DOI:10.20176/j.cnki.nxdz.20261103

北方农牧交错带景观格局动态变化、生态风险评估及其空间集聚特征

宋小龙[1,2], 徐　敏[1,2], 王　鹏[3*], 王　鑫[4], 方兴义[1,2]

(1.宁夏师范大学 资源环境与生命科学学院, 宁夏 固原 756099;
2.宁夏师范大学 土壤生态健康与微生物调控重点实验室, 宁夏 固原 756099;
3.宁夏大学 地理科学与规划学院, 宁夏 银川 750021;
4.内蒙古师范大学 地理科学学院, 内蒙古 呼和浩特 010022)

摘　要:北方农牧交错带是我国北方重要生态屏障和粮食安全保障区,分析其景观格局变化并实现生态风险评估,对维护该区域生态安全具有重要意义。基于中国土地覆盖数据集(China's Land-Cover Datasets, CLCD),提取该区域土地利用信息,构建景观生态风险评价模型,探究生态风险空间集聚分异特征。结果表明,北方农牧交错带景观类型发生波动性变化,2010年后,耕地面积持续减少,向草地、林地转出明显;林地面积稳步增加;草地面积呈现"先增后减"波动变化但整体保持相对稳定;建设用地面积缓慢增加;未利用地面积持续减小。耕地景观格局指数呈现差异化变化,其中,破碎度、分离度指数下降,显示耕地空间连通性提升;林地破碎度、分离度指数略有上升;建设用地形状复杂度指数提高。该区域生态风险等级总体呈下降趋势,低、较低生态风险区面积占比从44.46%增加至54.85%,高生态风险区集中分布范围逐步收缩;该区域生态风险空间集聚特征显著,局部莫兰指数(I)从2000年的0.713上升至2023年的0.748;高-高集聚区主要位于长城沿线沙化退化区核心地带、黄土丘陵沟壑区陡坡,低-低集聚区集中分布于生态修复成效显著区,且两类集聚区边界逐渐清晰。研究结果可为多元地理农牧交错带生态韧性与监测评估、区域可持续发展等研究提供参考。

关键词:景观格局;生态风险;时空变化;生态交错带;北方农牧交错带
分类号:(中图)P901;X826　　**文献标志码:**A

生态交错带在生态系统中普遍存在,是多时空尺度内生态系统结构、功能变化相对显著的区域[1],对全球气候变化具有重要指示作用与预警价值。随着人类活动干扰强度持续增大,生态交错带景观生态系统时空异质性日益增大[2]。为此,中国先后实施了"三北"防护林体系建设等重大生态工程,有力推进了国内各类生态交错带的生态修复与重建进程。进入新时期,在多重背景和各种驱动力综合作用下,生态交错带景观格局可能面临多重生态风险,加大了生态交错带生态修复的难度。目前,对于生态交错带景观格局研究,多集中于景观结构、功能与过程模拟[3-4],而针对景观生态风险的系统评估相对较少。因此,推进生态交错带景观生态风险评估工作,对于生态交错带生态环境可持续发展至关重要。景观生态风险评估是生态风险管理的重要组成部分,已成为当前区域综合生态系统评估的主要手段之一。自1992年提出生态风险评估框架以来[5],生态交错带景观生态风险评估的尺度、类型及方法不断深入:尺度从大尺度向不同区域尺度转换[6];类型扩展到土壤等深层次景观生态风险领域[7];方法从单一景观的"源-汇"方法[8]向多元尺度景观格局方法转变[9],其中,景观格局法是目前景观生态风险评估的常用方法。

土地利用变化能够直观反映景观生态风险状况[10],在采用景观格局法进行生态风险评估中被广泛应用[11-14]。农牧交错带作为生态交错带的一种经

收稿日期:2026-03-19
基金项目:国家自然科学基金资助项目(42401367);宁夏自然科学基金资助项目(2026AAC030905)
作者简介:宋小龙(1991—),男,副教授,博士,主要从事干旱半干旱地区环境与生态研究,(电子信箱)82025068@nxnu.edu.cn。
***通信联系人:**王鹏(1993—),男,副教授,博士,主要从事人地系统耦合机制研究,(电子信箱)nxdxwp24@nxu.edu.cn。
引用格式:宋小龙,徐敏,王鹏,等.北方农牧交错带景观格局动态变化、生态风险评估及其空间集聚特征[J].宁夏大学学报(自然科学版中英文),XXXX,XX(XX):1-12.

典类型,是农业区和牧业区的特殊过渡地带,一般分为北方农牧交错带和南方农牧交错带[15],已被列入我国重点保护生态脆弱区[16]。目前,基于土地利用变化的景观生态风险研究,重点关注生态脆弱性评价[17]、生态环境效应[18]、生态系统服务价值变化[19]及其关键驱动力分析[20]等,而将景观格局法系统应用于生态风险评估的研究较少,且缺乏从生态交错带典型区域视角开展针对性研究。因此,学者基于多源数据,通过构建景观评价模型方法,对生态交错带开展景观生态风险评估;但针对重点区域、结合长时序高精度数据的景观生态风险评估有待深入研究。北方农牧交错带是我国北方地区特殊生态过渡地理单元,呈现典型的过渡性[21],在全球气候变化背景下面临诸多生态风险。近年来,学者从不同视角研究该区域,并取得阶段性成果[20,22-25];但研究内容多以生态风险评估及其网络格局优化为主[24-25],且基于中国土地覆盖数据集(China′s Land-Cover Datasets, CLCD)的景观格局及生态风险评估研究较少,尤其是生态风险的空间自相关性研究。文中以我国北方农牧交错带重点区域为研究对象,基于重大生态工程实施关键节点年份的CLCD数据,通过Python计算景观格局指数,构建景观生态风险评估模型,评估不同地理单元的生态风险,进而揭示景观格局阶段性空间集聚效应,以期为该区域生态恢复和景观格局优化提供参考。

1 研究区域概况

依据《关于北方农牧交错带农业结构调整的指导意见》[26],中国北方农牧交错带重点区域包括145个市(区、县、旗)和1个牧场。为了保证研究区范围完整且连续,文中增加16个市(区),最终研究区域包括162个市(区、县、旗),即辽宁省15个、河北省27个、内蒙古35个、山西省37个、陕西省25个、甘肃省14个、宁夏9个。研究区域总面积为47.49×10^4 km^2(34°52′44.96″~45°15′0.96″N,105°11′53.17″~122°57′54.99″E),海拔为-76~2 963 m,以温带大陆性气候为主,年均气温为2~8 ℃,年均降水量在400 mm左右,年际降水量变化较大[27]。研究区域地貌以丘陵和高原为主,还分布有山地、平原及沙地。因此,研究区域主要包括长城沿线沙化退化区、京津冀水源涵养区及黄土丘陵沟壑区等3大类地理单元(图1)。为克服单一宏观尺度分析易掩盖局部空间异质性的局限,对比剖析不同背景下景观格局与生态风险时空演变的尺度效应,以提升评估结果的准确度。

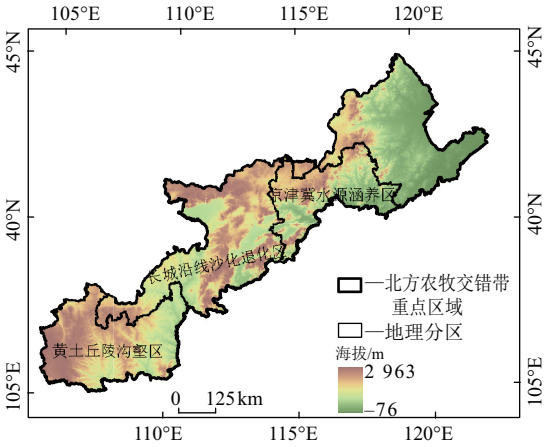


图1 北方农牧交错带重点区域

Fig. 1 Key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone

2 研究方法与数据来源

2.1 研究方法

2.1.1 *风险小区划分方法* 为准确评估研究区域景观格局,文中采用系统抽样法布设样点,以确保采样范围覆盖全部评价单元。依据《地理格网》(GB/T 12409—2009)并参考相关研究[28],按照研究区域的实际情况处理数据。在Arc GIS中划分0.9 km×0.9 km正方形网格,对北方农牧交错带重点区域进行等距离网格化处理,共划分出586 311个风险单元。依据景观生态风险评价模型,计算每一个风险单元的景观格局指数,进而为后续构建景观生态风险模型、量化分析景观生态风险的时空分异特征及开展空间自相关分析提供基础数据。

2.1.2 *景观格局分析方法* 为分析不同类型景观转换情况,结合北方农牧交错带重点区域的土地利用情况、不同景观格局指数的生态学意义,选取破碎度指数、分离度指数、分维度指数、干扰度指数作为生态风险评价指标[29],所有指数均通过Python计算得到。

1)破碎度指数(C_i)。C_i反映自然或人为干扰导致的景观分割程度,C_i越高,显示斑块数量越多且面积小,景观连通性越低[30]。C_i的计算公式为

$$C_i=\frac{n_i}{A_i}, \tag{1}$$

式中:i为景观类型;n_i为斑块数量;A_i为i类景观面积。

2)分离度指数(N_i)。N_i反映不同类型景观中斑块分布的分离程度,能够间接反映斑块受人为干扰的程度[31]。N_i的计算公式为

$$N_i=\frac{A}{2A_i}\sqrt{\frac{n_i}{A_i}}\ , \tag{2}$$

式中：A为景观总面积。

3）分维度指数（F_i）。F_i反映一定尺度下不同类型景观形状的复杂程度[32]。F_i的计算公式为

$$F_i=2\ln(p_i/4)\ln A_i\ , \tag{3}$$

式中：p_i为i类景观周长。

4）干扰度指数（E_i）。E_i反映景观受到的人为干扰程度[33]。E_i的计算公式为

$$E_i=aC_i+bN_i+cF_i\ , \tag{4}$$

式中：a、b、c为相应景观指数的权重。根据中国北方农牧交错带的实际情况[24]，文中a、b、c分别赋值0.5、0.3、0.2。

2.1.3 景观生态风险模型 为定量评估中国北方农牧交错带重点区域生态风险时空格局，构建景观生态风险指数（ecological risk index，ERI）模型，对该区域景观生态风险进行评估。ERI模型主要基于景观损失度指数（R_i）计算。R_i能够表征生态系统自然属性的损失程度[34]，其计算公式为

$$R_i=E_i\times V_i\ , \tag{5}$$

式中：V_i为景观脆弱度指数。参考已有研究结果[35]，结合研究区域特点，对不同景观类型的脆弱度赋值：建设用地6，耕地5，林地4，草地3，水域2，未利用地1。然后，通过归一化处理方法得到标准化V_i。

在R_i基础上，结合风险单元内各类景观要素，构建景观生态风险指数（$I_{i,\mathrm{er}}$）[36]。$I_{i,\mathrm{er}}$的计算公式为

$$I_{i,\mathrm{er}}=\sum_{i=1}^{n}\frac{A_{ki}}{A_k}\times R_i\ , \tag{6}$$

式中：k为风险单元个数；A_{ki}为第k个风险单元中i类景观面积；A_k为第k个风险单元总面积。$I_{i,\mathrm{er}}$越大，显示生态风险等级越高，反之越低。

关于$I_{i,\mathrm{er}}$分级，文中采用自然断点法进行阈值界定。该方法基于数据本身的统计学特征，采用最大化组间差异、最小化组内方差方法，识别数据分布的自然拐点，以消除了人工等间距分级产生的主观偏差。为确保多时序生态风险等级在时间尺度上具有可比性，未对各年份单独分级，而是将2000、2010、2020和2023年4期所有风险单元的$I_{i,\mathrm{er}}$合并为一个整体数据集。然后，统一采用自然断点法分类。最终确定生态风险等级划分范围：$0.01\leqslant I_{i,\mathrm{er}}\leqslant 0.07$为低生态风险等级，$0.07<I_{i,\mathrm{er}}\leqslant 0.10$为较低生态风险等级，$0.10<I_{i,\mathrm{er}}\leqslant 0.13$为中生态风险等级，$0.13<I_{i,\mathrm{er}}\leqslant 0.16$为较高生态风险等级，$0.16<I_{i,\mathrm{er}}\leqslant 1.00$为高生态风险等级。

2.1.4 空间自相关性 为揭示中国北方农牧交错带重点区域生态风险在空间上的分布模式与集聚特征，采用全局与局部空间自相关方法分析[37]。采用莫兰指数（Moran′s I，I）分析全局空间自相关性；当I为正值时，I越大显示空间正相关性越强。通过局部空间自相关分析法，识别具体单元的集聚模式，即“高-低”“低-高”“高-高”和“低-低”4种空间聚类类型[38]。单位面积全局自相关系数（I_{se}^{i}）的计算公式为

$$I_{se}^{i}=\frac{x_s^i-\overline{x}_s}{\delta_s}\times\sum_{j=1}^{m}\boldsymbol{W}_{ij}\times\frac{x_e^i-\overline{x}_e}{\delta_e}\ , \tag{7}$$

式中：x_s^i为变量s第i个栅格单元的属性值；x_e^i为变量e第i个栅格单元的属性值；m为格栅单元数量；δ_s、δ_e分别为变s、e的方差；$\boldsymbol{W}_{ij}$为空间权重矩阵；$\overline{x}_s$为变量s的格栅属性平均值；$\overline{x}_e$为变量e的格栅属性平均值。

2.2 数据来源

文中土地利用数据源自文献[39]。考虑到重大生态政策实施的关键时间节点，选取2000、2010、2020和2023年4期数据进行分析。研究区域行政边界矢量数据来源于自然资源部标准地图服务系统（http://bzdt.ch.mnr.gov.cn/）。利用Arc GIS对原始土地利用类型进行重新分类并整合为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地等6种一级地类（图2）。

3 结果与分析

3.1 景观要素动态变化

统计不同类型景观的面积占比（φ），分析景观动态变化特征（图3）。由图3可知，研究期内，2000年耕地的φ最大（32.99%），在2010年后显著减少；林地的φ持续增加，由2000年的14.00%增加到2023年的17.50%；草地的φ呈现“先增后减”的波动特征，但总体保持相对稳定；水域的φ变化幅度较小；建设用地的φ保持缓慢增长态势；未利用地的φ则呈现持续减少趋势。

2000—2023年，北方农牧交错带重点区域土地利用类型呈现显著转换特征，各景观面积（s）及相互转化关系见表1。耕地的s较稳定，2000年维持耕地属性的s达108 850.79 km^2；同时，耕地大量转出，向草地、林地、建设用地分别转出39 913.19、2 626.12、3 577.30 km^2，反映出“退耕还林还草”等生态工程的显著影响和城镇化与农业设施扩张对耕地的占用问题。林地的s表现出高度稳定性，2000年保持

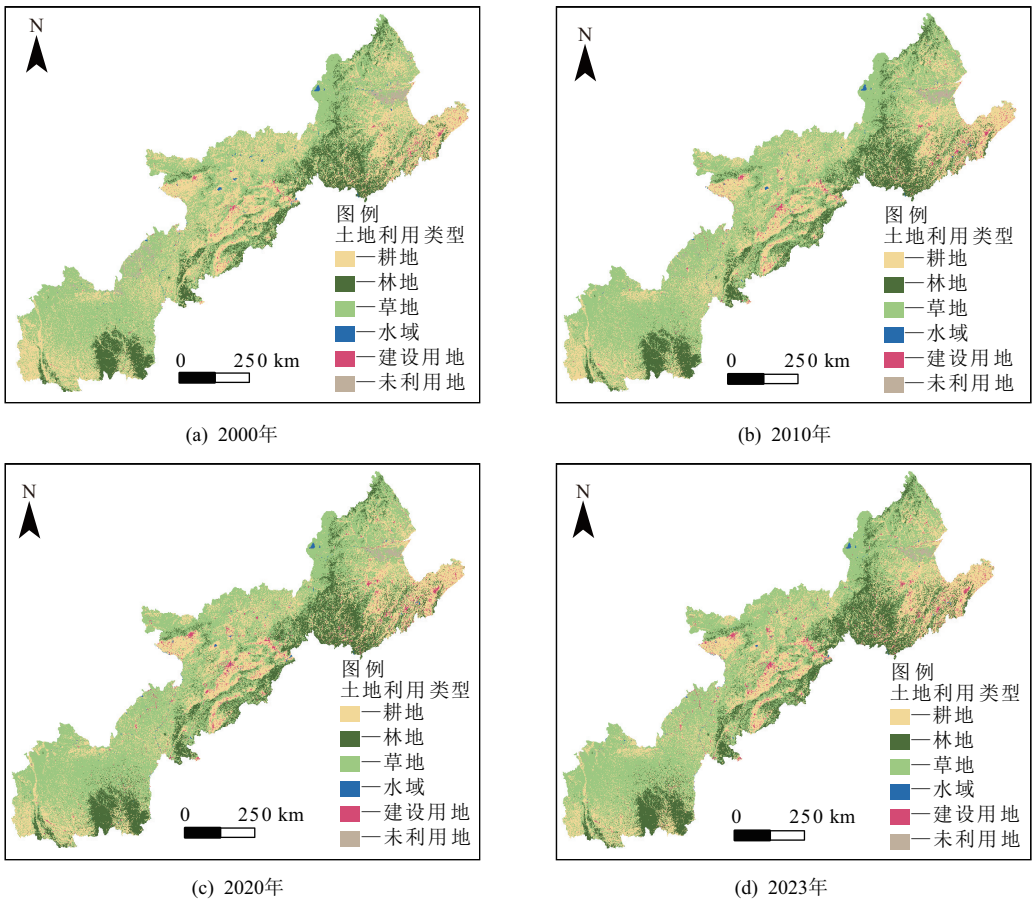


图2 土地利用类型空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of land-use types

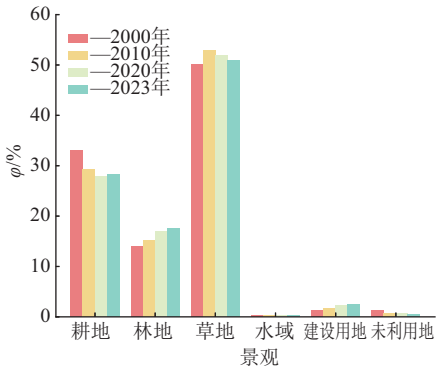


图3 北方农牧交错带重点区域各类景观的面积占比

Fig. 3 Proportions of different landscape types in the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone

林地属性的s达64 229.54 km^2;仅少量林地向耕地(742.56 km^2)和草地(757.35 km^2)转出,说明林地受人类活动干扰较小,生态保护效果显著。草地是该区域φ最高的景观之一,2000年草地的s(195 107.56 km^2)保持稳定,但存在双向转换:一方面,草地向耕地(22 956.28 km^2)和林地(15 479.02 km^2)转出,这可能与农业开发和人工造林有关;另一方面,未利用地向草地转入(4 005.54 km^2),反映出生态修复工程对草地的补充作用。水域的s整体变化较小,但转出特征明显,2000年有250.84、225.71 km^{2}分别转为建设用地、耕地,表明城镇化和农业灌溉可能导致局部水域萎缩。建设用地的s呈扩张趋势,2000年建设用地的s(5 616.60 km^2)保持稳定;同时,建设用地由耕地、草地、水域等少量转入,而建设用地用于耕地、林地或草地等其他类型的s很小。未利用地的s持续减少,主要转向草地(4 005.54 km^2)和耕地(316.28 km^2),显示在通过生态改良将未利用地转化为可利用地的过程中,未利用地向草地的转化占主导。

3.2 景观格局指数时序变化

2000—2023年,北方农牧交错带重点区域景观格局指数,即破碎度指数(C_i)、分离度指数(N_i)、分维度指数(F_i)、干扰度指数(E_i),呈现差异化变化,反映了景观空间结构与其受干扰程度的动态演变过程(表2)。由表2可知,景观格局整体变化体现了生态保护政策对林地、草地的促进作用,城镇化与农业集约化对耕地、建设用地的影响,各类景观空间结构与其受干扰程度均与人类活动强度相匹配。

1)对于耕地,C_i从2000年的0.127 9下降至2023年的0.100 8,N_i从0.038 8下降至0.034 6,显

表1 北方农牧交错带重点区域2000—2023年土地利用转移矩阵

Tab. 1 Land-use transfer matrix for the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone from 2000 to 2023

s/km^2

年份	景观	2023					
		耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
2000	耕地	108 850.79	2 626.12	39 913.19	195.54	3 577.30	55.47
	林地	742.56	64 229.54	757.35	1.32	127.54	0.15
	草地	22 956.28	15 479.02	195 107.56	134.72	1 590.83	791.03
	水域	225.71	6.57	157.51	861.34	250.84	20.22
	建设用地	11.92	0.15	2.40	41.60	5 616.60	0.47
	未利用地	316.28	0.48	4 005.54	11.75	89.18	1 761.32

表2 北方农牧交错带重点区域2000—2023年景观格局指数

Tab. 2 Landscape pattern metrics for the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone from 2000 to 2023

景观	年份	C_i	N_i	F_i	E_i
耕地	2000	0.127 9	0.038 8	0.840 8	0.162 1
	2010	0.115 4	0.037 9	0.821 3	0.148 9
	2020	0.115 4	0.036 8	0.819 8	0.148 1
	2023	0.1008	0.034 6	0.819 1	0.137 4
草地	2000	0.070 9	0.014 0	0.893 2	0.130 3
	2010	0.066 3	0.013 6	0.889 2	0.125 6
	2020	0.075 4	0.015 9	0.881 9	0.130 3
	2023	0.074 4	0.017 1	0.878 7	0.129 2
未利用地	2000	0.030 4	0.014 5	0.586 2	0.028 4
	2010	0.024 3	0.011 6	0.581 1	0.022 1
	2020	0.030 4	0.014 5	0.579 4	0.028 4
	2023	0.024 6	0.013 8	0.581 0	0.022 5
水域	2000	0.007 6	0.004 1	0.574 1	0.007 3
	2010	0.007 6	0.003 6	0.574 1	0.006 4
	2020	0.006 4	0.003 7	0.574 8	0.006 2
	2023	0.006 2	0.003 6	0.576 9	0.006 1
建设用地	2000	0.199 1	0.004 1	0.595 8	0.007 3
	2010	0.193 8	0.102 9	0.605 3	0.167 2
	2020	0.192 8	0.098 3	0.615 8	0.168 5
	2023	0.191 9	0.098 2	0.620 5	0.168 5
林地	2000	0.062 0	0.025 2	0.682 5	0.076 3
	2010	0.060 3	0.024 5	0.691 2	0.077 0
	2020	0.064 7	0.025 2	0.710 9	0.084 8
	2023	0.063 9	0.025 7	0.716 5	0.085 3

示耕地斑块集中化程度提高,耕地连通性提升;F_i从0.840 8下降至0.819 1,表明耕地斑块形态趋于规则,这可能与人工耕作等人为干预密切相关;E_i从0.162 1下降至0.137 4,反映农业生产集约化管理能够降低人为活动对景观的干扰强度。

2)对于草地,C_i、N_i均呈现“先降后升”趋势,二者2023年分别为0.074 4、0.017 1,较2000年略有升高,反映草地斑块受到开垦、造林等人类活动干扰,呈现轻微破碎化特征;F_i从0.893 2下降至0.878 7,显示草地形状复杂度降低;E_i基本稳定(0.1303→0.1292),表明草地受到的人类干扰程度未发生明显变化。

3)对于未利用地,C_i从0.030 4下降至0.024 6,N_i从0.014 5下降至0.013 8,显示未利用地斑块趋于集中且完整性提高;F_i维持在0.58左右,反映未利用地形状较规则;E_i从0.028 4下降至0.022 5,表明未利用地的开发强度减弱,对其生态保护力度需加强。

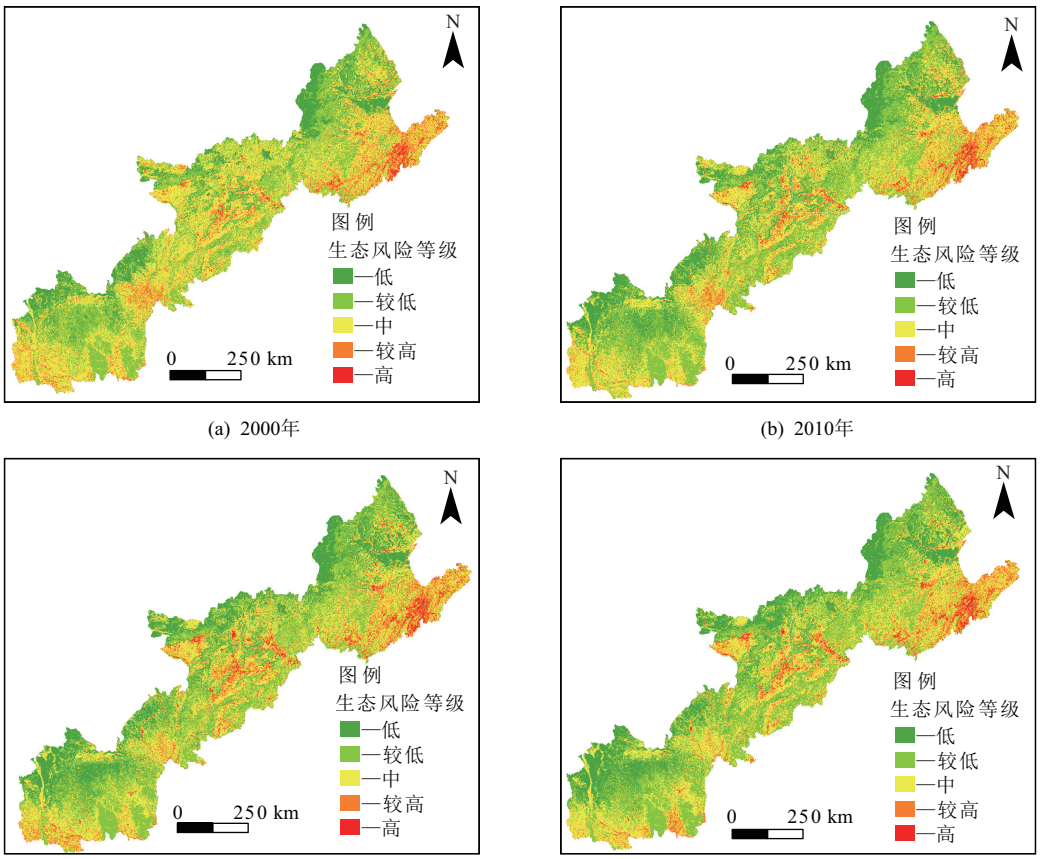
4)对于水域,C_i(0.007 6→0.006 2)和N_i(0.004 1→0.003 6)均呈现下降趋势,反映水域连通性提升;F_i从0.574 1略升高至0.576 9,显示水域形状复杂度略有增加;E_i从0.007 3下降至0.006 1,表明水域承受的人为占用压力减小。

5)对于建设用地,C_i从0.199 1下降至0.191 9,N_i从0.102 9下降至0.098 2,反映城镇斑块呈现集聚化发展趋势;F_i从0.595 8上升至0.620 5,显示建设用地形状趋于复杂;E_i基本稳定在0.168左右,表明建设用地持续受到人类活动干扰但未加剧。

6)对于林地,C_i(0.062 0→0.063 9)和N_i(0.025 2→0.025 7)略有上升,反映林地斑块受到人类开发活动影响,呈现轻微破碎化特征;F_i从0.682 5上升至0.716 5,显示林地形态更接近自然状态;E_i从0.076 3上升至0.085 3,表明造林与采伐等人类活动对林地的干扰强度略有增大。

3.3 景观格局生态风险时空分异特征

北方农牧交错带重点区域景观生态风险等级空间分布见图4。从空间序列看,2000—2023年,低、较低生态风险等级区面积呈现逐年增大趋势,高、较高生态风险等级区面积呈现“降-升-降”的波动性特点。从时间序列看,2000年,高生态风险等级区主要集中在长城沿线沙化退化区的中西部、黄土丘陵沟壑区的局部区域。因草地退化、耕地沙化



(a) 2000年 (b) 2010年

(c) 2020年 (d) 2023年

图4 北方农牧交错带重点区域景观生态风险等级空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of landscape ecological risk levels in the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone

及水土流失问题突出,该区域景观稳定性差。高生态风险等级区面积占比(φ)达1.50%,且高、较高生态风险等级区的总φ为12.98%(图5)。低生态风险等级区则零散分布于京津冀水源涵养区、长城沿线沙化退化区的东北部,黄土高原北部。低生态风险等级区的φ=14.41%,低、较低生态风险等级区的总φ为44.46%。2010年后,长城沿线沙化退化区的高生态风险等级区斑块显著减少且范围明显收缩;而低生态风险等级区在京津冀水源涵养区及黄土丘陵沟壑区呈现连片扩张趋势。2020年,高、较高生态风险等级区的φ从11.45%增加到13.23%。2023年,高生态风险等级区主要分布于黄土丘陵沟壑区南部的局部区域、长城沿线的中西部地区,相比2020年,其φ显著缩小。低、较低生态风险等级区的φ从44.46%增加至54.85%,反映出生态保护工程对区域景观稳定性的提升作用。

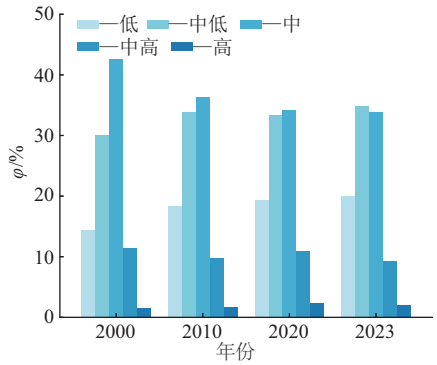


图5 北方农牧交错带重点区域景观生态风险等级面积占比

Fig. 5 Proportions of different landscape ecological risk levels in the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone

2000、2010、2020、2023年,低生态风险等级区φ呈现持续上升趋势,即φ分别为14.41%、18.40%、19.25%、19.96%;中生态风险等级区φ相对稳定;高生态风险等级区φ则呈略上升趋势,即φ分别为1.50%、1.66%、2.32%、1.98%(图5),显示北方农牧交错带重点区域生态风险有所升高,但生态风险变化较小,总体呈改善态势。

3.4 景观格局集聚特征

通过全局莫兰指数(I)及局部空间关联指标(local indicators of spatial association,LISA)聚类分析,揭示北方农牧交错带重点区域景观生态风险的空间自相关特征(图6~图7)。由图6~图7可知,该区

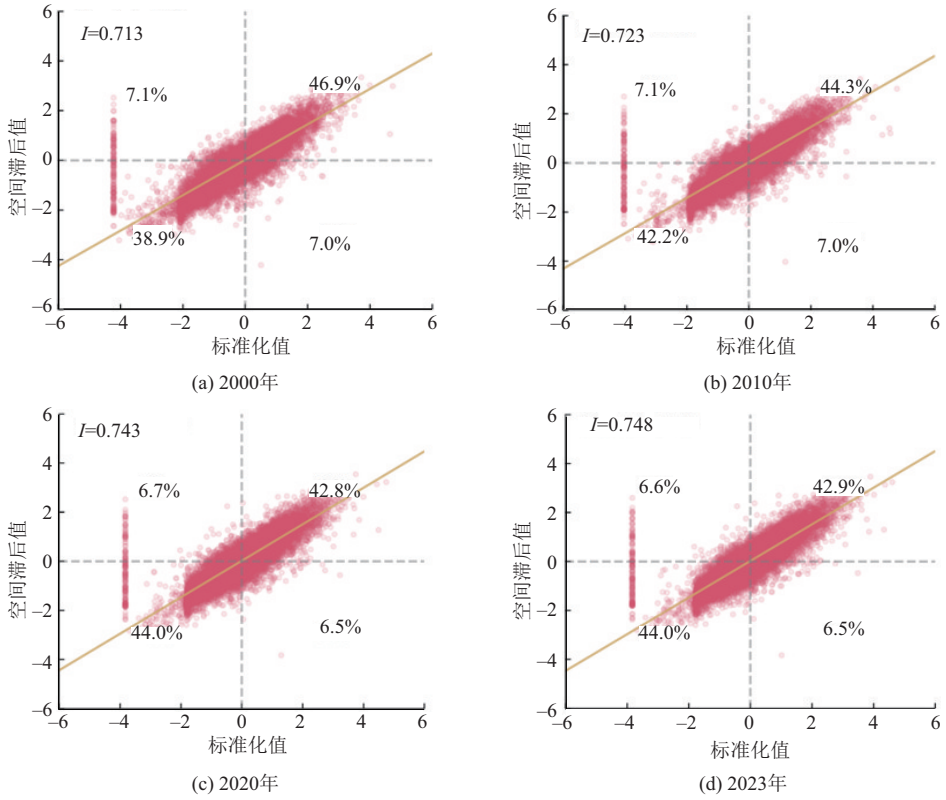


图 6　北方农牧交错带重点区域景观生态风险莫兰指数散点图

Fig. 6　Moran's I scatter plot of landscape ecological risk in the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone

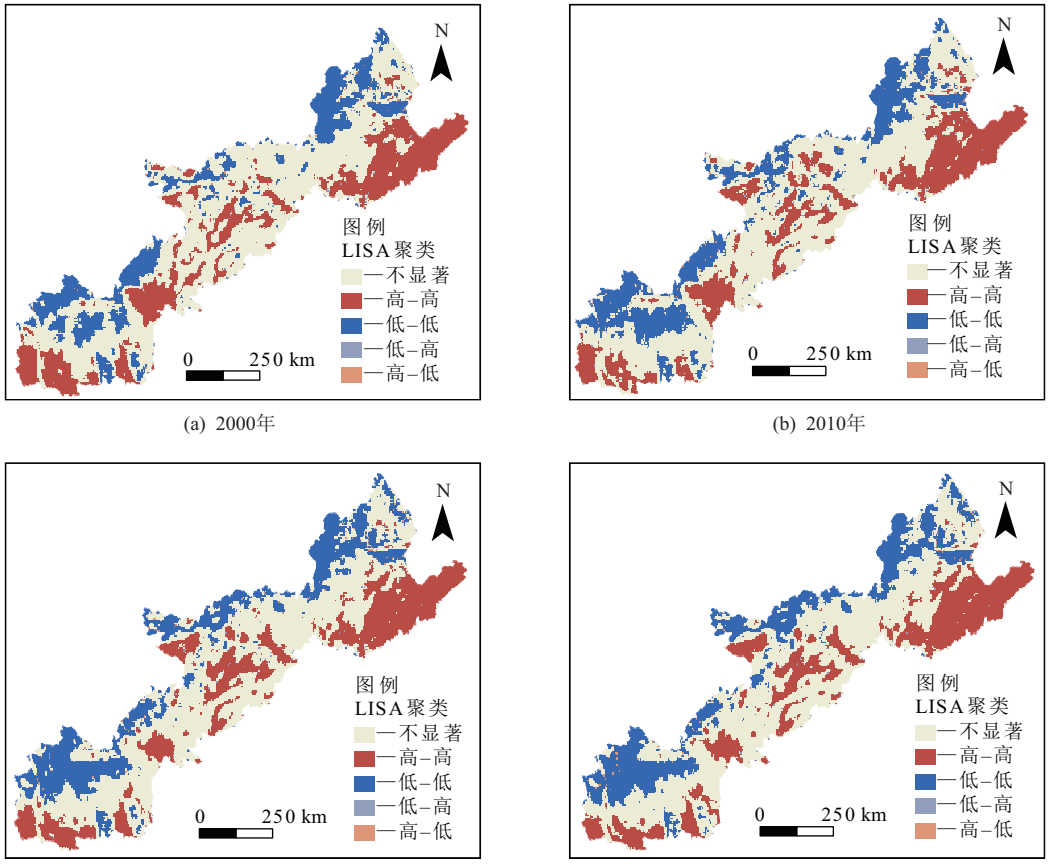


图 7　北方农牧交错带重点区域生态风险等级 LISA 图

Fig. 7　LISA cluster map of ecological risk level in the key areas of the Northern Farming-Pastoral Ecotone

域生态风险存在显著空间集聚效应,集聚强度持续增强。计算I时,空间权重矩阵基于Queen邻接规则构建。I均为正值,显示2000、2010、2020、2023年该区域景观生态风险等级均呈现显著空间正相关关系($P<0.05$),整体呈集聚分布格局。具体来看,I从2000年的0.713升高至2023年的0.748,反映该区域生态风险等级在空间上正相关性持续增强,即高生态风险等级单元与高生态风险等级单元相邻、低生态风险等级单元与低生态风险等级单元相邻的格局较显著。

北方农牧交错带重点区域生态风险等级的空间集聚类型以高-高集聚区和低-低集聚区为主(图7)。整体看,高-高集聚区面积占比(φ)由2000年的25.86%减小至2023年的24.77%,虽然φ减小,但生态风险核心集聚区仍然存在;低-低集聚区的φ从2000年的19.92%持续升高至2023年的23.29%,表明该区域生态恢复的规模效应逐步显现。2000—2023年,在长城沿线沙化退化区内,高-高集聚区呈现明显的东西空间分异特征:中西部的毛乌素沙地、鄂尔多斯核心区的高-高集聚区,呈现明显的破碎化分布特征;但最东段内蒙古东部与辽宁交界带的高-高集聚区,呈现向西扩张态势。低-低集聚区主要分布于北部内蒙古高原边缘和西段沙区外围,在封育禁牧政策下呈连片扩张趋势。黄土丘陵沟壑区生态风险空间集聚特征分异显著:南部陡坡带和侵蚀沟壑区的高-高集聚区空间位置保持稳定;而中北部的低-低集聚区范围大幅度扩张。京津冀水源涵养区生态风险空间集聚特征以不显著类型占绝对主导,仅在南侧、东侧边缘地带零星分布高-高集聚区,尚未形成以大面积低-低集聚区为主导的格局。这表明北方农牧交错带景观生态风险整体趋于稳定,景观结构抗干扰能力相对温和;该区域生态屏障的稳定功能,主要体现在保障各类景观斑块演化过程平稳过渡。

4 讨论

在自然和人为因素共同驱动下,生态交错带对景观格局变化响应较敏感,提升了生态风险发生的可能性。北方农牧交错带是我国生态敏感多元地理过渡地带,也是我国典型的生态交错带之一。长期粗放式开发导致一系列生态环境问题,如草地退化、土地荒漠化及生态功能退化等[24],景观生态风险隐患突出。学者已逐渐意识到揭示生态交错带景观生态风险时空格局及其生态过程具有重要研究价值[40-42]。但是,目前对于中国北方农牧交错带景观格局研究多关注大尺度或小流域,对于重点区域的研究较少。CLCD土地利用数据采用时空滤波与逻辑推理相结合的后处理方法,提高了数据的一致性,但基于CLCD土地利用数据的生态交错带景观格局生态风险评估较少。

在国家实施“三北”防护林体系工程建设、国土空间生态风险防控工作纳入“十四五”发展规划的政策背景下,文中聚焦北方农牧交错带重点区域,开展该区域生态动态变化、风险评估及空间集聚研究。结果显示,北方农牧交错带重点区域的土地利用变化与“退耕还林还草”“三北”防护林等生态工程实施高度契合。2010年后,该区域耕地面积持续减少且向草地大量转出,反映生态政策对土地利用转型的直接驱动作用;建设用地面积缓慢扩张且主要源于耕地占用,说明二十多年的生态保护政策与经济社会发展目标,在土地利用结构方面存在矛盾;林地在土地利用类型中呈现高稳定性,侧面反映了区域生态保护取得一定成效;草地面积呈现“先增后减”波动变化,表明应加大草地生态系统整体保护力度,规避单一管控目标带来的次生生态问题。各景观格局指数差异化变化,揭示了人类活动与生态系统的稳定关联性。如耕地破碎度、分离度指数下降,可能与研究区域农业集约化措施相关,还可能影响该区域的生物多样性;林地轻微破碎化与研究区域大量“碎片化造林”有关,需优化造林布局,以增强景观连通性;建设用地分维度指数上升,反映出城镇“蔓延式”扩张可能会增大该区域内城乡结合带的生态风险。

生态交错带土地利用变化,受气候变化、农牧业用地扩张、城镇化及生态工程等影响。已有研究结果显示,气候变化对土地利用变化产生一定影响,但人为干扰给生态交错带造成的生态风险同样不能忽视[43]。过去二十多年,中国北方农牧交错带借助多样化生产手段,提高物质生产效率,为经济社会发展奠定了坚实基础;但以城镇化、农牧业用地扩张为代表的人为干扰,同样对生态系统乃至气候变化产生一定影响[44-45]。该研究结果显示,与2000年相比,2023年该区域的低、较低生态风险等级区总面积占比提升10.39%,高、较高生态风险等级区总面积占比降低1.75%,表明该区域生态风险等级总体呈下降趋势。该区域生态环境总体较好,这与杜华明等[24]的研究结果一致,进一步验证了生态工程对脆弱生态系统的修复成效。但该区域生态风险的局部差异比较明显,其中,高生态风险等级区面积有所提升,这可能与空间分异与地理单元

自然属性、人类活动干扰紧密相关,需引起警惕。长城沿线沙化退化区中部的高生态风险等级区面积持续减小,这与“京津风沙源治理工程”实施后草地覆盖度提升、土壤侵蚀强度下降密切相关。因坡度大、耕地与坡耕地总面积占比增大,黄土丘陵沟壑区南部(甘肃、陕西一带)的水土流失问题尚未根本解决,仍存在局部高生态风险等级区,需加强坡耕地整治与水土保持措施。此外,局部莫兰指数逐年升高,反映该区域生态风险的空间集聚效应持续增强。同时,生态保护与人类活动空间的异质性显著加剧:高-高集聚区稳定在生态本底脆弱、人类干扰强度较大区域,低-低集聚区集中于生态修复成效显著、人类干扰强度较小区域。两类集聚区边界呈清晰化发展趋势,需实施差异化生态管控策略。例如,高生态风险等级区应加大生态修复力度;低生态风险等级区应巩固现有生态保护成效,进而维系该区域景观生态安全格局。

该研究也存在一定局限性。例如,在数据选取方面,2000年为西部大开发与退耕还林工程的启动年,2010、2020年为生态治理成效的关键年,2023年为可获取的最新数据年;文中将重大生态政策实施的关键年份数据作为截面数据,不能全面评估该区域景观格局时空动态变化。同时,该研究未深入分析气候因子对生态风险等级的影响;生态风险等级评估未结合生物多样性、土壤质量等指标。后续研究应结合多源数据(如气象数据、土壤采样数据),进一步拓展研究维度,进而为我国北方农牧交错带重点区域的生态综合治理提供参考。

5 结论与启示

5.1 结论

北方农牧交错带重点区域景观格局呈动态演变:2010年后,耕地面积持续减少并向草地、林地大量转出,林地面积稳步增加,草地面积小幅波动,建设用地面积缓慢增加,未利用地面积持续减小。该区域景观格局指数同步发生变化:耕地连通性提升,人为干扰强度减弱;林地呈现轻微破碎化态势;建设用地集聚特征突显,斑块形状复杂化。该区域生态风险等级总体下降,低、较低生态风险等级区面积占比由44.46%升至54.85%,高生态风险等级区面积明显减小;生态风险空间集聚特征明显,局部莫兰指数升高至0.748,高-高、低-低集聚区分布稳定、边界清晰,区域整体生态风险空间集聚效应持续增强,空间分异程度加大。

5.2 启示

1)巩固退耕还林还草成果,控制建设用地无序扩张。鉴于耕地面积持续减少并大量转向草地和林地,应持续落实退耕还林还草和草原生态保护补助奖励政策,防止已退耕地“复耕反弹”。同时,部分耕地转成建设用地,表明城镇化进程仍在持续推进。建议在国土空间规划中划定城镇开发边界,严格控制占用优质耕地,进而推动建设用地集约节约利用;同时,防止城镇低密度蔓延,避免对其边缘区生态系统造成干扰。

2)优化造林格局,保护草地生态系统完整性。林地面积虽然稳步增加,但受到区域碎片化造林影响。建议未来生态造林工程从重面积转向重格局,优先在现有林地斑块周边补植扩绿,杜绝在草地斑块内开展插花式造林,从而提高林地景观连通性和整体生态功能。针对草地面积呈现“先增后减”波动特征,应加强对草地的动态监测,严格控制草地开垦和过度放牧,严守草地生态红线,从而维护草地生态系统完整性和连续性。

3)实行差异化生态风险管控策略,防范局部区域风险呈现极化态势。北方农牧交错带重点区域总体生态风险等级下降,但局部区域的生态风险等级上升、空间极化格局突显。建议采用分区分类管理策略:对于长城沿线沙化退化区,持续推进植被恢复和风沙治理工程,巩固生态风险等级下降的治理成效;对于黄土丘陵沟壑区内坡耕地集中区,持续推进水土保持林建设,降低区域水土流失风险;对于已经形成的低生态风险等级连片区(如京津冀水源涵养区、黄土丘陵沟壑区北部),实施生态风险预警阈值管理,严控建设用地盲目扩张、旅游无序开发,防止区域现有生态平衡遭到破坏。同时,在高-高聚集区探索生态移民和产业替代相结合的综合治理模式,阻断生态风险自我强化链条。

4)构建基于多源数据融合的生态风险动态评估体系,提高风险预警能力。建议地方管理部门建立健全“天空地一体化”生态风险监测网络,定期开展生态风险动态评估与趋势预测,为差异化管理提供实时科学依据,进而提升北方农牧交错带重点区域生态风险管理的精细化水平。

参考文献:

[1] 欧晓昆,柳小康,张志明,等. 生态交错带宽度判定及其影响因子研究进展[J]. 生态科学,2011,30(1):

88-96.
[2] 杨振林,石培礼.高山树线交错带的景观格局与生态过程[J].地理科学进展,2007,26(1):44-55.
[3] 张学俭,冯锐.近10年宁夏盐池县生态景观格局动态变化研究[J].宁夏大学学报(自然科学版),2006,27(4):369-372.
[4] 张启扬,刘仁志,栾朝旭.基于PLUS模型的典型农牧交错带土地利用驱动力分析与多情景模拟[J].水土保持研究,2025,32(1):368-378.
[5] Liu Di, Chen Hai, Zhang Hang, et al. Spatiotemporal evolution of landscape ecological risk based on geomorphological regionalization during 1980—2017: A case study of Shaanxi Province, China[J]. Sustainability, 2020, 12(3): 941.
[6] Meng Jijun, Xiang Yunyun, Qun Yan, et al. Assessment and management of ecological risk in an agricultural-pastoral ecotone: Case study of Ordos, Inner Mongolia, China[J]. Natural Hazards, 2015, 79(1): 195-213.
[7] Bao Feifei, Zhou Yang, Zhang Zhengyu, et al. A perspective of spatial variability and ecological risks of antibiotics in the agricultural-pastoral ecotone soils in eastern Inner Mongolia[J]. Chemosphere, 2024, 456: 141627.
[8] 陈利顶,傅伯杰,徐建英,等.基于"源-汇"生态过程的景观格局识别方法:景观空间负荷对比指数[J].生态学报,2003,23(11):2406-2413.
[9] Guo Jia, Li Yanhong, Ma Jun, et al. Changes of Chinese forest-grassland ecotone in geographical scope and landscape structure from 1990 to 2020[J/OL]. Ecography, 2024(9): e07296. https://doi.org/10.1111/ecog.07296.
[10] 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.
[11] 张星山,杨恒,马雯秋,等.基于景观格局的丘陵山区耕地生态风险评价[J].智慧农业(中英文),2024,6(3):58-68.
[12] Li Shaojing, He Wenxi, Wang Lei, et al. Optimization of landscape pattern in China Luojiang Xiaoxi basin based on landscape ecological risk assessment[J]. Ecological Indicators, 2023, 146: 109887.
[13] Zhang Hengrui, Zhang Le, Ma Xiaomeng, et al. The declining trend of landscape ecological risk in Inner Mongolia over the past 30 years[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2024, 30(7/8): 680.
[14] Wang Qianxu, Zhang Pengyan, Chang Yinghui, et al. Landscape pattern evolution and ecological risk assessment of the Yellow River Basin based on optimal scale[J]. Ecological Indicators, 2024, 158: 111381.
[15] Gao Jixi, Lü Sihai, Zheng Zhirong, et al. Typical ecotones in China[J]. Journal of Resources and Ecology, 2012, 3(4): 297-307.
[16] 蒙吉军,张彦儒,周平.中国北方农牧交错带生态脆弱性评价究:以鄂尔多斯市为例[J].2010,中国沙漠,30(4):850-856.
[17] 史培军.中国北方农牧交错带土地利用时空格局与优化模拟[M].北京:科学出版社,2009.
[18] 王瑞洁,张宇,白旭,等.农牧交错带土地利用结构变化对于生态环境的影响研究:以内蒙古自治区鄂尔多斯市伊金霍洛旗为例[J].上海国土资源,2024,45(4):19-26.
[19] 石智宇,蒲万平,董霁红.中国北方农牧交错带土地利用变化及其对生态系统服务价值的影响[J].环境科学,2025,46(4):2373-2384.
[20] 孙小明,赵昕奕.气候变化背景下我国北方农牧交错带生态风险评价[J].北京大学学报(自然科学版),2009,45(4):713-720.
[21] 何立环,董贵华,王伟民,等.中国北方农牧交错带2000—2010年生态环境状况分析[J].中国环境监测,2014,30(5):63-68.
[22] 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.
[23] Lu Chunxia, Deng Ou, Li Yiqiu. A study on spatial variation of water security risks for the Zhangjiakou Region[J]. Journal of Resources and Ecology, 2021, 12(1):91-98.
[24] 杜华明.北方农牧交错带景观生态风险评价及格局优化研究[J].河北师范大学学报(自然科学版),2022,46(1):94-102.
[25] 鄢继选.中国农牧交错带景观生态风险评价与生态安全格局构建研究[D].兰州:甘肃农业大学,2022.
[26] 丁玎,任亮.减碳视角下北方农牧交错带农业结构调整法治体系构建[J].草地学报,2025,33(5):1557-1566.
[27] 曾晟轩.典型西北农牧交错带气候水热时空规律研究[D].兰州:兰州大学,2018.
[28] 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.
[29] 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.
[30] Guo Yatong, Wang Wei, Zhang Xitang, et al. Revealing the impact of urbanization on landscape ecological risk: A case study of the lower reaches of the Yangtze River, China[J]. Frontiers in Environmental Science, 2025, 13: 1589832.
[31] Zhang Shuhan, Jiang Hailing, Yu Hailin, et al. Construction of landscape ecological network based on MCR risk assessment model: A case study of Liaon-

ing province, China[J]. Ecological Indicators, 2024, 166: 112549.

[32] Peng Jian, Wang Yanglin, Zhang Yuan, et al. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns[J]. Ecological Indicators, 2010, 10: 217-223.

[33] Liu Yongchao, Liu Yongxue, Li Jianlin, et al. Evolution of landscape ecological risk at the optimal scale: A case study of the open coastal wetlands in Jiangsu, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018, 15(8): 1691.

[34] 李志英,李媛媛,薛梦柯,等. 昆明市景观格局变化及其生态环境效应研究[J]. 西南林业大学学报(自然科学版),2023,43(4):152-163.

[35] 刘建华,许皞,王耀,等. 基于土地利用格局变化的生态风险与固碳功能评价:以河北省黄骅市为例[J]. 中国生态农业学报,2018,26(8):1217-1226.

[36] 杨也,李辉,贾玉婷,等. 近20年西南地区生态风险演变及其驱动机制:以四川盆地为例[J]. 水土保持研究,2026,33(1):284-294.

[37] Anselin L. Local indicators of spatial association: LISA [J]. Geographical Analysis, 1995, 27(2): 93-115.

[38] 关靖云,孙之阳,徐晓亮,等. 卡拉麦里国家公园创建区生态价值和社会价值的权衡协同[J]. 生态学报,2025,45(6):3006-3020.

[39] Yang Jie, Huang Xin. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019 [J]. Earth System Science Data, 2021, 13(9): 3907-3925.

[40] Wu Jiaru, Han Peng, Zhai Jiwu, et al. Innovative perspectives on ecological assessment in the agro-pastoral ecotone of Inner Mongolia: An integrated evaluation and forecast of landscape and ecological risks and drivers[J]. Land, 2024, 13(11): 1849.

[41] Yang Le, Yan Jixuan, Li Guang, et al. Dynamic simulation of landscape ecological risk in Gansu's farming-pastoral ecotone based on topographic gradients[J]. Frontiers in Environmental Science, 2025, 13: 1523892.

[42] Yan Jixuan, Li Guang, Qi Guangping, et al. Dynamic prediction and impact factors analysis of ecological risk in Chinese farming-pastoral ecotone[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2023, 29(1): 123-143.

[43] 马玉峰,高春香. 农牧交错带气候变化对土地利用的影响及对策:以内蒙古伊金霍洛旗为例[J]. 内蒙古气象,2013(4):24-28.

[44] 郝丹. 内蒙古东部农牧交错带生态系统健康指数预测评估[J]. 地理科学研究,2025,14(1):114-121.

[45] 吴可欣,税伟,张永永,等. 基于生态优先与未来情景模拟的城市群国土空间开发适宜性评价:以闽三角城市群为例[J]. 宁夏大学学报(自然科学版),2023,44(4):377-383.

Dynamic Changes in Landscape Patterns, Ecological Risk Assessment, and Spatial Clustering in the Northern Farming-Pastoral Ecotone

SONG Xiaolong[1,2], *XU Min*[1,2], *WANG Peng*[3*], *WANG Xin*[4], *FANG Xingyi*[1,2]

(1. College of Resources, Environment, and Life Sciences, Ningxia Normal University, Guyuan 756009, China;
2. Key Laboratory of Soil Ecological Health and Microbial Regulation, Ningxia Normal University, Guyuan 756009, China;
3. School of Geography and Planning, Ningxia University, Yinchuan 750021, China;
4. College of Geographical Science, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China)

Abstract: The Northern Farming-Pastoral Ecotone is an important ecological barrier and a key area for ensuring food security in northern China. Analyzing changes in its landscape patterns and assessing ecological risks are of great significance for maintaining regional ecological security. Based on the China's Land Cover Dataset (CLCD), land-use information for the study area was extracted, a landscape ecological risk assessment model was constructed, and the spatial clustering characteristics of ecological risk were investigated. The results showed that the landscape types in the Northern Farming-Pastoral Ecotone underwent fluctuating changes. After 2010, the area of cultivated land continued to decrease, with substantial conversions to grassland and forestland; the area of forestland increased steadily; the area of grassland fluctuated, first increasing and then decreasing, but remained generally stable; the area of construction land increased slowly; and the area of unused land continued to decline. The landscape pattern metrics varied among land-use types. The fragmentation and separation indices of cultivated land decreased, indicating improved spatial connectivity, whereas those of forestland increased slightly. The shape complexity index of construction land increased. Overall, ecological

risk in the study area showed a downward trend. The proportion of areas with low and relatively low ecological risk increased from 44.46% to 54.85%, while the concentrated distribution of high-ecological-risk areas gradually contracted. Ecological risk exhibited significant spatial clustering, with the local Moran's I increasing from 0.713 in 2000 to 0.748 in 2023. High-high clustering areas were mainly distributed in the core zones of desertified and degraded areas along the Great Wall and on steep slopes in the loess hilly and gully regions, while low-low clustering areas were concentrated in regions where ecological restoration had achieved notable results, and the boundaries of the two types of clustering areas gradually became clearer. These findings provide a reference for ecological resilience research, monitoring and assessment, and regional sustainable development in farming-pastoral ecotones with diverse geological settings.

Key words: landscape pattern; ecological risk; spatiotemporal variation; ecotone; Northern Farming-Pastoral Ecotone

(责任编辑 高继红)