净化服务时空变化[J]. *环境科学研究*, 2017, 30(3):406-414.
- [30] 田义超, 白晓永, 黄远林, 等. 基于生态系统服务价值的赤水河流域生态补偿标准核算[J]. *农业机械学报*, 2019, 50(11):312-322.
- [31] 宁亚洲, 张福平, 冯起, 等. 秦岭水源涵养功能时空变化及其影响因素[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(9):3080-3091.
- [32] 李昂, 叶长青, 朱丽蓉, 等. 土地利用/覆被变化对产水服务功能的影响:以海南热带雨林国家公园为例[J]. *水利水电技术(中英文)*, 2022, 53(5):36-45.
- [33] 郭年冬, 李恒哲, 李超, 等. 基于生态系统服务价值的环京津地区生态补偿研究[J]. *中国生态农业学报*, 2015, 23(11):1473-1480.
- [34] 陈伊郴, 李硕, 徐慧珺, 等. 海南中部生态核心区流域水资源横向生态补偿方法[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(4):1149-1156.
- [35] 陈姗姗, 刘康, 包玉斌, 等. 商洛市水源涵养服务功能空间格局与影响因素[J]. *地理科学*, 2016, 36(10):1546-1554.

(上接第 266 页)

- [39] 李晓文, 方创琳, 黄金川, 等. 西北干旱区城市土地利用变化及其区域生态环境效应:以甘肃河西地区为例[J]. *第四纪研究*, 2003, 23(3):280-290.
- [40] 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.
- [41] 马骏, 裴燕如, 王慧媛, 等. 鄂尔多斯—榆林地区景观生态风险评价及其驱动因子分析[J]. *水土保持通报*, 2022, 42(2):275-283.
- [42] 和春兰, 普军伟, 沈金祥. 2005—2018 年澜沧江下游流域景观生态安全时空变化及其驱动因素[J]. *水土保持通报*, 2020, 40(4):219-227.
- [43] 张锋, 陈伟强, 马月红, 等. 基于景观结构的黄河沿岸土地利用生态风险时空变化分析:以河南省为例[J]. *水土保持通报*, 2021, 41(2):250-257.
- [44] 龚德勇, 彭扬, 王晓敏, 等. 贵州山地芒果生产优势及产业化前景[J]. *江西农业学报*, 2016, 28(1):30-34.
- [45] 钟祺康, 王志一, 王娜, 等. 陕北干旱区景观生态风险空间分异特征及驱动因素分析[J]. *测绘通报*, 2022, 544(7):100-106.
- [46] 韩会庆, 李金艳, 陈思盈, 等. 喀斯特地区贫困乡村景观格局及生态风险分析[J]. *农业资源与环境学报*, 2020, 37(2):161-168.