

边振兴, 刘彬, 管德阳. 基于土地利用变化的东北黑土区景观生态风险评价[J]. 沈阳农业大学学报, 2025, 56(1): 140-155.

BIAN Z X, LIU B, GUAN D Y. Landscape ecological risk assessment for the black soil region in northeast china based on land use change[J].

Journal of Shenyang Agricultural University, 2025, 56(1): 140-155.

基于土地利用变化的东北黑土区景观生态风险评价

边振兴, 刘彬, 管德阳

(沈阳农业大学土地与环境学院/辽宁省自然资源厅耕地立体保护与监测重点实验室, 沈阳 110161)

摘要: [目的] 东北黑土区作为世界四大黑土区之一, 分布着珍贵的黑土资源, 在维护国家安全方面发挥着重要作用。[方法] 基于东北黑土区土地利用数据, 运用空间信息技术和景观生态学知识建立了景观生态风险评价模型, 定量解释了东北黑土区土地利用变化及景观生态风险之间的耦合关系。[结果] 2000-2020年东北黑土区土地利用类型主要以耕地、林地为主, 二者构成了研究区基质景观, 土地转移类型主要以林地转向耕地为主, 转移面积为 14 136 km², 2000-2010年的土地利用类型变化速度要高于 2010-2020年。2000-2020年东北黑土区景观生态风险高值区主要分布在松嫩平原、三江平原及西北风沙区, 该区域景观类型以耕地、人造地表为主, 低值区主要集中在大小兴安岭及长白山区, 该区域的景观类型以林地为主。5个时期东北黑土区景观生态风险指数均值为 0.063 5, 景观生态安全状况相对稳定, 景观生态风险等级面积占比较大的风险区为较低风险区和较高风险区, 二者占据东北黑土区面积的 50% 以上。5个时期的全局 Moran's I 值均大于 0.65, 呈现出正空间相关性, 主要体现为“低-低”聚集及“高-高”聚集为主的空间分布格局。[结论] 从研究区整体看, 景观生态风险变化主要受自然因素及人为干扰度的影响; 从局部区域来看, 自然因素对其影响较显著, 但人为因素同样不可忽视。研究结果可为东北黑土区景观格局优化、黑土地的保护以及可持续发展方面提供科学依据。

关键词: 生态风险评价; 景观格局; 土地利用; 地理探测器; 东北黑土区

中图分类号: P901

文献标识码: A

文章编号: 1000-1700(2025)01-0140-16

Landscape Ecological Risk Assessment for the Black Soil Region in Northeast China Based on Land Use Change

BIAN Zhenxing, LIU Bin, GUAN Deyang

(College of Land and Environment/Key Laboratory of Three-dimensional Protection and Monitoring of Cultivated Land of Liaoning Provincial Department of Natural Resources, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110161, China)

Abstract: [Objective] As one of the four major black soil regions in the world, the Northeast black soil region is home to precious black soil resources and plays an important role in safeguarding national security. [Methods] Based on the land use data of the black soil region of Northeast China, this study established a landscape ecological risk assessment model by using spatial information technology and landscape ecology knowledge, and quantitatively explained the coupling relationship between land use change and landscape ecological risk in the black soil region of Northeast China. [Results] The results showed that from 2000 to 2020, the land use types in the black soil region of Northeast China were mainly cultivated land and forest land, which constituted the matrix landscape of the study area, and the land transfer type was mainly forest land to cultivated land, with an area of 14 136 km², and the land use type change rate from 2000 to 2010 was higher than that from 2010 to 2020. From 2000 to 2020, the high-value areas of landscape ecological risk in the black soil region of Northeast China were mainly distributed in the Songnen Plain, the Sanjiang Plain

收稿日期: 2024-09-21 修回日期: 2025-01-03

基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFD1500104); 国家自然科学基金项目(32371656)

第一作者: 边振兴(1974-), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 从事农地利用与保护、农业景观生态学, E-mail: zhx-bian@syau.edu.cn

and the Northwest aeolian sand area, and the landscape types in this region were mainly cultivated land, unused land and artificial surface, and the degree of landscape fragmentation was significant. The average value of landscape ecological risk index in the black soil area in Northeast China was 0.063 5 in the five periods, and the landscape ecological security status was relatively stable, while the landscape ecological risk was mainly reflected in low and high risks, accounting for more than 50% of the area of the black soil area in Northeast China. The global Moran's I values in the five periods were all greater than 0.65, showing a positive spatial correlation, which was mainly reflected in the spatial distribution pattern of "low-low" aggregation and "high-high" aggregation. From the perspective of the study area as a whole, the change of landscape ecological risk is mainly affected by natural factors and human disturbance. From the perspective of local areas, natural factors have a significant impact on it, but human factors cannot be ignored. **[Conclusion]**The results of this study can provide a scientific basis for the optimization of landscape pattern, the protection of black soil and the sustainable development of the black soil region in Northeast China.

Key words: ecological risk assessment; landscape pattern; land use; geodetectors; Northeast black soil region

土地作为社会经济活动的载体,是全球环境变化和可持续发展研究的重要组成部分。在经济社会变革和创新的推动下,区域土地利用类型也发生了变化^[1]。随着我国“五位一体”总体布局的深入推进,土地利用与生态保护在经济、政治、文化、社会及生态文明建设中均具有重要意义,东北黑土区作为我国粮食安全的重要保障区,其土地资源的合理开发利用直接关系到生态安全和农业可持续发展。然而,近年来随着城市化加速,耕地的流失和破碎化问题更加严峻,频繁的人类活动和高强度的开发建设使景观支离破碎、复杂,威胁着人与土地关系的和谐^[2],土地利用变化表示人类活动引起的土地覆盖变化,进而导致环境变化^[3]。不当的土地利用和高强度的开发不仅影响环境要素,还会改变区域景观结构和生态系统,从而引发生态风险,威胁区域生态安全。在土地利用的直接或间接影响下,生态系统产生了许多不利影响,具有广泛的生态影响^[4]。

景观生态风险是指在自然及人类活动的共同作用下,对生态环境产生的不利影响^[5]。近年来,学者们对景观生态风险评价的方法进行了有益的探索,主要集中在风险的“源-汇”理论和景观格局两种模式上,取得了显著的研究成果^[6]。“源-汇”理论主要关注单一风险源及风险受体的分析。刘焱序等^[7]通过“源-汇”理论,从潜力、连通度、恢复力三维视角揭示景观的格局与过程交互作用,这一方法与景观生态风险评价密切相关。WU等^[8]基于“源-汇”理论,构建了暴露-响应过程模型,对平朔矿区生态风险的时空分异进行了量化评价。与风险“源-汇”理论相比,基于景观格局的评价方法不再局限于单一要素。通常以土地利用变化为基础,评价区域各景观类型对多源生态风险时空演化的影响。徐兰等^[9]以洋河为研究对象,从土地利用和景观角度构建景观生态风险评价模型,评价洋河流域生态风险的时空特征,结果表明距离支流及一级支流两侧地区生态风险较大,远离河道的区域则风险较低。巩杰等^[10]以甘肃白龙江流域为例,基于景观格局指数和生态环境脆弱度构建了流域生态风险综合指数,通过空间采样和地统计空间插值,揭示了研究区生态风险的空间分布规律,其研究结果可为加强流域综合管理提供理论依据。WOLF等^[11]通过研究1989-2019年伊朗Jajrud保护区和Kavdeh野生动物保护区土地利用的变化,利用景观格局指数对研究区生态风险进行了评价,其研究结果对阻止研究区生态系统恶化具有指导意义。

目前景观生态风险评价多基于土地利用数据展开研究^[12-13],运用定性^[14-15]和定量^[16-17]方法识别景观生态风险演变的驱动因素亦是研究的一项重要内容。近年来,有关于景观生态风险评价的研究区域多涵盖流域、自然保护区、沿海地带、某些行政区域、城市群等^[18-22],在这些领域取得了丰富的研究成果。然而,东北黑土区作为我国重要的粮食生产基地和生态安全屏障,其景观格局的独特性和生态系统的脆弱性决定了景观生态风险的研究具有重要意义。但目前针对东北黑土区的景观生态风险研究相对较少,尤其是在区域土地利用变化对景观生态风险的时空演变特征、驱动机制及调控措施方面的系统研究仍显不足。因此,围绕东北黑土区的景观生态风险特征开展深入研究具有重要的理论价值和实践意义。

鉴于此,本研究以东北黑土区为例,基于东北黑土区5期土地利用数据,结合空间信息技术和景观生态学方法,探究了东北黑土区土地利用变化特征,同时,分析了景观生态风险评价及空间关联特征,并从自然和人为因素两个方面揭示东北黑土区景观生态风险的内在驱动力,旨在为优化东北黑土区国土空间开发格局、保护粮食安全、维护区域生态安全提供理论支撑。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

东北黑土区幅员辽阔,北起大兴安岭,南至辽宁南部,西到内蒙古东部的大兴安岭山地边缘,东达乌苏里江和图们江,土地总面积 124.86 万 km²,其中耕地 37.5 万 km²。黑土地保护法中提到“黑土地”是指黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古“东四盟”区域内,具有黑色或暗黑色腐殖质表土层,具有良好性状和高肥力的耕地^[23]。

东北黑土区地处中纬度亚洲大陆东部,属中温带大陆性季风气候。该区域年降水量 500~650 mm,主要集中在 4~9 月的作物生长季,占全年降水总量的 80%~90%。年均气温 -5~4 ℃,自北向南温度逐渐升高。夏季温暖湿润,生长季雨热同期;冬季严寒少雪,土壤冻结深且延续时间长,季节性冻层明显高^[24]。

东北黑土区被认为是全球耕作条件极佳的地区之一,也是我国最大的商品粮生产基地。粮食产量约占全国粮食总产量的 1/4,商品粮的 1/3,为保障国家粮食安全做出了重要贡献^[25]。本研究通过参考徐英德等^[23]对于东北黑土区进行不同类型区的划分,来阐述东北黑土区不同类型区的土地利用及景观生态风险变化情况。

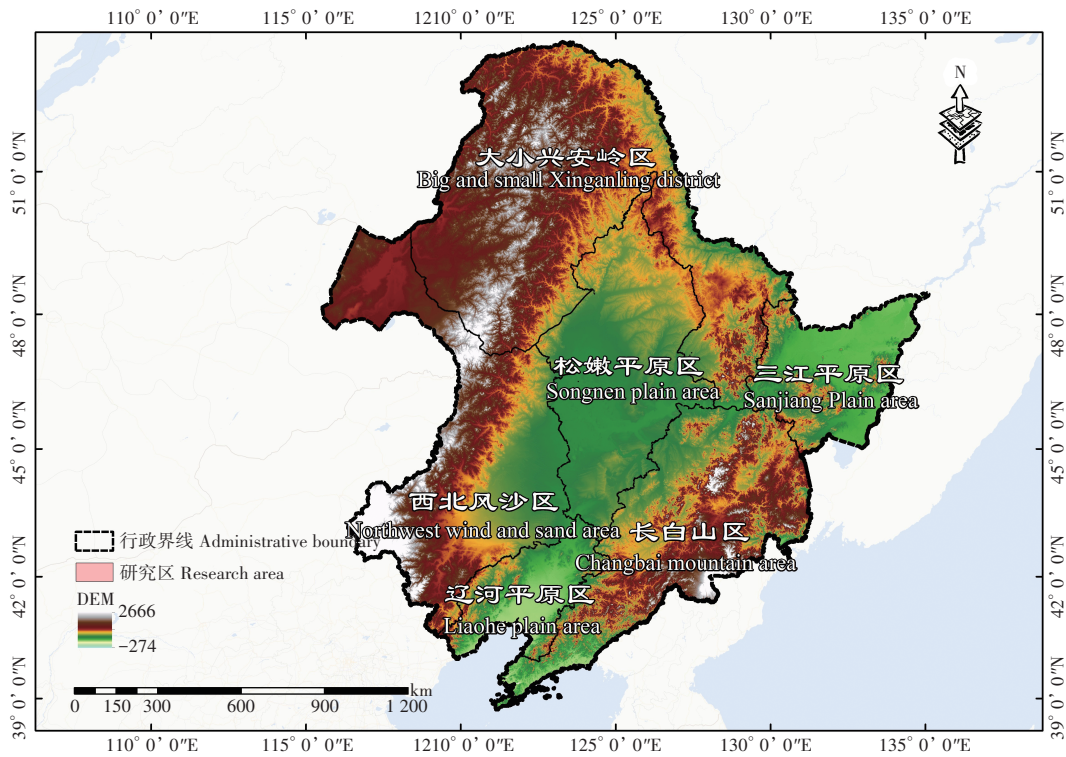


图1 研究区地理图

Figure 1 Geographic location map of study area

1.2 数据来源与处理

本研究所使用的土地利用数据、行政区划数据、DEM、GDP、NDVI数据由中国科学院资源与环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)提供,本研究根据研究区具体情况及研究需要,采用“中国科学院土地资源分类系统”一级类型,即根据土地资源及其利用属性,分为耕地、林地、草地、水域、人造地表和未利用地 6 类;坡度由 DEM 数据中提取而来;年均气温及年降水量来自国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn/>);人口密度来源于 Worldpop(<https://worldpop.org/>)。

1.3 研究方法

1.3.1 土地利用转移矩阵 土地利用转移矩阵可以量化显示不同土地利用类型之间的变动情况,揭示区域土地利用变化的转移结构和方向,土地利用转移矩阵反映了景观在实际状态下的转变过程,并揭示了景观格局在特定时间段内动态变化^[26]。

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} S_{11} & \cdots & S_{1n} \\ \vdots & \cdots & \vdots \\ S_{n1} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

式中: S_{ij} 为研究初期和末期土地利用状态; n 为土地利用类型; $S_{11} \cdots S_{1n}$ 为各种土地利用的面积,反映不同时期景观结构与其来源构成。

1.3.2 土地利用动态度

(1)单一土地利用动态度。指在特定时间段内某种土地利用类型数量变化情况,其表达式为^[28]:

$$K(\%) = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100 \quad (2)$$

式中: K 为研究时期内某一土地利用动态度; U_a 、 U_b 分别为期初和期末土地利用的数量; T 为研究时期长。

(2)综合土地利用动态度。综合土地利用动态度可以反映在一定时间范围内,整体景观的变化情况,其表达式为^[29]:

$$LC(\%) = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta LU_{i-j}}{2LU} \times \frac{1}{T} \times 100 \quad (3)$$

式中: LC 为综合土地利用动态度; LU_i 为 T 内 i 类土地利用类型的面积; LU_{i-j} 为 T 内 i 类型土地转为 j 类型土地的面积,其值为二者差值的绝对值。

1.3.3 景观生态风险评价模型构建 为了能在空间上表征景观生态风险指数的变化情况,本研究参照相关学者对景观生态风险小区划分结果的研究,发现评价小区的面积最佳为斑块平均面积的2~5倍^[30-31]。按5倍的斑块平均面积计算,小区数量为15 907个,每个网格内土地利用类型单一,难以全面反映样区真实的景观格局。因此,本研究综合考虑景观斑块的面积、分布情况、工作量适中性及评价单元的精度等多个因素^[32],选取20 km×20 km的网格单元,共计3 297个。

景观损失度指的是在自然和人为干扰下,各景观类型所代表的生态系统自然属性的损失程度。本研究通过景观干扰度(E_i)和景观脆弱度(V_i)来构建景观损失度指数(R_i),在此基础上,构建景观生态风险指数(ERI)^[33-34]:

$$ERI_i = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times R_i \quad (4)$$

$$R_i = E_i \times V_i \quad (5)$$

式中: R_i 、 E_i 、 V_i 分别为景观损失度指数、景观干扰度指数、景观脆弱度指数; A_{ki} 为第 k 个风险小区中景观 i 的面积; A_k 为第 k 个风险区的总面积; n 为景观类型。

结合研究区特征,采用专家打分法,将景观的脆弱度分为6级:未利用地6、水域5、耕地4、草地3、林地2、人造地表1,并进行归一化处理。

1.3.4 空间自相关 空间自相关揭示了相邻空间单元之间属性值的空间依赖性。全局Moran's I 指数,用于反应整个研究区内属性值在的空间相关性;局部Moran's I 指数用于描述某一要素的属性值与相邻空间单元的相关性^[35]。选取全局空间自相关来探究区域网格景观生态风险值是否具有相关性,Moran's I 指数的取值范围为 $[-1,1]$, $I>0$ 为正相关, $I<0$ 为负相关。利用局部自相关解释区域内各局部空间单元与其邻域单元间是否存在空间相关性特征^[36]。

1.3.5 地理探测器 地理探测器通常用于分析地理现象中的影响因素和空间分布规律,自变量对因变量显著影响时表明二者在某个地理特征分布上具有强相关性或高度吻合。地理探测器主要包含风险、因子、生态和交互作用4个探测器^[37]。本研究注重定量分析各驱动因素对景观生态风险动态变化的贡献,采用因子探测器和交互探测器识别景观生态风险动态变化的原因及各因子间的交互作用。本研究选取的自然因素包括X1(高程)、X2(坡度)、X3(年降水量)、X4(年均气温)、X5(植被归一化指数);人为因素包括X6(GDP)、X7(人口密度)、X8(人为干扰度)。其中,为探究人为干扰对黑土区景观生态风险的影响,根据相关研究成果^[38,39]以及景观分类,计算各评价小区的人为干扰度。计算公式为:

$$M = \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{S} \times E_i \tag{6}$$

式中： M 为人为干扰度； n 为统计单元内景观类型个数； E_i 为第 i 类景观对应的干扰指数(表1)； S 为统计单元的总面积； S_i 为统计单元内第 i 类景观类型面积。

表1 景观生态风险计算公式及意义
Table 1 Calculation formulas and significance of landscape ecological risk

指数名称 Name of index	计算公式 Formula	指数意义 Meaning of index	参数意义 Parameter significance
景观破碎度指数 Landscape fragmentation index	$C_i = \frac{n_i}{A_i}$	景观类型空间分布的复杂程度 The complexity of spatial distribution of landscape types	A_i 为景观 i 的面积, n_i 为景观 i 斑块数量 A_i is the area of landscape i and n_i is the number of patches of landscape i
景观分离度指数 Landscape separation index	$N_i = \frac{A}{2A_i} \sqrt{\frac{n_i}{A_i}}$	某一景观的斑块异质性水平 The level of patch heterogeneity in a landscape	A 为景观总面积 A is the total landscape area
景观分维度指数 Landscape dimensionality index	$F_i = 2\log_{10}\left(\frac{P_i}{4}\right) / \log_{10}A_i$	景观类型形状的复杂程度 The complexity of landscape type shape	P_i 为景观 i 的周长 P_i is the perimeter of landscape i
景观干扰度指数 Landscape disturbance index	$E_i = aC_i + bN_i + cF_i$	人为干扰的程度 The degree of human interference	a, b, c 为各景观指数权重,结合研究区实际情况,分为赋予0.5,0.3,0.2的权重 a, b and c are the weights of each landscape index, which are divided into 0.5, 0.3 and 0.2 weights based on the actual situation of the study area
景观脆弱度指数 Landscape vulnerability index	采用专家打分法,并进行归一化处理 According to the expert scoring method, and normalization	被外界干扰后的敏感度和脆弱度 Sensitivity and vulnerability to external interference	—

注： V_i 由专家打分由高到低分别为：未利用地6、水域5、耕地4、草地3、林地2、人造地表1。

Note: V_i was scored by experts from high to low as: unused land 6, water area 5, cultivated land 4, grassland 3, woodland 2, artificial surface 1.

2 结果与分析

2.1 东北黑土区土地利用变化特征

2.1.1 东北黑土区土地利用类型面积变化特征 由表2可知,2000-2020年,东北黑土区土地利用类型以林地和耕地为主,其中林地占比最大。由图2可知,林地、草地主要集中在大小兴安岭区及长白山区,耕地则主要分布在松嫩平原、三江平原以及辽河平原区、西北风沙区东部,其中耕地、水域、未利用地、人造地表等分布较为集中。从时间序列上看,2015-2020时段耕地面积减少2 030 km²,其他时段耕地面积呈上升趋势,20年间增加1 253 km²。林地在20年间变化相对稳定,20年下降1 163 km²。草地及水域面积大幅减少,其中草地面积减少7

表2 2000-2020土地利用类型面积及变化情况
Table 2 Area and changes of land use types from 2000 to 2020

土地利用类型 Land use types	面积 Area					年变化量 Amount of area change			km ²
	2000	2005	2010	2015	2020	2000-2010	2010-2020	2000-2020	
耕地 Cultivated land	370 252	371 911	372 644	373 535	371 505	2 392	-1 139	1 253	
林地 Woodland	500 990	500 953	507 315	507 181	499 827	6 325	-7 488	-1 163	
草地 Grassland	241 402	240 840	193 780	192 188	233 794	-47 622	40 014	-7 608	
水域 Water area	31 127	30 498	30 228	30 223	26 089	-899	-4 139	-5 038	
人造地表 Artificial surface	29 223	29 655	34 165	34 842	36 082	4 942	1 917	6 859	
未利用地 Unused land	70 484	69 634	105 922	105 552	76 941	35 438	-28 981	6 457	

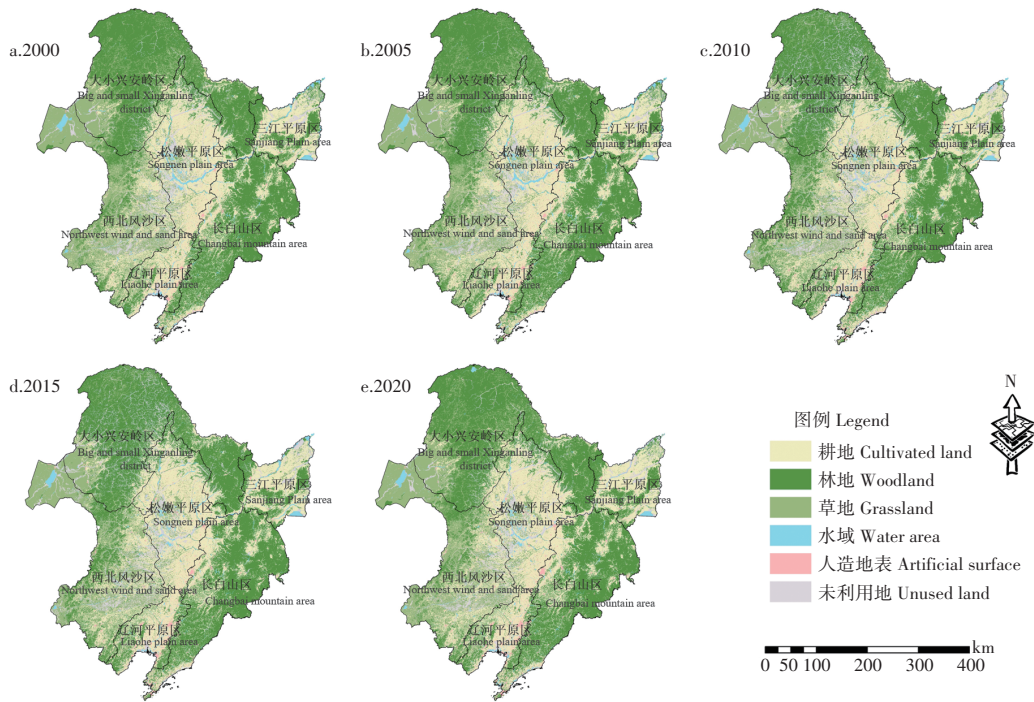


图2 2000-2020年土地利用类型分布
 Figure 2 Distributions of land use types from 2000 to 2020

608 km², 水域面积减少5 038 km²。人造地表及未利用地面积分别增加6 859 km²和6457 km², 其中未利用地面积的显著增加主要是源于区域内河流的大量干涸以及草地的严重退化, 这一变化反映了生态环境的恶化, 对土地资源的可持续利用构成了挑战。

2.1.2 东北黑土区土地利用转移情况 由图3可知, 2000-2010年东北黑土区土地利用转移情况呈现“一对一”“多对一”和“一对多”的特征。其中, 林地主要来源于草地及耕地, 二者转入面积分别为44 155 km²和20 939 km²; 耕地主要来自于林地及草地, 二者转入面积分别为23 237 km²和20 853 km²; 未利用地主要转移来源为草地及林地, 转移面积为36 254 km²和12 824 km²; 人造地表主要转移来源为耕地, 转移面积为10 136 km²; 林地、耕地、未利用地及人造地表转移面积依次减少, 呈现“多对一”“一对一”特征。草地主要转向林地、未利用地及耕地, 转出面积分别为44 155, 36 254, 20 853 km²; 水域主要转为未利用地及耕地, 分别向二者转移5 085 km²和2 942 km²; 草地、水域转出面积依次减少, 呈现“一对多”特征。

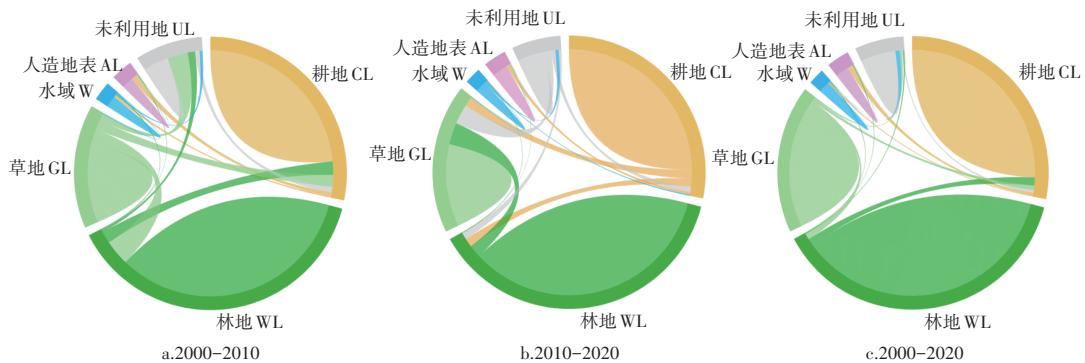


图3 2000-2020年土地利用变化弦图
 Figure 3 Chord diagram of land use changes from 2000 to 2020

由图4可知, 2010-2020年“一对多”“多对一”转移的特性延续, 主要特征为草地及人造地表转入面积较大, 转入面积分别为90 825 km²和9 006 km², 而未利用地、林地、耕地、水域转出面积大, 四者分别转出57 494,

57 352,46 476,10 558 km²。从总时间跨度来看,2000-2020年东北黑土区土地利用转移情况遵循2000-2010土地利用转移情况,部分土地利用类型转移规模略有增减。

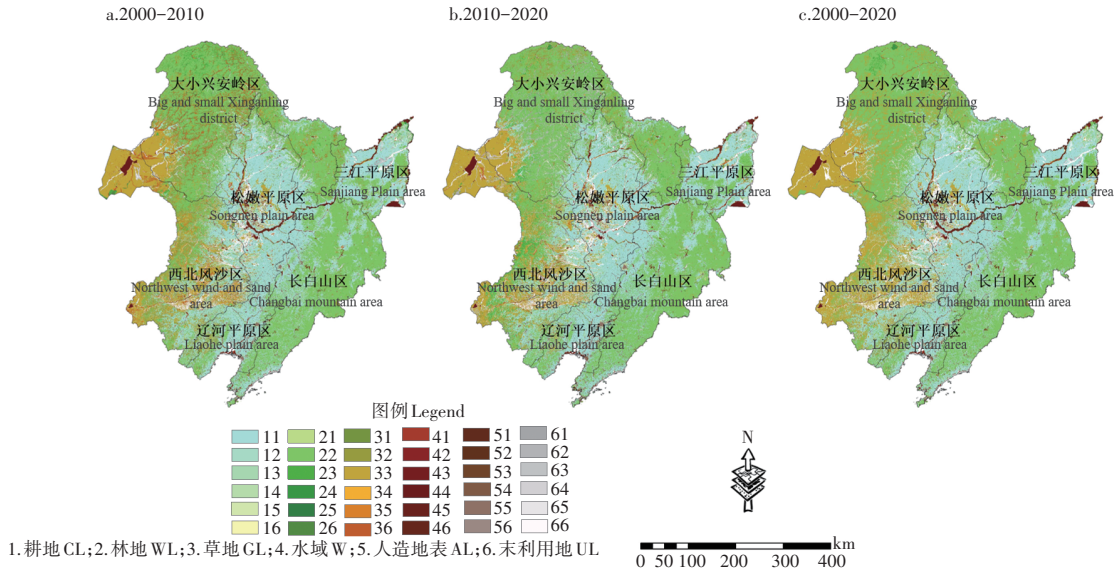


图4 2000-2020年土地利用类型转移图
Figure 4 Land use type transfer map 2000-2020

2.1.3 东北黑土区土地利用动态变化情况 通过计算得出东北黑土区2000-2020年土地利用类型的动态度情况。由表3可知,研究表明,两个时段内各土地利用类型的变化有显著的差异。2000-2010年,未利用地和人造地表显著增加,其中未利用地单一动态度为5.03%,人造地表为1.69%,结合土地利用转移情况可知,这一时期未利用地的主要来源为草地,草地的单一动态度为-1.97%,表明在此期间研究区存在严重的草地退化现象。人造地表主要来源于耕地。2010-2020年,未利用地、水域面积开始减少,单一动态度分别为-2.74%、-1.37%,未利用地变化速度放缓,而水域变化速度则有所增加。草地在这一时期由上一个时段的下降变为增加。人造地表仍处于增加态势,但增速小于上一时段;水域面积继续下降,且下降速度明显高于上一时段,耕地、林地呈缓慢下降趋势。从综合土地利用动态度来看,2000-2020年土地利用类型变化速度均呈现上升的趋势,两个时段的土地利用综合动态度分别为0.39%和0.34%。

表3 2000-2020年土地利用动态度
Table 3 Land use dynamics from 2000 to 2020

土地利用类型 Type of land use	2000-2010			2010-2020		
	面积变化/km ² Area change	单一动态度/% Single dynamics	综合动态度/% Comprehensive dynamics	面积变化/km ² Area change	单一动态度/% Single dynamics	综合动态度/% Comprehensive dynamics
耕地 Cultivated land	2 392	0.06		-1 139	-0.03	
林地 Woodland	6 325	0.13		-7 488	-0.15	
草地 Grassland	-47 622	-1.97		40 014	2.06	
水域 Water area	-899	-0.29	0.39	-4 139	-1.37	0.34
人造地表 Artificial surface	4 942	1.69		1 917	0.56	
未利用地 Unused land	35 438	5.03		-28 981	-2.74	

2.2 景观生态风险时空演变分析

本研究利用自然断点法将2000年景观生态风险分为5级,分别为低风险区(0≤ERI<0.044 7)、较低风险区

($0.0447 \leq ERI < 0.0572$), 中风险区($0.0572 \leq ERI < 0.0709$), 较高风险区($0.0709 \leq ERI < 0.0851$), 高风险区($0.0851 \leq ERI \leq 0.1147$)。为了便于分析, 2005, 2010, 2015, 2020 年均按照 2000 年的标准划分。

从时间序列来看, 2000–2020 年, 东北黑土区平均生态风险指数略有增加, 由 0.0626 上升至 0.0628, 增加 0.32%。各风险区面积占比发生了显著变化, 较高风险区始终占据主导地位。由表 4 可知, 20 年间, 较低风险区、中风险区以及高风险区面积都有所增加, 特别是较低风险区增幅最大, 增加 16 808 km², 中风险区及高风险区分别增加 5 745 km² 和 7 478 km², 低风险区、较高风险区面积分别减少 16 755 km² 和 12 521 km²。2000–2020 年, 低风险区及较低风险区面积占比先减少后增加。20 年间中风险区及较高风险区面积先增后减。高风险区在 2010 年明显增加, 占比达到 14.05%, 在 2020 年下降至 13.10%, 仍高于初期水平。

表 4 2000–2020 年研究区景观生态风险等级面积及占比

Table 4 Area and proportion of landscape ecological risk levels in the study area from 2000 to 2020

风险等级 Risk level	2000		2005		2010		2015		2020	
	面积/km ² Area	占比/% Proportion	面积/km ² Area	占比/% Proportion	面积/km ² Area	占比/% Proportion	面积/km ² Area	占比/% Proportion	面积/km ² Area	占比/% Proportion
低 Low	159 029	12.79	159 219	12.81	108 847	8.75	118 855	9.56	142 274	11.44
较低 Lower	301 377	24.24	301 883	24.28	262 311	21.09	261 847	21.06	318 185	25.58
中 Medium	257 148	20.69	259 669	20.89	312 862	25.16	306 331	24.64	262 893	21.13
较高 Higher	370 085	29.77	368 481	29.64	384 960	30.95	383 932	30.88	357 564	28.75
高 High	155 518	12.51	153 918	12.38	174 750	14.05	172 238	13.85	162 996	13.10

从空间格局分布来看, 相对较低风险区主要位于大小兴安岭区和长白山区, 这些区域多为山区, 植被覆盖率高, 主要由林地和草地构成, 生态环境较好; 相对较高风险区主要位于松嫩平原区、西北风沙区、辽河平原北部以及三江平原区, 这些区域以耕地为基质景观, 其中耕地、人造地表及未利用地等土地利用类型集中分布, 受人为活动干扰较大, 景观较脆弱, 因此区域内景观生态风险值较高。由图 5 可知, 2000–2010 年, 大小兴安岭区以及三江平原区的低风险区范围减小, 主要原因是该地区未利用地及人造地表增多, 新增的土地利用类型导致原本连通的景观变得离散, 破碎化程度增加。2010–2020 年, 大小兴安岭及三江平原区低风险区范围有所

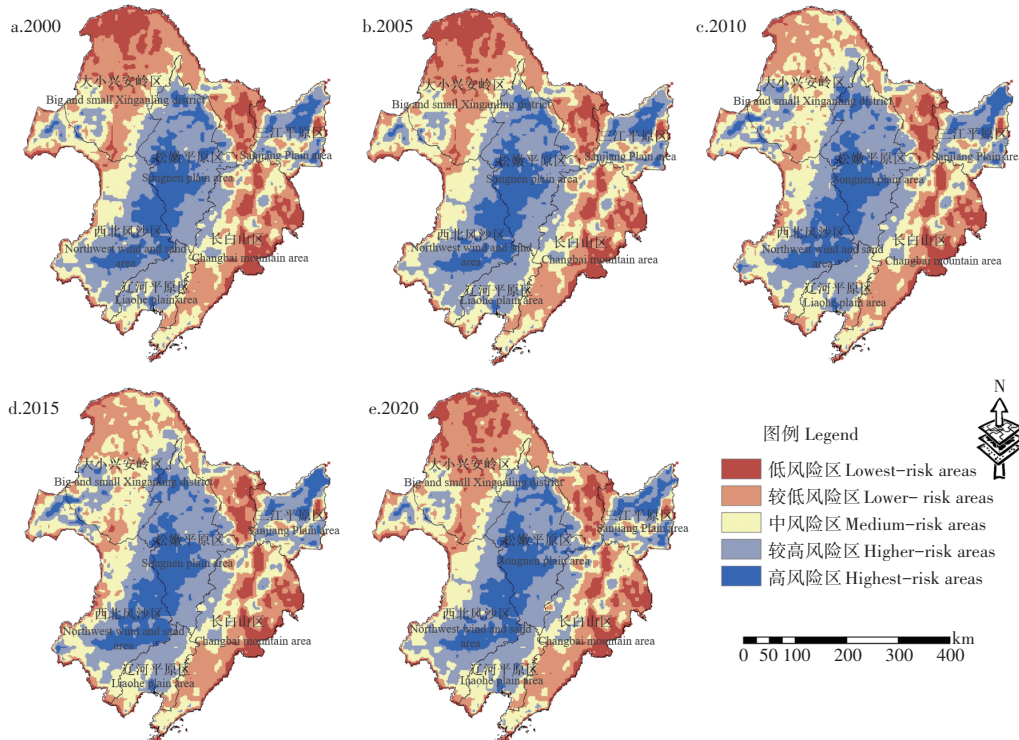


图 5 2000–2020 年研究区景观生态风险等级分布图

Figure 5 Distribution of landscape ecological risk levels in the study area from 2000 to 2020

增加,生态问题有所好转,长白山区没有明显变化。较低风险区和低风险区在空间变化上具有同样特征。中风险区主要位于较低风险区和较高风险区的过渡带上,景观类型多样。2000-2010年,中风险区范围向研究区北部扩张,主要由低风险区及较低风险区转移而来。2010-2020年,中风险区范围有所减少。2000-2010年,较高风险区和高风险区逐渐变大并向研究区北部扩张,2010-2020年有所减少,主要原因是零散分布的未利用地主要转向了耕地和草地,生态风险得以好转。

由图6可知,2000-2010年,低风险转向较低风险,较低风险转向中风险、中风险转向较高风险比例较大,这一时期内,东北黑土区景观生态风险水平普遍向更高的风险区转移,高风险区面积显著增加,区域生态风险存在恶化趋势。2010-2020年,各风险区转移情况显示出良性发展趋势,高风险区转向较高风险区、较高风险区转向中风险区、中风险区转向较低风险区、较低风险区转向低风险区,这一时期内的生态风险转移趋势显示出景观生态风险水平有所改善。图6中,A~E、A1~E1、A2~E2分别代表2000,2010,2020年低风险区、较低风险区、中风险区、较高风险区及高风险区。

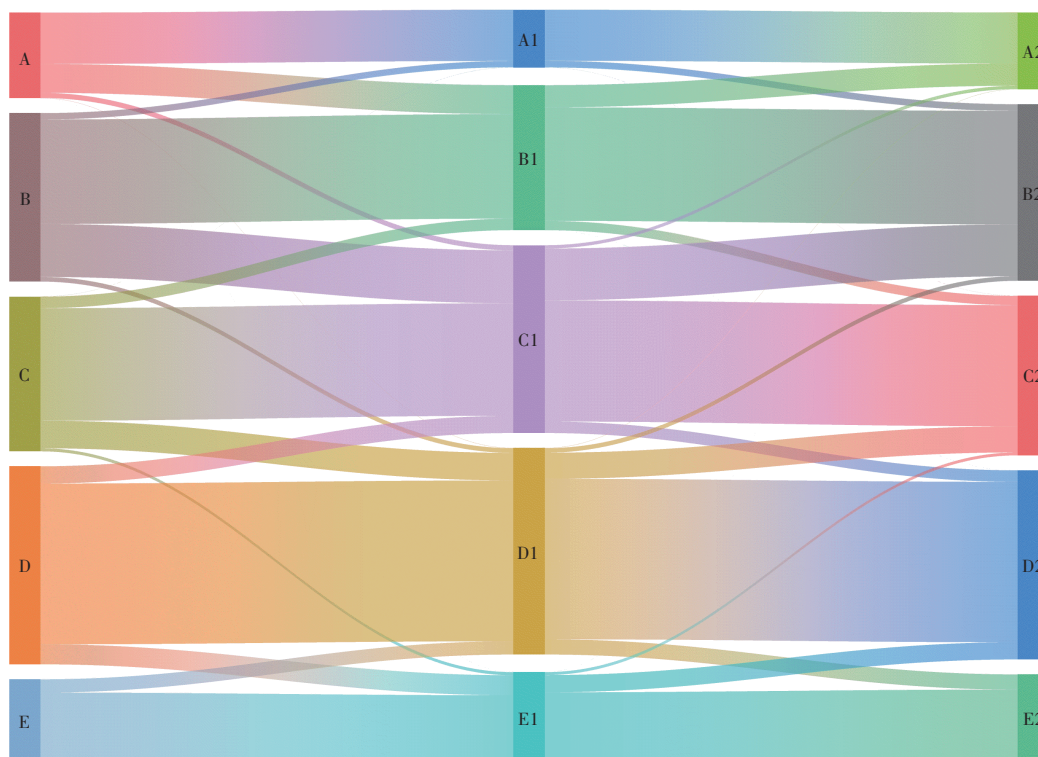


图6 2000-2020年景观生态风险转移矩阵图

Figure 6 Landscape ecological risk transfer matrix from 2000 to 2022

2.3 景观生态风险空间自相关分析

2.3.1 景观生态风险全局自相关 本研究根据东北黑土区2000-2020年景观生态风险空间分布数据,采用Geo-Da计算空间自相关系数Moran's I,并绘制散点图,分析研究区景观生态风险的空间自相关特征。

由图7及表5可知,5期景观生态风险指数全局自相关z得分分别为78.603 5,78.323 1,74.705 4,74.735 5,77.407 7,表明由此随机产生的聚类模式可能性小于1%,同时,P值均等于0.01,说明在空间上99.9%置信度呈现显著的自相关特征,2000-2020年的景观生态风险Moran's I分别为0.716,0.715,0.670,0.671,0.701,数值均大于0.5,表明研究区景观生态风险存在较强的空间自相关。散点的分布主要集中于回归线附近,说明研究区景观生态风险指数在空间上呈集聚分布的特征。

2.3.2 景观生态风险局部自相关 景观生态风险Moran's I值并不能全面展现空间上的相互联系,因此,进一步采用局部自相关分析。由图8可知,2000-2020年,研究区的景观生态风险空间分布主要呈现“高-高”聚类和“低-低”聚类的特征。“高-高”值聚集于高生态风险区,这些高风险区的主要景观类型以耕地、未利用地、人造

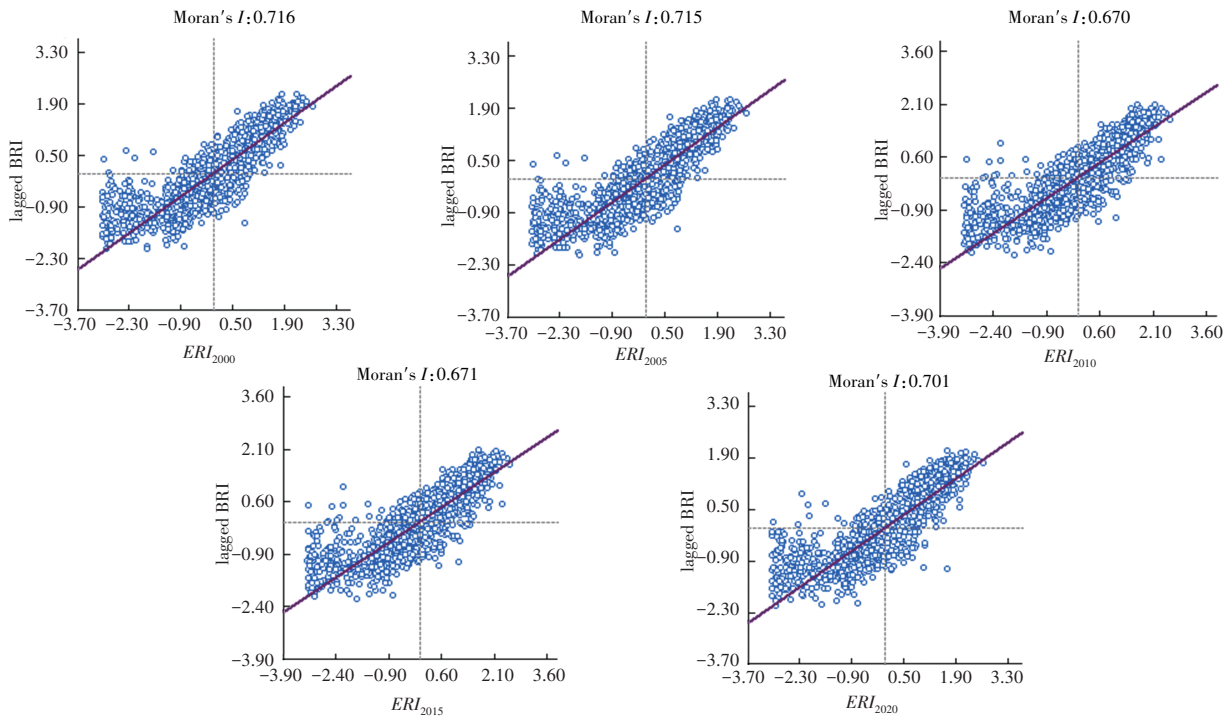


图7 研究区2000-2020年景观生态风险Moran's I散点图

Figure 7 Moran's I scatter plot of landscape ecological risk in the study area from 2000 to 2020

表5 研究区2000-2020年景观生态风险空间自相关系数

Table 5 Spatial autocorrelation coefficients of landscape ecological risk in the study area from 2000 to 2020

年份 Year	Moran's I	Z 得分 Z-score	P
2000	0.716	78.603 5	0.001
2005	0.715	78.323 1	0.001
2010	0.670	74.705 4	0.001
2015	0.671	74.735 5	0.001
2020	0.701	77.407 7	0.001

地表为主,受人类活动干扰程度大,景观稳定性较差。“低-低”值区域主要集中低生态风险及较低风险区,这些低风险区区域的主要景观类型为林地及草地,生态环境良好,景观连通性较高。

2.3.3 景观生态风险演变的驱动因素分析 为揭示东北黑土区景观生态风险变化的主要驱动因素,根据区域内的实际情况从自然因素和人为因素两方面选择指标进行定量分析^[40-42]。本研究选取的自然因素包括X1(高程)、X2(坡度)、X3(年降水量)、X4(年均气温)、X5(植被归一化指数);人为因素包括X6(GDP)、X7(人口密度)、X8(人为干扰度)。

(1)单因子探测。在自然因素中,高程对东北黑土区景观生态风险演变的解释力最高,因子贡献率均在53%以上。在人为因素中,人为干扰度的解释力最为显著,因子贡献率均在56%以上。综合来看,除人为干扰度外,自然因素在研究区景观生态风险变化中的影响普遍比社会经济因素更显著。由表6可知,尽管在2000-2020年的景观生态风险演变中始终以人为干扰度为主导因素,但是GDP和人口密度同样对研究区景观生态风险演变起到了一定影响,GDP和人口密度影响区域发展的空间分布布局,进而对景观生态风险演变产生影响。

(2)交互因子探测分析。由图9可知,交互作用检测结果表明,所有驱动因素均表现出显著的双因子增强,这表明与单个驱动因素相比,因子间的交互作用在不同程度上加剧了景观生态风险的变化,这说明景观生态风险的空间演变并不取决于单一因素,而是多种因素共同作用的结果。

2000年,X1∩X8(0.764 2)、X2∩X8(0.759 6)、X1∩X3(0.735 5)的解释力位居前3,这表明人为干扰与高程对景观结构的影响较大。人为干扰导致景观类型显著变化,增加了景观破碎度。降水是植被生长的基本因素,对各类自然景观有重要影响;高程与坡度反映的是地形地貌情况;2005年X1∩X8(0.764 5)、X2∩X8(0.761 5)、X3∩

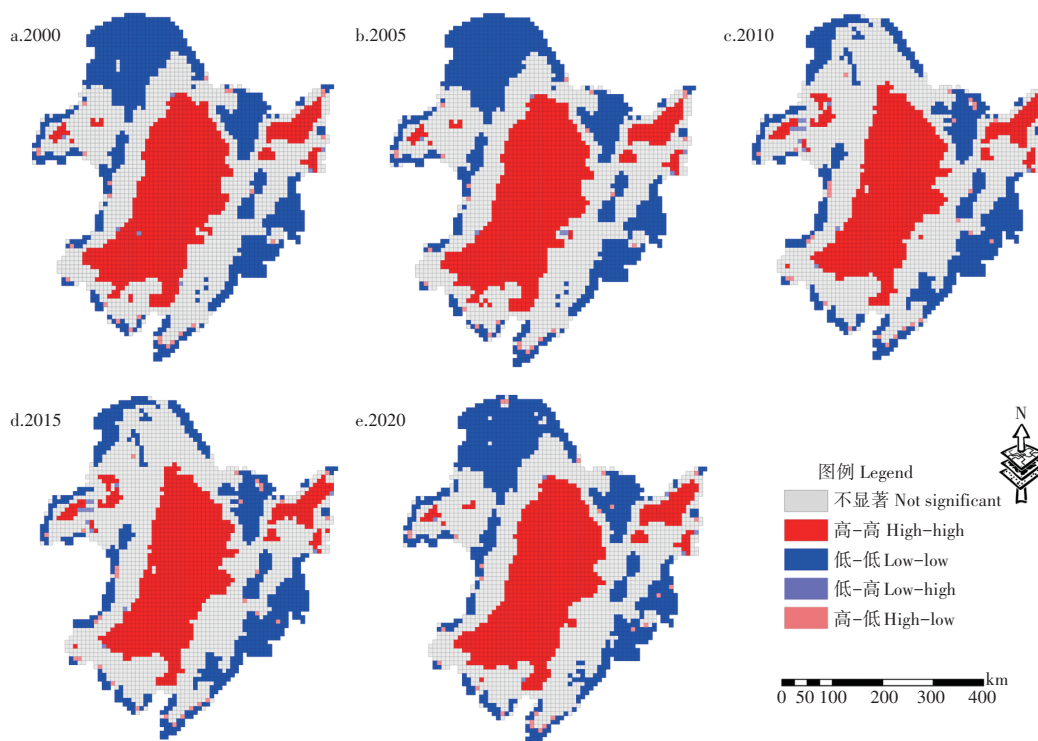


图8 研究区2000-2020年景观生态风险LISA集聚图

Figure 8 Local indicators of spatial association (LISA) clustering map of landscape ecological risk in the study area from 2000 to 2020

表6 2000-2020年东北黑土区单因子探测结果

Table 6 Results of single factor detection in Northeast black soil region from 2000 to 2020

驱动因素 Drivers	影响因子 Impact factor	贡献度 Contribution/%				
		2000	2005	2010	2015	2020
自然因素 Natural factors	高程 Elevation	55.27	55.34	53.51	53.59	55.75
	坡度 Slope	53.80	53.98	57.01	57.10	54.41
	年降水量 Annual precipitation	45.03	42.17	43.39	45.30	40.45
	年均气温 Average annual temperature	49.42	50.61	44.19	44.84	49.99
	植被归一化指数 Vegetation normalization index	49.92	44.51	43.43	42.77	39.37
人为因素 Human factor	GDP	32.73	32.15	36.77	37.74	32.98
	人口密度 Population density	27.96	28.18	30.88	31.18	28.14
	人为干扰度 Human interference	57.93	58.01	59.00	59.11	56.31

X4(0.711 7)的解释力位居前3,自然因素与人为因素的交互作用正在变大;2010年 $X2 \cap X8(0.767 3)$ 、 $X1 \cap X8(0.741 3)$ 、 $X1 \cap X3(0.719 6)$ 的解释力位居前3,坡度与人为干扰度的交互作用强于2005年,高程与人为干扰度、年降水量的交互作用弱于2005年;2015年与2010年相比,高程、人为干扰度、年降水量间交互作用的解释力均有不同程度的增强;2020年高程、人为干扰度及年降水量间的交互作用的解释力仍然显著, $X1 \cap X8(0.752 4)$ 低于2000年、2005年数值, $X2 \cap X8(0.748 8)$ 低于2000,2005,2010,2015年数值,说明人为干扰度的交互作用正在减弱。综合分析表明任何影响因素的交互作用都对景观生态风险变化产生协同增强作用。

2.3.4 东北黑土区局部及不同分区驱动因素分析 景观生态风险特征具有明显的尺度效应,宏观层面影响因素分析无法全面捕捉局部生态风险变化。因此,为了解东北黑土区不同分区景观生态风险演变的原因,本研

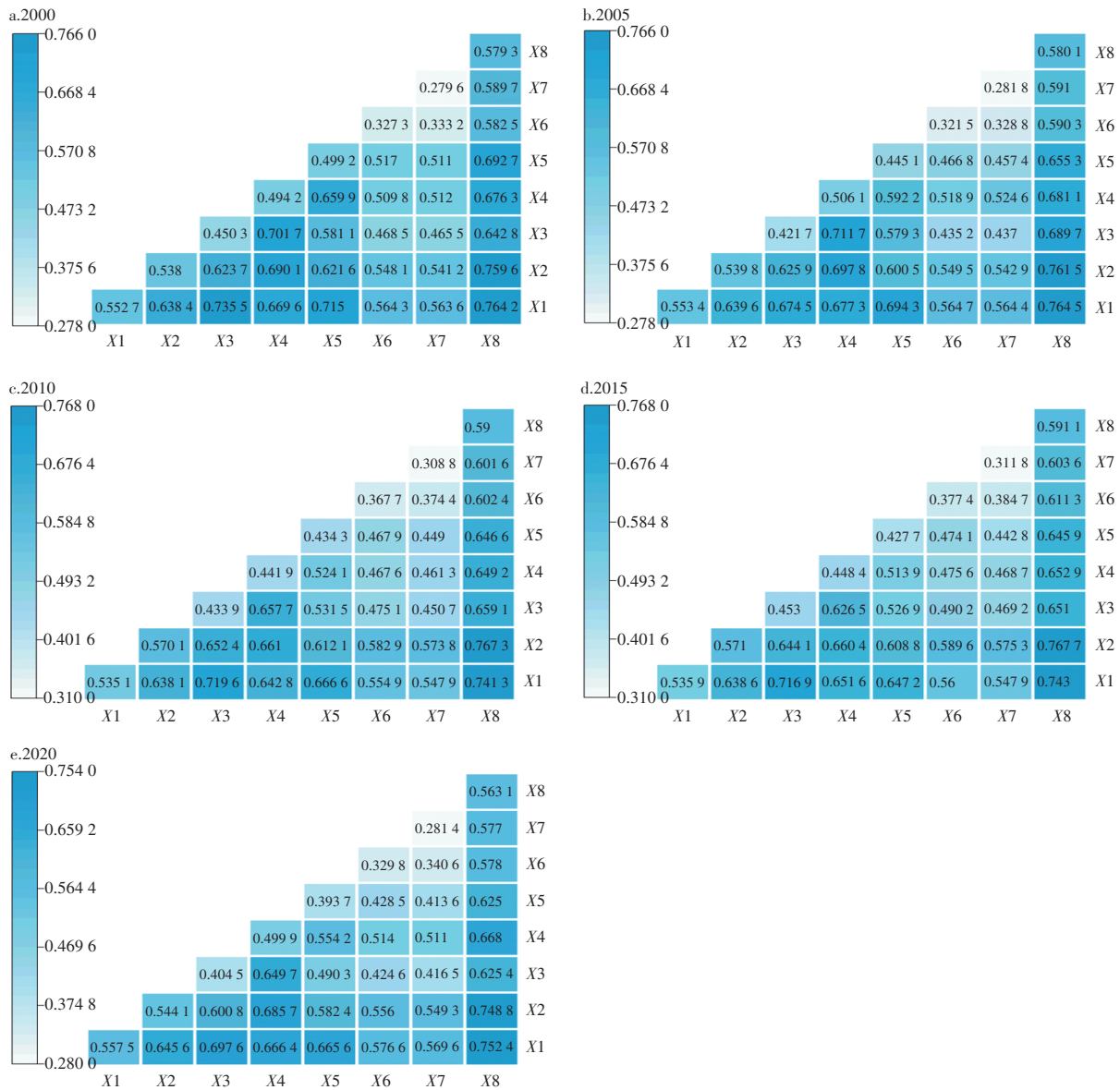


图9 2000-2020年东北黑土区景观生态风险驱动因子交互结果图

Figure 9 Interactive results of landscape ecological risk drivers in Northeast black soil region from 2000 to 2020

究参考学者^[1]的研究方法,以2020年景观生态风险最低值($ERI_{2020min}=0.0052$)作为景观生态风险分析变化阈值, $ERI_{2020}-ERI_{2000}>0.0052$ 时,定义为景观生态风险恶化区, $ERI_{2020}-ERI_{2000}<-0.0052$ 时,定义为景观生态风险改善区,其余地区为景观生态风险稳定区。由图10可知,研究区内共有恶化区16个,改善区9个,在每个黑土区分区内选取一个恶化区(a~f),并选取两个面积相对较大的改善区(g,h)进行分析。

在对8个区域进行因子探测后,结果显示各区域在不同因子上的影响程度各异。由表7可知,在自然因素中,高程及坡度对d恶化区的影响最为显著,d恶化区位于研究区东南山区,通常地势较高、坡度较大,而高程及坡度的大小对区域生态安全产生重要影响;年降水量是影响a、d恶化区、h改善区的重要影响因素,充足的降水量有助于改善土壤水分条件,促进植被生长,在a、d恶化区,植被覆盖度高,降水量等自然因素对区域的调控作用明显,而h改善区位于辽河平原区西部,降水量较少,干旱频发,导致土壤水分严重不足,植被覆盖度低,而近年来针对该区域的生态系统修复治理工程显著降低了景观生态风险,提升了生态环境;年均气温是b、d恶化区重要的影响因素,气温对水资源的蒸发、植被的生长都有重要的影响,b恶化区位于平原区,地势平坦,植被类型以农作物为主,易受极端天气影响,不仅对区域生态安全会产生重要影响,还会影响作物产量;植被归一化

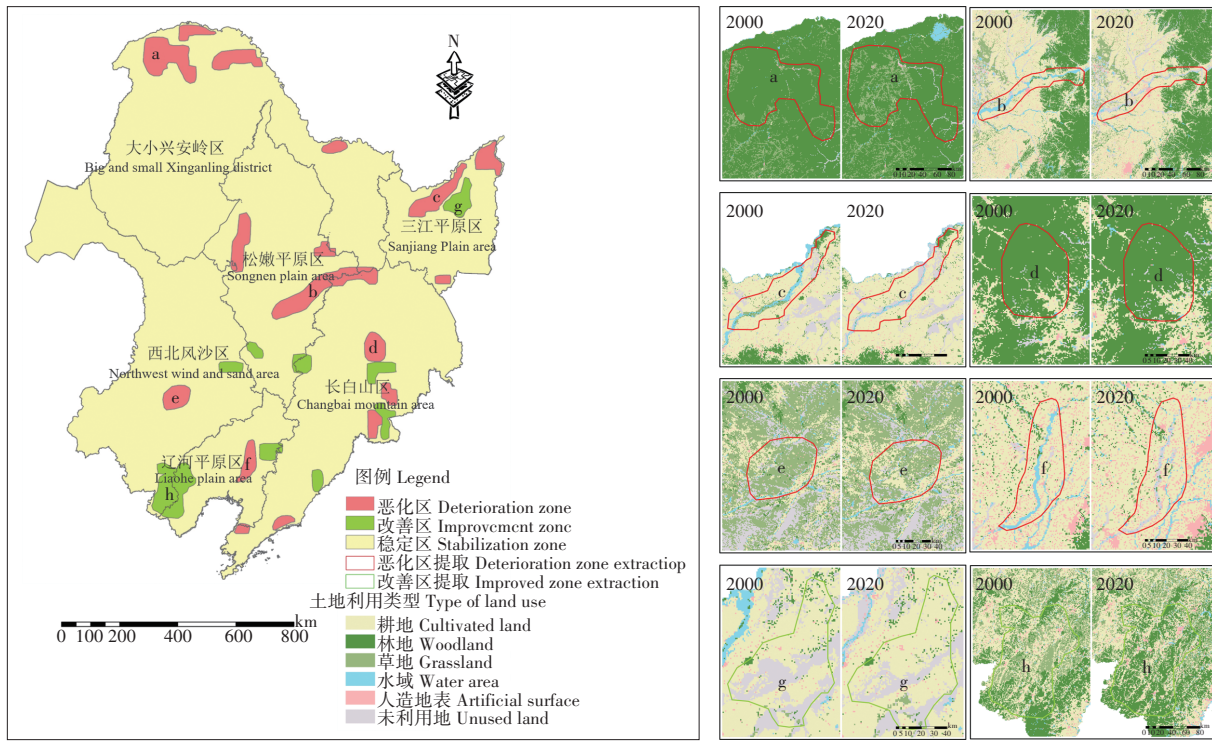


图10 2000-2020年东北黑土区景观生态风险变化及土地利用情况

Figure 10 Landscape ecological risk change and land use in Northeast black soil region from 2000 to 2020

表7 景观生态风险局部区域影响因素地理探测器结果

Table 7 Results of geographic detectors of local influencing factors of landscape ecological risk

区域 Areas	贡献度 Contribution/%								
	高程 Elevation	坡度 Slope	年降水量 Annual precipitation	年均气温 Average annual temperature	植被归一化指数 Vegetation normalization index	GDP	人口密度 Population density	人为干扰度 Human interference	
a	37.52	18.81	50.40	40.42	4.58	17.21	0.25	89.04	
b	53.28	37.39	43.87	48.18	6.95	18.96	6.49	51.42	
c	1.86	3.83	32.90	40.59	27.86	48.62	1.20	50.32	
d	86.25	87.90	50.85	52.13	13.38	4.74	0.21	70.77	
e	11.18	31.05	41.38	33.55	36.28	8.23	9.16	30.60	
f	21.06	26.10	19.02	26.32	0.99	25.95	6.53	41.65	
g	2.22	7.52	18.27	40.11	8.80	42.36	5.86	52.91	
h	32.23	36.76	64.66	32.37	12.63	44.85	5.30	83.71	

指数是e恶化区的重要影响因素,因西北风沙区未利用地占比较高,因此植被对该区域的调控显得尤为重要;在人为因素中,GDP是c恶化区重要的影响因子,经济的快速发展对于区域的景观生态安全起到了非常显著的制约作用,经济活动的增加破坏了原有的土地利用方式,进而恶化了该区域景观生态风险;人为干扰度是a恶化区及h改善区重要的影响因子,a恶化区在研究期间草地面积及人造地表面积增加明显,替代了原本连通的林地景观,导致景观破碎化加重。

3 讨论与结论

东北黑土区景观生态风险高风险区及较高风险区主要集中在耕地周边,耕地周边存在大量的人造地表,加剧了耕地破碎化程度。因此,在今后的修复治理中,政府应重视这些区域的管理和调控,盘活闲置土地资源,通过科学规划和有效管理,使这些土地重新发挥作用;制定并实施严格的土地利用管理政策,限制不合理的开发行为,对于人造地表的开发必须严格限制,同时应加强景观破碎的修复工作,增强农田景观的连续性和稳定性,与此同时也要防止耕地“非农化”“非粮化”,精准实施黑土地保护利用模式,保障耕地资源的生态价值

与生产能力协同发展,确保景观生态风险得到有效控制和管理。

中风险区域主要镶嵌在较低风险和较高风险之间,是影响景观风险格局的重要组成部分,也是未来改善生态安全格局的主要方向,因此,政府应采取一系列措施来维持好中风险区的景观稳定性,制定合理的土地规划和管理政策,促进其向更低风险区发展。同时,也要加强对中风险区的生态监测和评估,及时掌握中风险的变化情况,及时做出优化和调整。

低风险区及较低风险区主要集中在大小兴安岭区及长白山区,区域内森林资源丰富,具有重要的生态功能和环境价值。然而,由于人类活动影响,林地面积有所缩减,这种变化不仅影响了区域的生态平衡,还可能导致生态系统服务功能的下降。今后政府应加强对现有森林资源的保护,通过制定和实施严格的森林保护政策,防止滥砍滥伐,遏制非法开垦和采伐活动,确保森林资源的可持续利用;应该推动森林恢复和重建工程,通过植树造林和自然恢复等手段,增加森林覆盖率,恢复被破坏的森林生态系统,增强森林的生态连通性;还需要改善区域的生态环境监测体系,建立长期的生态监测网络,及时掌握森林资源和生态环境的动态变化,为科学管理提供依据。

总体来看,高风险区的基质景观类型为耕地,虽然2000-2020年东北黑土区生态风险有所恶化,但2020年景观生态风险值较2010年下降程度显著,表明政府在实施保护性耕作技术及多样化黑土保护利用技术模式的过程中,对耕地本身及周边非耕作生境的保护也有所加强,在生态可持续发展及耕地保护方面的努力取得了实质性成效,特别是三江平原及大兴安岭地区生态风险明显降低。近20年来东北黑土区土地利用格局及景观生态风险分布格局一直存在着明显的空间分异,这是自然环境和人文因素共同作用的结果^[43-44]。当地政府可结合黑土地保护利用模式,逐渐改变传统单一耕作模式,推进生态友好型的生产方式,通过推广有机农业、轮作、间作和覆盖作物等,可以有效改善土壤健康,实现可持续发展。东北黑土地的保护与利用模式应在继承传统耕作经验基础上,结合现代生态农业理念,构建多元化、可持续利用体系,以应对当前面临的生态危机和经济挑战。

参考文献:

- [1] 高彬,李琛,吴映梅,等.川滇生态屏障区景观生态风险评价及影响因素[J].应用生态学报,2021,32(5):1603-1613.
GAO B P,LI C,WU Y M,et al.Landscape ecological risk assessment and influencing factors in the ecological barrier area of Sichuan and Yunnan[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2021,32(5):1603-1613.
- [2] 冯晓彤,翟车宇,刘昌杰,等.东北典型黑土坡耕地不同坡位土壤团聚体特征分析[J].东北农业大学学报,2024,55(1):43-49,69.
FENG X T,ZHAI C Y,LIU C J,et al.Analysis of soil aggregate characteristics at different slope positions in typical black soil sloping farmland in Northeast China[J].Journal of Northeast Agricultural University,2019,55(1):43-49,69.
- [3] WANG H,LIU X M,ZHAO C Y,et al.Spatial-temporal pattern analysis of landscape ecological risk assessment based on land use/land cover change in Baishuijiang National nature reserve in Gansu Province,China[J].Ecological Indicators,2021,124:125-136.
- [4] LIU Z H,ZHANG G J,et al.Assessing landscape ecological risk based on landscape pattern and services in Guangzhou during 1990 - 2015[J].Acta Ecologica Sinica,2020,40(10):134-143.
- [5] 张雪茂,董廷旭,杜华明,等.基于景观生态风险评价的涪江流域景观格局优化[J].生态学报,2021,41(10):3940-3951.
ZHANG X M,DONG T X,DU H M,et al.Landscape pattern optimization in Fujiang River basin based on landscape ecological risk assessment[J].Acta Ecologica Sinica,2021,41(10):3940-3951.
- [6] 杜佳衡,王影雪,潘悦,等.高原河谷县域景观生态风险评价与生态安全格局构建:以云南省大理州永平县为例[J].生态学报,2024,43(5):1509-1520.
DU J H,WANG Y X,PAN Y,et al.Landscape ecological risk assessment and ecological security pattern construction in plateau valley counties:A case study of Yongping County,Dali Prefecture, Yunnan Province[J].Chinese Journal of Ecology,2024,43(5):1509-1520.
- [7] 刘焱序,王仰麟,彭建,等.基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J].地理学报,2015,70(7):1052-1067.
LIU Y X,WANG Y L,PENG J,et al.Ecological risk assessment of urban landscape based on three-dimensional framework of ecological adaptability cycle[J].Acta Geographica Sinica,2015,70(7):1052-1067.
- [8] WU J S,ZHU Q L,QIAO N,et al.Ecological risk assessment of coal mine area based on "source-sink" landscape theory:A case study of Pingshuo mining area[J].Journal of Cleaner Production,2021,295:131-143.
- [9] 徐兰,罗维,周宝同.基于土地利用变化的农牧交错带典型流域生态风险评价:以洋河为例[J].自然资源学报,2015,30(4):580-590.

- XU L,LUO W,ZHOU B T.Ecological risk assessment of typical watersheds in agro-pastoral ecotone based on land use change:A case study of Yanghe River[J].Journal of Natural Resources,2015,30(4):580-590.
- [10] 巩杰,赵彩霞,谢余初,等.基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理[J].应用生态学报,2014,25(7):2041-2048.
GONG J,ZHAO C X,XIE Y C,et al.Ecological risk assessment and management of Bailongjiang River basin in Gansu Province based on landscape pattern[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2014,25(7):2041-2048.
- [11] PARVANEH S,HASSAN E.Assessing changes in land use/land cover and ecological risk to conserve protected areas in urban-rural contexts[J].Land,2023,12(1):231-231.
- [12] 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 of Yancheng coastal zone based on land use change[J].Geographical Research,2016,35(6):1017-1028.
- [13] 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.Ecological risk assessment of landscape in Manas River basin based on land use change[J].Acta Ecologica Sinica,2020,40(18):6472-6485.
- [14] SIMMONS C,ASTIER M,WALKER R,et al.Forest transition and fuzzy environments in neoliberal Mexico[J].Land,2023,12(4):840.
- [15] JI Y X,BAI Z K,HUI J W.Landscape ecological risk assessment based on LUCC:A case study of Chaoyang County,China[J].Forests,2021,12(9):1157-1157..
- [16] 耿甜伟,陈海,张行,等.基于GWR的陕西省生态系统服务价值时空演变特征及影响因素分析[J].自然资源学报,2020,35(7):1714-1727.
GENG T W,CHEN H,ZHANG X,et al.Spatiotemporal evolution characteristics and influencing factors of ecosystem service value in Shaanxi Province based on GWR[J].Journal of Natural Resources,2020,35(7):1714-1727.
- [17] CHEN Y L,ZOU W M.Landscape ecological risk assessment and driving factor analysis in Dongjiang River watershed.[J].Chemosphere,2022,307(P3):135835-135835.
- [18] ZHANG X M,DU H M,WANG Y,et al.Watershed landscape ecological risk assessment and landscape pattern optimization: Take Fujiang River basin as an example[J].Human and Ecological Risk Assessment:An International Journal,2021,27(9/10): 2254-2276.
- [19] ZHANG N,YUAN R Y,SCOTT J,et al.Landscape ecological risk of China's nature reserves declined over the past 30 years [J].Ecological Indicators,2023,156:106-114.
- [20] WEN Z.Landscape ecological risk assessment of Chinese coastal cities based on land use change[J].Applied Geography, 2020,117:102174-102174.
- [21] 田鹏,李加林,史小丽,等.浙江省土地利用格局时空变化及生态风险评价[J].长江流域资源与环境,2018,27(12):2697-2706.
TIAN P,LI J L,SHI X L,et al.Temporal and spatial changes of land use pattern and ecological risk assessment in zhejiang Province[J].Resources and Environment in the Yangtze River Basin,2018,27(12):2697-2706.
- [22] 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 variation analysis of land use ecological risk in Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration[J].Acta Ecologica Sinica,2018,38(12):4307-4316.
- [23] 徐英德,裴久渤,李双异,等.东北黑土地不同类型区主要特征及保护利用对策[J].土壤通报,2023,54(2):495-504.
XU Y D,PEI J B,LI S Y,et al.Main characteristics and protection and utilization strategies of different types of black soil in Northeast China[J].Chinese Journal of Soil Science,2023,54(2):495-504.
- [24] 韩晓增,李娜.中国东北黑土地研究进展与展望[J].地理科学,2018,38(7):1032-1041.
HAN X Z,LI N.Research progress and prospect of black land in Northeast China[J].Scientia Geographica Sinica,2018,38(7): 1032-1041.
- [25] 汪景宽,徐香茹,裴久渤,等.东北黑土地地区耕地质量现状与面临的机遇和挑战[J].土壤通报,2021,52(3):695-701. .
WANG J K,XU X R,PEI J B,et al.Status quo of cultivated land quality and its opportunities and challenges in Northeast China[J].Chinese Journal of Soil Science,2019,52(3):695-701.
- [26] 曹丽慧.基于Landsat数据的永定河流域景观格局演变及驱动力分析[D].保定:河北农业大学,2022.
CAO L H.Landscape pattern evolution and driving force analysis of Yongding River basin based on Landsat data[D].Baoding:Hebei Agricultural University,2022.
- [27] 李全峰,陈琳贺,杭艳红,等.东北黑土区土地利用碳排放演变及预测研究[J].东北农业大学学报,2023,54(10):79-88.
LI J F,CHEN L H,HANG Y H,et al.Research on evolution and prediction of carbon emissions from land use in black soil region of Northeast China [J].Journal of Northeast Agricultural University,2023,54(10):79-88.
- [28] 付建新,曹广超,郭文炯.1980—2018年祁连山南坡土地利用变化及其驱动力[J].应用生态学报,2020,31(8):2699-2709.
FU J X,CAO G C,GUO W J.Land use change and its driving force on the southern slope of Qilian Mountain from 1980

- to 2018[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2020,31(8):2699-2709.
- [29] 张 龔,储金龙,李久林,等.基于土地利用变化的徽州地区景观生态风险评价及驱动因素分析[J].内蒙古师范大学学报(自然科学版),2025,54(1):27-36.
ZHANG Y,CHU J L,LI J L,et al.Landscape ecological risk assessment and driving factor analysis for Huizhou area based on land use change[J].Journal of Inner Mongolia Normal University (Natural Science Edition),2025,54(1):27-36.
- [30] 吕乐婷,张 杰,孙才志,等.基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估[J].生态学报,2018,38(16):5952-5960. .
LÜ L T,ZHANG J,SUN C Z,et al.Ecological risk assessment of landscape in river basin based on land use change[J].Acta Ecologica Sinica,2018,38(16):5952-5960.
- [31] ZHU Z Y,MEI Z K,XU X Y,et al.Landscape ecological risk assessment based on land use change in the Yellow River basin of Shaanxi,China[J].International Journal of Environmental Research and Public Health,2022,19(15):9547-9547.
- [32] 王 舒,刘凤莲,陈威廷,等.滇中高原湖泊流域景观生态风险评价及驱动因素识别[J].中国生态农业学报(中英文),2024,32(3):391-404.
WANG S,LIU F L,CHEN W T,et al.Landscape ecological risk assessment and driving factor identification in lake basins in the central Yunnan Plateau[J].Chinese Journal of Eco-Agriculture,2024,32(3):391-404.
- [33] 于 航,刘学录,赵天明,等.基于景观格局的祁连山国家公园景观生态风险评价[J].生态科学,2022,41(2):99-107. .
YU H,LIU X L,ZHAO T M,et al.Landscape ecological risk assessment of Qilian Mountain National Park based on landscape pattern[J].Ecological Science,2022,41(2):99-107.
- [34] 娄 妮,王志杰,何嵩涛.基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价[J].水土保持研究,2020,27(1):233-239. .
LOU N,WANG Z J,HE S T.Landscape ecological risk assessment of Aha Lake National Wetland Park based on landscape pattern[J].Research of Soil and Water Conservation,2019,27(1):233-239.
- [35] 乔 斌,颜玉倩,张婷华,等.基于土地利用变化的西宁市景观生态风险识别及优化策略[J].生态学杂志,2023,42(8):2020-2031.
QIAO B,YAN Y J,ZHANG T H,et al.Landscape ecological risk identification and optimization strategy based on land use change in Xining City[J].Chinese Journal of Ecology,2023,42(8):2020-2031.
- [36] 康丽婷,胡希军,罗紫薇,等.县域水生态空间识别及其分布特征[J].水土保持学报,2022,36(1):170-181.
KANG L T,HU X J,LUO Z W,et al.Spatial identification and distribution characteristics of county water ecology[J].Journal of Soil and Water Conservation,2022,36(1):170-181.
- [37] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.
WANG J F,XU C D.Geodetector:Principle and prospect[J].Acta Geographica Sinica,2017,72(1):116-134.
- [38] 郭少壮,白红英,孟 清,等.1980—2015年秦岭地区景观格局变化及其对人为干扰的响应[J].应用生态学报,2018,29(12):4080-4088.
GUO S Z,BAI H Y,MENG Q,et al.Landscape pattern change and its response to human disturbance in Qinling Mountains from 1980 to 2015[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2018,29(12):4080-4088.
- [39] 刘吉平,董春月,盛连喜,等.1955-2010年小三江平原沼泽湿地景观格局变化及其对人为干扰的响应[J].地理科学,2016,36(6):879-887.
LIU J P,DONG C Y,SHENG L X.Changes of wetland landscape pattern and its response to human disturbance in Xiaosanjiang Plain from 1955 to 2010[J].Scientia Geographica Sinica,2016,36(6):879-887.
- [40] 梁仕豪,李 文,高 宇,等.吉林省生态系统服务价值与景观生态风险关联性及其空间分异[J].应用生态学报,2024,35(3):769-779.
LIANG S H,LI W,GAO Y,et al.Correlation and spatial differentiation of ecosystem service value and landscape ecological risk in Jilin Province[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2019,35(3):769-779.
- [41] 郑可君,李 琛,吴映梅,等.云南边境山区景观生态风险时空演变及其影响因素[J].生态学报,2022,42(18):7458-7469.
ZHENG K J,LI C,WU Y M,et al.Spatial and temporal evolution of landscape ecological risk in border mountainous areas of Yunnan Province and its influencing factors[J].Acta Ecologica Sinica,2022,42(18):7458-7469.
- [42] 孙丽蓉,周冬梅,岑国璋,等.基于地理探测器模型的疏勒河流域景观生态风险评价及驱动因素分析[J].干旱区地理,2021,44(5):1384-1395.
SUN L R,ZHOU D M,CEN G Z,et al.Landscape ecological risk assessment and driving factors analysis in Shule River Basin based on geographic detector model[J].Arid Land Geography,2021,44(5):1384-1395.
- [43] 庄大方,刘纪远.中国土地利用程度的区域分异模型研究[J].自然资源学报,1997(2):10-16.
ZHUANG D F,LIU J Y.Research on regional differentiation model of land use degree in China[J].Journal of Natural Resources,1997(2):10-16.
- [44] 田俊峰,王彬燕,王士君.东北地区土地利用转型特征测度与机制探索[J].经济地理,2020,40(9):184-195.
TIAN J F,WANG B Y,WANG S J.Characteristics and mechanism of land use transition in Northeast China[J].Economic Geography,2020,40(9):184-195.