

DOI: 10.5846/stxb202105111234

王敏, 胡守庚, 张绪冰, 张学斌, 吴思. 干旱区绿洲城镇景观生态风险时空变化分析——以张掖绿洲乡镇为例. 生态学报, 2022, 42(14): 5812-5824.  
Wang M, Hu S G, Zhang X B, Zhang X B, Wu S. Spatio-temporal evolution of landscape ecological risk in oasis cities and towns of arid area: A case study of Zhangye Oasis Township. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 5812-5824.

# 干旱区绿洲城镇景观生态风险时空变化分析 ——以张掖绿洲乡镇为例

王 敏<sup>1</sup>, 胡守庚<sup>2,3</sup>, 张绪冰<sup>1,\*</sup>, 张学斌<sup>4</sup>, 吴 思<sup>2,3</sup>

1 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院, 武汉 430074

2 中国地质大学(武汉)公共管理学院, 武汉 430074

3 自然资源部法治研究重点实验室, 武汉 430074

4 西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070

**摘要:** 科学评估与分析干旱区绿洲乡镇景观生态风险, 对优化绿洲土地资源管控和维护干旱区绿洲生态系统稳定性具有重要现实意义。以张掖市绿洲乡镇为对象, 基于土地利用数据和景观格局指数, 结合 ArcGIS 空间分析功能, 研究其景观生态风险时空特征及影响因素。结果表明: 1987—2018 年, 耕地和建设用地变化明显, 分别增加 429.03 km<sup>2</sup> 和 236.26 km<sup>2</sup>; 整体景观生态风险呈下降趋势, 并呈“南北高、中间低”格局特征; 各乡镇风险水平在空间上正向聚集, 位于绿洲边缘地区的乡镇风险变化明显; 人为活动干扰是近年风险水平变化的主要因素。研究成果可为西北干旱区绿洲生态保护与治理提供决策参考。

**关键词:** 干旱区; 景观生态风险; 相关性分析; 影响因素; 张掖绿洲乡镇

## Spatio-temporal evolution of landscape ecological risk in oasis cities and towns of arid area: A case study of Zhangye Oasis Township

WANG Min<sup>1</sup>, HU Shougeng<sup>2,3</sup>, ZHANG Xubing<sup>1,\*</sup>, ZHANG Xuebin<sup>4</sup>, WU Si<sup>2,3</sup>

1 School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, China

2 School of Public Administration, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, China

3 Key Laboratory of Rule of Law Research, Ministry of Natural Resources, Wuhan 430074, China

4 School of Geography and Environmental Sciences, Northwest normal University, Lanzhou 730070, China

**Abstract:** The scientific assessment and analysis of landscape ecological risks in oasis towns is of great practical significance for optimizing management and control of oasis land resources and maintaining the stability of oasis ecosystem in arid areas. Based on land use data and landscape pattern index, combined with ArcGIS spatial analysis function, this paper studied the temporal and spatial characteristics and influencing factors of landscape ecological risk in oasis towns in Zhangye City. The results showed that the cultivated land and construction land have changed significantly from 1987 to 2018, with an increase of 429.03 km<sup>2</sup> and 236.26 km<sup>2</sup>, respectively. The overall landscape ecological risk level showed a downward trend and the pattern of high in the north and south while low in the middle. The risk level of each township is positively aggregated in space, and the dramatic change of the estimated risk was also found on the edge of the oasis. Human disturbance is the main factor of risk level change in recent years. The research results can provide decision-making reference for ecological protection and management of oases in arid areas of northwestern China.

基金项目: 国家社科基金重大项目(18ZDA053); 国家自然科学基金项目(41661035)

收稿日期: 2021-05-11; 网络出版日期: 2022-03-23

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zxubing@cug.edu.cn

**Key Words:** arid area; landscape ecological risk; correlation analysis; influencing factors; Zhangye Oasis township

干旱区是对气候变化和人类活动最为敏感的地区之一,生态环境一直很脆弱<sup>[1]</sup>。我国干旱区约占国土面积的 1/3,蕴藏着丰富的光、热和矿产等资源,为社会经济发展提供着可靠的物质基础<sup>[2]</sup>。绿洲城市作为干旱区典型的自然-人工复合系统,聚集了地区 90% 以上的社会财富和人口,人地关系复杂且敏感<sup>[3]</sup>。一方面,“西部大开发”、“一带一路”倡议实践进程加快,使得人口增长、城市发展等需求对区域生态系统稳定性造成剧烈影响<sup>[4]</sup>;另一方面,随着“生态文明”以及“山水林田湖草沙生命共同体”建设不断推进,区域生态系统也会随之发生变化。近年来绿洲草地退化、土地荒漠化、生物多样性减少等生态环境等问题被不断凸显<sup>[5]</sup>,绿洲城市的生态系统稳定性和生态安全受到威胁,这对推动形成“美丽中国”蓝图以促进社会经济协调可持续发展提出重大挑战。因此,如何诊断区域生态状况识别其生态风险,生态风险又呈现何种时、空间态势,这种态势又可给绿洲城市土地资源利用与保护带来何种启示? 上述问题的回答不仅是推动绿洲城市发展与生态环境交互机理研究的关键,更是未来追寻绿洲城市可持续发展路径的重要研究内容。

景观生态风险作为识别区域生态风险、衡量区域生态安全的一种有效手段。指自然或人为因素影响下景观格局与生态过程相互作用可能产生的不利后果,强调景观格局对生态过程或功能的影响,注重风险的时空异质性和尺度效应,致力于实现多源风险的综合空间表征与可视化<sup>[6]</sup>。近年来诸多学者针对流域<sup>[7-8]</sup>、城市<sup>[9-10]</sup>、矿区<sup>[11-12]</sup>、海岸带<sup>[13-14]</sup>、自然保护区<sup>[15-16]</sup>、湿地<sup>[17-18]</sup>等人类活动剧烈和生态敏感脆弱区域开展了大量研究且取得丰硕成果。随着城市化的快速推进和对城市可持续发展的重视,国内外学者对城市景观生态风险尤为关注。其中,国外学者更加偏向从微观角度和适宜性方法探索等去评估城市区域的生态风险状况。如 Pérez 等<sup>[19]</sup>通过土壤沉积物和地表水中杀虫剂使用情况评估了阿根廷潘帕斯地区土地利用生态风险状况。Islam 等<sup>[20]</sup>通过调查不同土地用途的城市土壤中有害元素的变化评估了孟加拉国首都 Dhaka 的生态风险潜在来源及特征。Yanes 等<sup>[21]</sup>从生态风险定义出发构建基于“自然现象+人类压力”的框架用来评估哥伦比亚 Antioquia 沿海地区的生态风险。而国内学者则直接从城市类型、方法以及地理位置等着手探索分析城市景观生态风险的时空动态分异。如李少玲等<sup>[22]</sup>对面临转型的资源型城市乌海市及周边县域进行了景观生态风险时空评价。胡云峰等<sup>[23]</sup>通过城市生态价值和城市景观生态受损率对北京天坛地区进行了现状评估。张文等<sup>[24]</sup>选取位于我国沿海地区城市扩张迅速的 48 个城市,重点研究了城市化对沿海城市生态系统的影响。整体上,目前关于城市景观生态风险的研究多在沿海经济发达区、快速城市化地区以及部分资源型城市等,相较于大量针对人为活动剧烈和工矿业密集地区的城市研究而言,立足于干旱区沙漠绿洲、荒漠过渡带和农牧交错带等生态脆弱且对全球环境变化具有强烈响应的绿洲城市关注较少。

张掖市是西北干旱区典型绿洲城市,随着“一带一路”深入实施与生态文明建设,在如何合理聚集产业和人口,更好的承担起“丝绸之路经济带”重要节点城市、促进区域绿色可持续发展等方面仍面临一系列问题。厘清张掖市景观生态风险时空演变特征及驱动因素,一方面,有助于更好的优化城市资源配置、社会经济与生态保护协调发展,另一方面,对维系河西走廊绿洲生态系统的稳定性具有现实意义,进而对维护我国西北生态安全格局具有积极作用。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

张掖市位于甘肃省西北部,河西走廊中段(37°28'—39°57'N,97°20'—102°12'E),辖甘州区、高台县、临泽县、民乐县、山丹县和肃南裕固族自治县(图 1),总面积  $3.86 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,集聚了黑河流域 80% 以上的绿洲、人口、GDP 和耕地资源。随着社会经济迅速发展、城市化大幅提升等,区域总人口由 1987 年的 67.4 万人增长至 2018 年的 123.38 万人,期间工、农业发展形势良好,截至 2018 年三次产业结构为 21.85:22.27:55.87,逐步趋于合理。其社会经济活动主要集中在绿洲区域,但由于绿洲生态基底较为薄弱,伴随“三西建设”、“西部大开

发”和“一带一路”倡议实践,人类活动干扰强烈,使得地表覆被长期受到外界胁迫,导致区域地表景观格局发生较大变化,进而影响着区域生态风险。为更加客观直接地表达生态风险演变特征,便于决策者有针对性的制定适应性管理政策,本文以张掖绿洲<sup>[25]</sup>所在乡镇作为评价单元。

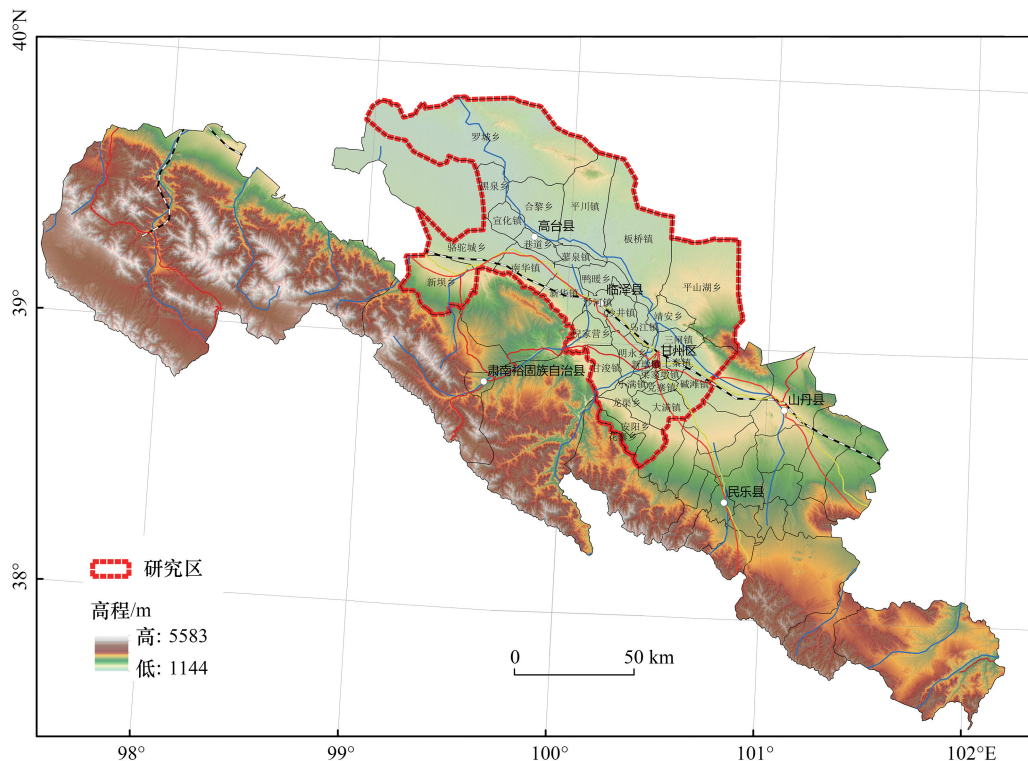


图1 张掖市及研究区位置示意图

Fig.1 Location map of Zhangye City and research area

## 1.2 数据来源

选取张掖绿洲人类活动较为明显时段(1987、1995、2005、2018年)的 Landsat/TM 影像数据(<http://www.gscloud.cn>)。参照《土地资源现状分类》(GB/T21010—2017)和全国遥感监测土地利用/覆盖分类体系方法,结合张掖市的景观特点,按照区分差异性、归纳共同性方法,将研究区景观划分为林地、草地、水域、耕地、建设用地及未利用地6种类型(图2)。此外还参考了张掖市各区、县统计年鉴、《中国县域统计年鉴.2018(乡镇卷)》以及张掖市行政区划、高程等相关辅助数据。

## 1.3 研究方法

### 1.3.1 景观生态风险模型构建

文章采用常见的“损失与概率累乘”范式<sup>[26]</sup>构建综合景观生态风险指数(ERI)来表征生态风险时、空间特征。具体指数及含义如表1。

### 1.3.2 景观生态风险空间格局测度

基于探索性空间数据分析方法揭示张掖绿洲乡镇景观生态风险分布格局。其中,利用全局空间 Moran's  $I$  判断景观生态风险是否存在统计上的集聚或分散现象,局部空间 Moran's  $I$  判断是否存在空间上的集聚或分散现象,以此来揭示研究对象之间的空间相互作用机制<sup>[30]</sup>。其具体公式如下:

$$\text{Global Moran's } I = \left[ \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n W_{ij} (X_i - \bar{X}) (X_j - \bar{X}) \right] / (S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n W_{ij})$$

$$S^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2, \bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n X_i$$

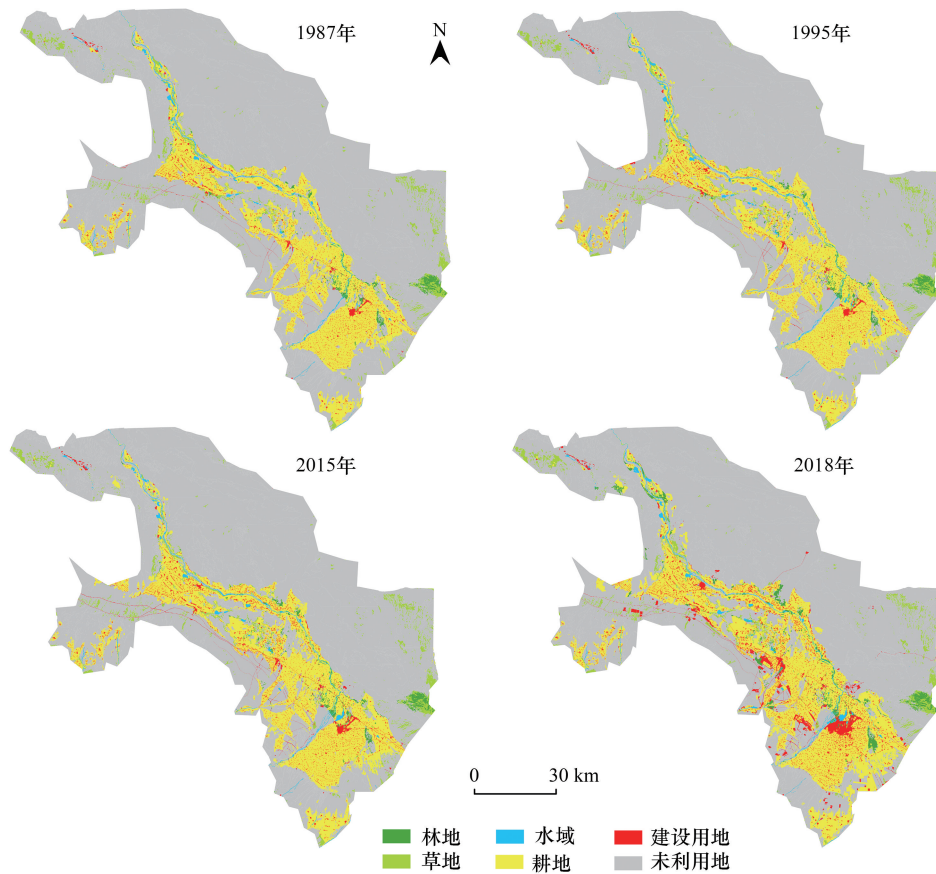


图 2 1987—2018 张掖绿洲土地利用分类

Fig.2 Classification of land use in Zhangye Oasis from 1987 to 2018

式中,  $X_i$  和  $X_j$  为空间单元  $i$  和  $j$  的属性值,  $W_{ij}$  是空间权重矩阵元素, 表示各空间单元临近关系,  $n$  为风险单元数量。Moran's  $I$  范围为  $[-1, 1]$ , 当  $I=0$ , 呈随机性, 全局空间显著无关;  $I>0$ , 正相关, 空间要素在整体区域聚合;  $I<0$ , 负相关, 空间要素离散。

$$\text{Local Moran's } I = \frac{1}{S_2} (X_i - \bar{X}) \sum_{j \neq i}^n W_{ij} (X_j - \bar{X})$$

当  $I$  为正, 表明景观生态风险高、低单元在空间上呈显著集聚,  $I$  为负, 则在空间上呈显著分散。通常用  $Z$  值来检验 Moran's  $I$  值的显著水平, 计算公式为:

$$Z = \frac{I - E(I)}{\sqrt{\text{VAR}(I)}}$$

式中,  $E(I)$  代表 Moran's  $I$  的期望值,  $\text{VAR}$  表示方差, 当  $Z$  大于 1.96 或者小于 -1.96 时, 表明景观生态风险存在显著空间自相关。

### 1.3.3 景观生态风险影响因素分析

地理探测器是探测空间分异和揭示其驱动力的统计学方法<sup>[31]</sup>。参考相关成果<sup>[32-33]</sup>, 结合张掖绿洲平原地形、荒漠气候以及区域社会经济发展等实际情况, 从自然因素、社会经济因素和人为干扰度 3 方面选取坡度、高程、降雨量、年平均气温、人口、各乡镇 GDP(万元)、农民可支配收入(元)、人为干扰度 8 个影响因子, 分析绿洲城镇景观生态风险与地理环境因子的内在联系。其计算模型如下:

表 1 景观生态风险指数计算方法

Table 1 Calculation method of Landscape Ecological risk Index

| 名称<br>Name                                  | 计算公式<br>Calculation formula                                                        | 生态意义<br>Ecological significance                                                                                                                                                                                                         |
|---------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 破碎度指数<br>Fragmentation index                | $C_i = \frac{n_i}{A_i}$                                                            | 表述整个景观或某一景观类型在给定时间、性质上的破碎化程度。式中, $n_i$ 为景观类型的斑块数量, $A_i$ 为景观类型的总面积。                                                                                                                                                                     |
| 分离度指数<br>Separation index                   | $N_i = l_i \times \frac{A}{A_i};$<br>$I = \frac{1}{2} \times \sqrt{\frac{n_i}{A}}$ | 表述某一景观类型中不同元素或斑块个体分布的分离程度; 式中, $A$ 为区域景观总面积。                                                                                                                                                                                            |
| 优势度指数<br>Dominance index                    | $D_i = \frac{(Q_i + M_i)}{4} + \frac{L_i}{2}$                                      | 其值用来衡量斑块在景观中重要地位。式中, $Q_i$ = 斑块 $i$ 出现的样方数/总样方数, $M_i$ = 斑块 $i$ 的数目/斑块总数, $L_i$ = 斑块的面积/样方总面积。                                                                                                                                          |
| 干扰度指数<br>Disturbance index                  | $S_i = aC_i + bN_i + cD_i$                                                         | 反映区域内不同景观所代表的生态系统受到外部干扰的程度 <sup>[27]</sup> ; 式中: $a$ 、 $b$ 、 $c$ 分别为 $C_i$ 、 $N_i$ 、 $D_i$ 的权重, $a+b+c=1$ 。一般情况下 $a$ 、 $b$ 和 $c$ 三个指标分别赋予 0.5、0.3 和 0.2 的权重。据参考相关文献 <sup>[28]</sup> 及专家意见, 结合张掖绿洲所处区域实际情况, 将未利用地单独赋予 0.2、0.3 和 0.5 的权重。 |
| 脆弱度指数<br>Vulnerability index                | 专家综合打分<br>归一化获得                                                                    | 参考前人研究成果 <sup>[29]</sup> , 对研究区土地利用类型进行定级: 未利用地 6 级、水域 5 级、耕地 4 级、草地 3 级、林地 2 级、建设用地 1 级。归一化后得到脆弱度指数 $F_i$ 。                                                                                                                            |
| 损失度指数<br>Loss index                         | $R_i = S_i \times F_i$                                                             | 其值反映不同土地利用类型所代表的生态系统在受到人为干扰时对其自然属性损失的程度。                                                                                                                                                                                                |
| 生态风险综合指数<br>Ecological risk composite index | $ERI = \sum_{i=1}^n \frac{A_{k_i}}{A_k} R_i$                                       | 式中, $ERI$ 为张掖绿洲各行政单元的景观生态风险指数, $A_{k_i}$ 为第 $k$ 个风险小区第 $i$ 类土地利用类型的面积, $A_k$ 为第 $k$ 个风险小区的面积, $R_i$ 为第 $i$ 类景观的景观损失度指数                                                                                                                  |

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^m N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2}$$

式中,  $q \in [0, 1]$ , 值越大, 表明对  $Y$  值的影响越强。 $\sigma_h^2$  表示  $Y$  的离散方差;  $h$  为变量  $X$  的数量;  $N_h$  表示乡镇单元;  $N$  为张掖绿洲乡镇单元总数;  $\sigma^2$  是区域总方差。其中, 人为干扰度参照陈爱莲等<sup>[34]</sup> 和庄大方等<sup>[35]</sup> 的相关研究计算得到。

## 2 结果与分析

### 2.1 景观格局特征

1987—2018 年张掖绿洲土地利用景观格局发生了较大变化(表 2); 耕地、建设用地明显增加而未利用地减少是主要特征, 具体面积变化为林地、草地、水域、耕地和建设用地分别增长 65.95、11.89、14.75、429.03 km<sup>2</sup> 和 236.26 km<sup>2</sup>, 未利用地减少 757.89 km<sup>2</sup>。各景观面积和斑块数量的变化, 使得相应景观格局指数也发生变化。受人类活动干扰, 未利用地虽为区域绝对优势景观但斑块破碎度和分离度持续增长, 导致其优势度指数下降; 随着建设用地斑块数激增, 优势度增长较大; 耕地斑块数量增加, 破碎度增长明显, 分离度先增后降; 余下地类景观中林地的破碎度、分离度和干扰度指数下降明显, 表明其用地斑块的聚集程度有所提升。各地类景观的脆弱度排序依次为未利用地 > 水域 > 耕地 > 草地 > 林地 > 建设用地, 其用地脆弱度数分别为 0.2858、0.2381、0.1905、0.1429、0.0952 和 0.0476。反映出在张掖绿洲独特的地理环境影响下, 水域和耕地对外界干扰反映更为敏感, 对区域水土资源的保护应更加重视。

表 2 还反映出张掖绿洲景观格局在 2005—2018 年时段内变化剧烈, 尤其是林地和建设用地, 其破碎度、分离度、干扰度和损失度下降明显。结合图 2 和图 3 进一步分析其用地变化在空上的表征: 2005—2018 年时段内变化明显区域集中在甘州主城区周围以及绿洲边缘地区, 反映在用地类型上则主要是耕地、建设用地和未利用地之间的变化; 1987—2018 年用地变化除了在各主要城区外, 绿洲与戈壁滩、荒漠过度边缘地区更加明显。整体上, 张掖绿洲用地在研究时段内历经较大规模的变化, 且在绿洲边缘区域尤为突出。究其原因除

城镇化扩张外,随着科学技术的提升,对戈壁滩的开发与利用力度加大,尤其是在绿洲边缘过度区域,随着时间推移,景观斑块历经扩张→破碎→融合的演变过程,导致景观结构趋于复杂,区域空间上的景观丰度在逐步提升。

表 2 1987—2018 年张掖绿洲景观格局指数

Table 2 Landscape pattern index of Zhangye Oasis from 1987 to 2018

| 景观类型<br>Landscape type | 年份<br>Year | 景观面积<br>Area/km <sup>2</sup> | 斑块数量<br>Number | 破碎度<br>Fragmentation | 分离度<br>Abruption | 优势度<br>Predominance | 干扰度<br>Obstruction | 脆弱度<br>Fragility | 损失度<br>Damnify |
|------------------------|------------|------------------------------|----------------|----------------------|------------------|---------------------|--------------------|------------------|----------------|
| 林地 Woodland            | 1987       | 88.00                        | 923            | 0.1049               | 1.7887           | 0.2513              | 0.6393             | 0.0952           | 0.0609         |
|                        | 1995       | 96.08                        | 996            | 0.1037               | 1.7019           | 0.2565              | 0.6137             | 0.0952           | 0.0584         |
|                        | 2005       | 98.86                        | 1055           | 0.1067               | 1.7022           | 0.2598              | 0.6160             | 0.0952           | 0.0587         |
|                        | 2018       | 153.94                       | 1107           | 0.0719               | 1.1197           | 0.2622              | 0.4243             | 0.0952           | 0.0404         |
| 草地 Grassland           | 1987       | 325.67                       | 2093           | 0.0643               | 0.7278           | 0.3000              | 0.3105             | 0.1429           | 0.0444         |
|                        | 1995       | 330.02                       | 2161           | 0.0655               | 0.7298           | 0.3002              | 0.3117             | 0.1429           | 0.0445         |
|                        | 2005       | 339.79                       | 2310           | 0.0680               | 0.7328           | 0.2993              | 0.3137             | 0.1429           | 0.0448         |
|                        | 2018       | 337.57                       | 2331           | 0.0691               | 0.7410           | 0.2973              | 0.3163             | 0.1429           | 0.0452         |
| 水域 Water area          | 1987       | 68.57                        | 298            | 0.0435               | 1.3043           | 0.2270              | 0.4584             | 0.2381           | 0.1091         |
|                        | 1995       | 70.07                        | 314            | 0.0448               | 1.3102           | 0.2351              | 0.4625             | 0.2381           | 0.1101         |
|                        | 2005       | 72.41                        | 354            | 0.0489               | 1.3461           | 0.2393              | 0.4761             | 0.2381           | 0.1134         |
|                        | 2018       | 83.33                        | 419            | 0.0503               | 1.2727           | 0.2444              | 0.4558             | 0.2381           | 0.1085         |
| 耕地 Plowland            | 1987       | 1820.31                      | 789            | 0.0043               | 0.0799           | 0.3494              | 0.0960             | 0.1905           | 0.0183         |
|                        | 1995       | 1892.98                      | 906            | 0.0048               | 0.0824           | 0.3544              | 0.0980             | 0.1905           | 0.0187         |
|                        | 2005       | 2045.59                      | 1238           | 0.0061               | 0.0891           | 0.3653              | 0.1028             | 0.1905           | 0.0196         |
|                        | 2018       | 2249.34                      | 1254           | 0.0056               | 0.0816           | 0.3739              | 0.1020             | 0.1905           | 0.0194         |
| 建设用地 Construction land | 1987       | 183.81                       | 3831           | 0.2084               | 1.7446           | 0.3295              | 0.6935             | 0.0476           | 0.0330         |
|                        | 1995       | 194.37                       | 4008           | 0.2062               | 1.6875           | 0.3310              | 0.6755             | 0.0476           | 0.0322         |
|                        | 2005       | 239.77                       | 4552           | 0.1898               | 1.4578           | 0.3350              | 0.5993             | 0.0476           | 0.0285         |
|                        | 2018       | 420.07                       | 5270           | 0.1255               | 0.8953           | 0.3500              | 0.4013             | 0.0476           | 0.0191         |
| 未利用地 Other land        | 1987       | 8250.37                      | 5568           | 0.0067               | 0.0469           | 0.7333              | 0.3821             | 0.2857           | 0.1092         |
|                        | 1995       | 8153.20                      | 5541           | 0.0068               | 0.0473           | 0.7252              | 0.3781             | 0.2857           | 0.1080         |
|                        | 2005       | 7940.31                      | 5900           | 0.0074               | 0.0501           | 0.7076              | 0.3703             | 0.2857           | 0.1058         |
|                        | 2018       | 7492.48                      | 5994           | 0.0080               | 0.0535           | 0.6825              | 0.3589             | 0.2857           | 0.1025         |

## 2.2 景观生态风险时空分异特征

利用自然断点法将张掖绿洲乡镇景观生态风险划分为低生态风险( $0.021 \leq \text{ERI} < 0.035$ )、较低生态风险( $0.035 \leq \text{ERI} < 0.051$ )、中等生态风险( $0.051 \leq \text{ERI} < 0.069$ )、较高生态风险( $0.069 \leq \text{ERI} < 0.085$ )和高生态风险( $\geq 0.085$ )5级,以便进行时空特征分析。

### 2.2.1 景观生态风险时序变化

研究时段内张掖绿洲景观生态风险呈下降趋势。1987年、1995年、2005年和2018年ERI值分别为0.0901、0.0885、0.0853和0.0759,下降了15.74%,且最大值和平均值逐渐变小。低、较低、中等、较高和高风险等级面积约占总面积的4%、6%、15%、23%和52%,且低、较低、高风险区面积分别增长190.66、547.07 km<sup>2</sup>和757.71 km<sup>2</sup>,中等和较高风险区分别减少737.72 km<sup>2</sup>和757.71 km<sup>2</sup>,对应的乡镇数量分别增加1个、3个、2个,减少4个和2个。各风险区在2005—2018年动态变化较大,这与区域景观格局变化明显时段一致。在这一时段内较低和高风险区面积增长明显分别为536.2 km<sup>2</sup>和560.19 km<sup>2</sup>,因面积占比差异,它们的动态度为6.2%和0.74%。反映出随着景观类型改变,张掖绿洲整体生态安全逐步改善,且中等和较高风险区是区域景观生态风险水平变化的关键。

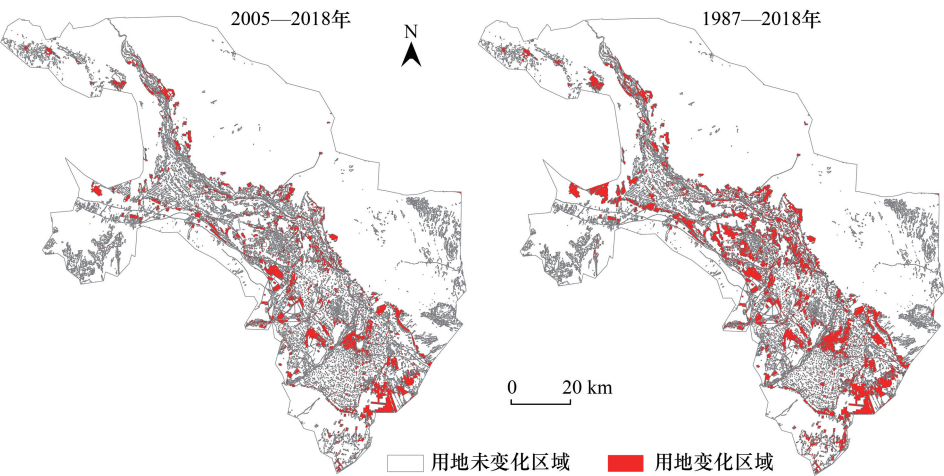


图 3 张掖绿洲不同时段景观变化区域

Fig.3 The landscape change area of Zhangye Oasis in different periods

表 3 1987—2018 年张掖绿洲景观生态风险面积变化

Table 3 Change of landscape ecological risk area in Zhangye Oasis from 1987 to 2018

| 年份<br>Year              | 风险等级<br>Risk level | 低<br>Low | 较低<br>Lower | 中<br>Medium | 较高<br>Higher | 高<br>High |
|-------------------------|--------------------|----------|-------------|-------------|--------------|-----------|
| 1987                    | 乡镇个数               | 7        | 5           | 8           | 8            | 6         |
|                         | 面积/km <sup>2</sup> | 401.14   | 654.90      | 1657.16     | 2415.65      | 5607.87   |
|                         | 面积占比/%             | 3.74     | 6.10        | 15.43       | 22.50        | 52.23     |
| 1995                    | 乡镇个数               | 7        | 5           | 8           | 7            | 7         |
|                         | 面积/km <sup>2</sup> | 401.14   | 654.90      | 1657.16     | 2218.13      | 5805.39   |
|                         | 面积占比/%             | 3.74     | 6.10        | 15.43       | 20.66        | 54.07     |
| 2005                    | 乡镇个数               | 8        | 5           | 7           | 7            | 7         |
|                         | 面积/km <sup>2</sup> | 591.80   | 665.76      | 1455.64     | 2218.13      | 5805.39   |
|                         | 面积占比/%             | 5.51     | 6.20        | 13.56       | 20.66        | 54.07     |
| 2018                    | 乡镇个数               | 8        | 8           | 4           | 6            | 8         |
|                         | 面积 km <sup>2</sup> | 591.80   | 1201.96     | 919.44      | 1657.94      | 6365.58   |
|                         | 面积占比%              | 5.51     | 11.19       | 8.56        | 15.44        | 59.29     |
| 动态度<br>Dynamic attitude | 1987—1995          | 0.00     | 0.00        | 0.00        | -1.02        | 0.44      |
|                         | 1995—2005          | 4.75     | 0.17        | -1.22       | 0.00         | 0.00      |
|                         | 2005—2018          | 0.00     | 6.20        | -2.83       | -1.94        | 0.74      |
|                         | 1987—2018          | 1.53     | 2.69        | -1.44       | -1.01        | 0.44      |

2.2.2 景观生态风险空间差异

张掖绿洲景观生态风险表现出南北高中间低的空间格局(图 4)。高风险乡镇主要分布在走廊北山,以荒漠和戈壁滩等未利用地景观为主;较高风险乡镇集中在南部地区,多为荒草地;低、较低风险乡镇分布在中部绿洲平原核心区,以耕地和建设用景观为主;中等风险乡镇则散布在绿洲平原边缘地带。各乡镇中黑泉乡和新坝乡在 1987—1995 年和 2005—2018 年时段内由较高转为高风险;鸭暖乡和沙河镇、三闸镇、大满镇在 1995—2005 年和 2005—2018 年由中等转为较低风险;沙井镇在 1995—2005 年从较低转为低风险,其余乡镇风险水平等级无变化。总体来看,张掖绿洲乡镇风险等级变化主要在 1995—2018 年,变化乡镇由中等转为较低风险较多,且多在绿洲边缘,进一步反映出位于“绿洲-沙漠”过渡带的乡镇对外界干扰反应更为敏感,风险易变性较大。

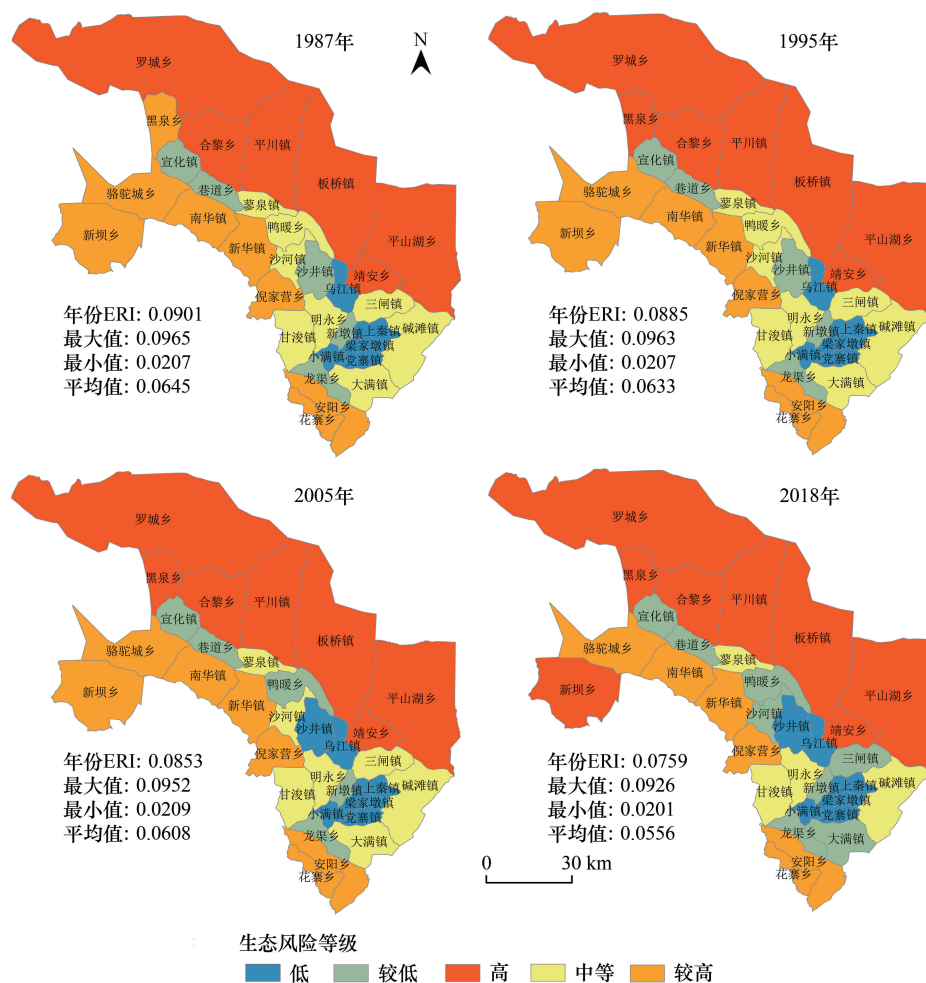


图4 1987—2018年张掖绿洲景观生态风险等级

Fig.4 Landscape ecological risk rating of Zhangye Oasis from 1987 to 2018

ERI: 景观生态风险指数 Ecological risk index

### 2.3 景观生态风险相关性分析

基于各乡镇 ERI 值,利用 ESDA 得到张掖绿洲景观生态风险的全局 Moran's  $I$  值分别为 0.4901、0.4941、0.4816和 0.5231,呈波动上升趋势,且正太统计量  $Z$  值均大于 1.96。表明 1987—2018 年张掖绿洲景观生态风险呈正的空间自相关,即风险水平较高或较低的乡镇呈集聚状态。

全局 Moran's  $I$  值虽能表征整体的聚集态势,但无法反映出集聚的空间特征,因此利用局部 Moran's  $I$  对研究区景观生态风险特征进一步分析(图 5)。在 95%的置信区间下,各乡镇的空间集聚特征变化较显著,热点乡镇略有收缩,冷点乡镇略有扩张。其中热点乡镇数量占比由 8.82%下降为 5.88%,冷点乡镇由 17.65%增加至 20.59%,次热乡镇仅占 2.94%且在 1987—2005 年出现,次冷点乡镇在研究时段内无。期间,不显著乡镇由 70.59%上升至 73.53%。整体上,张掖绿洲区景观生态风险空间集聚格局呈“北热南冷”特征,热点乡镇主要为罗城乡、平川镇,集聚在走廊北山,冷点为上秦镇、梁家墩镇、小满镇和党寨镇等,集聚在绿洲平原地区,这与风险水平空间格局存在一致性。

### 2.4 景观生态风险影响因素分析

#### 2.4.1 因子探测贡献量

以 2018 年为例综合探测近年张掖绿洲乡镇景观生态风险的主要影响因素,得到对应的贡献量( $q$  值),由

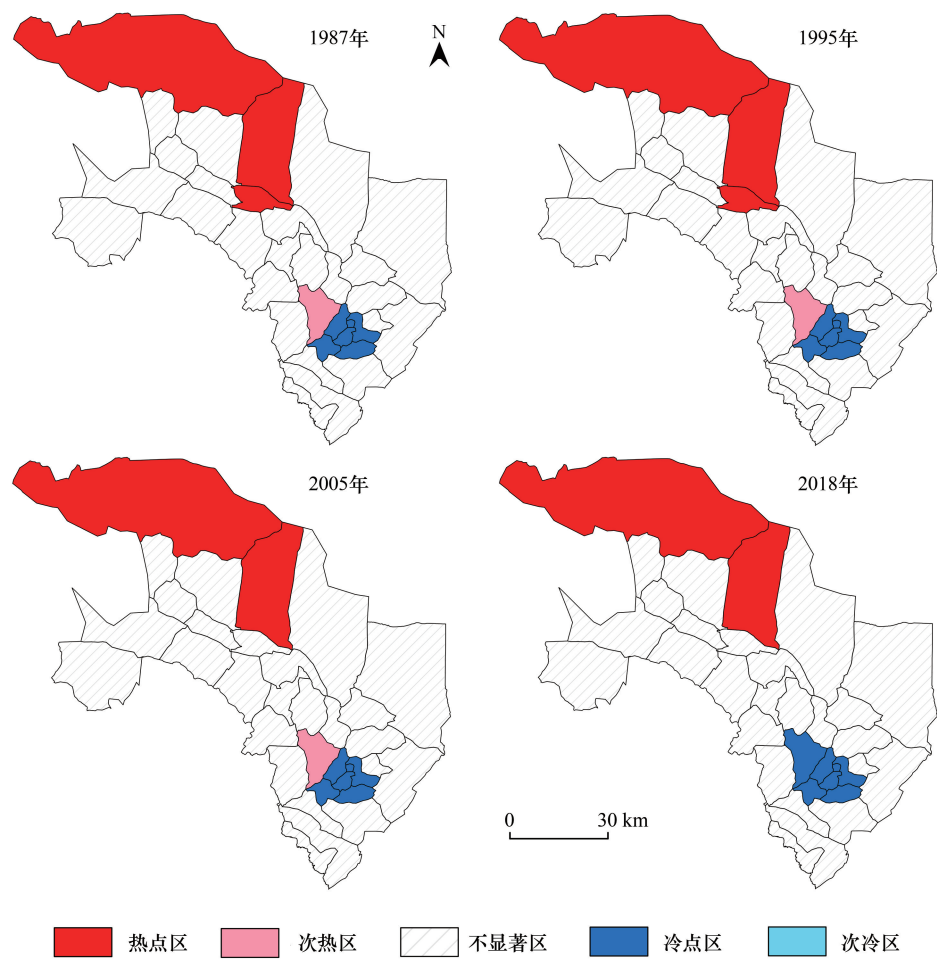


图5 1987—2018 年张掖绿洲乡镇景观生态风险空间集聚特征

Fig.5 Spatial agglomeration of landscape ecological risk in zhangye Oasis from 1987 to 2018

表 4 可知;所选因子中人为干扰度>GDP>人口>坡度>海拔>年均气温>年均降雨量>农民可支配收入,整体上显著性较高。其中人为干扰度  $q$  值接近 1,即它是影响 2018 年张掖绿洲景观生态风险的直接主导因素。其次 GDP、人口和坡度  $q$  值在 0.7 以上,表明他们同样具有重要影响。整体看来,社会经济影响因素贡献值高于自然影响因素。

表 4 2018 年景观生态风险驱动因子贡献量( $q$ )

Table 4 Contribution of landscape ecological risk drivers in 2018

| 影响因素<br>Influencing<br>factors | 人口<br>Population | 人为干扰度<br>Degree<br>of human<br>interference | GDP  | 农民可<br>支配收入<br>Farmers'<br>disposable<br>income | 坡度<br>Slope | 海拔<br>Elevation | 年均降雨量<br>Average<br>annual<br>rainfall | 年均气温<br>Average<br>annual<br>temperature |
|--------------------------------|------------------|---------------------------------------------|------|-------------------------------------------------|-------------|-----------------|----------------------------------------|------------------------------------------|
| $q$                            | 0.75             | 0.99                                        | 0.81 | 0.27                                            | 0.72        | 0.57            | 0.41                                   | 0.46                                     |

2.4.2 驱动因素分析

景观生态风险的时空演变特征是复杂、动态的过程,受到多种不确定因素的影响,总体上是自然和人为活动直接或间接的综合结果。

自然因素方面:作为自然地理环境核心要素的海拔、坡度、降雨和气温等是决定区域景观生态风险分布的直接因素。其中坡度和海拔的解释力分别为 0.72 和 0.57,通过自然断点法可知(表 5):在坡度  $0^{\circ}$ — $4^{\circ}$  和高程

1550—1829 m 之间乡镇分布较多,景观面积占比分别为 22.62%和 20.16%,风险水平以低、较低和中等为主。受地表景观覆被影响,在 7°—12°和 2391—3000 m 地区也存在少数风险水平较高乡镇,主要集中在北部合黎、龙首山地区,以荒漠和戈壁滩为主,景观类型单一,结构脆弱,故风险水平较高。整体上随着坡度和高程的增加景观生态风险水平等级逐渐升高。而年均降雨量和气温是衡量区域气候的重要指标之一,从图 6 中可以看出,二者与景观生态风险值之间呈两级波动特征。因地处河西走廊“蜂腰”处和“山地夹平原”地形地貌特征,使得绿洲区域常年干旱少雨且蒸发量大,基本无法产生地表径流,农业发展主要依赖灌溉水渠。因此,虽北部靠近祁连山乡镇降水较多,但中部平原和北部山地乡镇降水稀少且多发干旱、扬沙、风暴、干热风、霜冻和病虫害等自然灾害,对草地与农作物等损害极大,加剧了绿洲沙化、地表植被破坏以及景观斑块的破碎化程度。这也是造成北部地区部分乡镇景观生态风险常年居高不下的主要自然原因。

表 5 张掖绿洲乡镇景观生态风险水平坡度、海拔统计  
Table 5 Statistics of landscape ecological risk level slope and elevation in Zhangye Oasis

| 名称<br>Name   | 分级<br>Grading | 乡镇数量<br>Number of<br>villages and towns | %     | 风险等级<br>Risk level | 面积占比/%<br>Area ratio |
|--------------|---------------|-----------------------------------------|-------|--------------------|----------------------|
| 坡度 Slope     | 0—4°          | 11                                      | 32.35 | 中等、较低、低            | 22.62                |
|              | 4°—7°         | 8                                       | 23.53 | 中等、较高              | 30.13                |
|              | 7°—12°        | 9                                       | 26.47 | 高、较高、中等            | 38.62                |
|              | 12°—23°       | 4                                       | 11.76 | 低、中等、高             | 5.60                 |
|              | >23°          | 2                                       | 5.88  | 较高                 | 3.02                 |
| 海拔 Elevation | 1144—1550 m   | 6                                       | 17.65 | 高、中等               | 16.11                |
|              | 1550—1829 m   | 13                                      | 38.24 | 中等、较低、低            | 20.16                |
|              | 1829—2391 m   | 9                                       | 26.47 | 高、较高、中等            | 26.04                |
|              | 2391—3000 m   | 5                                       | 14.71 | 高、较高               | 36.51                |
|              | >3000 m       | 1                                       | 2.94  | 较高                 | 1.17                 |

社会经济因素方面:人口是社会生产行为的基础和主体,人为干扰是人类活动对区域环境影响因素及强度的直接表征,而 GDP 是衡量地区经济状况的最佳指标,它们与景观生态风险水平密切相关。图 6 中人为干扰度与张掖绿洲景观生态风险值之间表现出显著负相关性,解释力高达 0.99,随着生态风险值升高,人为干扰强度减弱;乡镇人口整体上随着景观生态风险值升高,数量减少;而各乡镇 GDP 与景观生态风险值关系波动较大,整体上随着风险值升高 GDP 下降。其中沙井镇 GDP 最高,在 2005 年风险等级由较低转为低,其后生态风险状况一直较为稳定。农村居民的社会经济活动对乡镇景观变化过程具有直接作用,虽然农民人均可支配收入因子的解释力只有 0.27,但其与生态风险值关系较稳定。张掖市作为河西地区农业生产大市,2018 年农民人均可支配收入为 13710 元,低于全国 907 元,但高于全省 4906 元。其中上秦镇农民人均可支配收入远高于各乡镇,低生态风险和镇内诸多工业企业是其主要原因。整体来看,近年人类活动对乡镇景观斑块的改造对生态环境具有明显改善作用,高风险乡镇恶劣的生态环境对当地居民物质生活发展具有显著制约性,而低景观生态风险对乡镇社会经济发展具有良好促进作用。

此外,社会经济政策同样对乡镇生态风险影响重大。张掖市社会经济历经了由慢到快发展过程,这与多数城市发展的一般规律相符。研究时段内主要有三次大规模经济开发建设活动(表 6)。分别是:20 世纪 80 年代“三西”建设、“再造河西”战略,将张掖市建设成了全国商品粮基地,巩固了农业基础地位,促进了城市化进程,但开发力度有限,对区域整体而言,造成的风险胁迫较小;20 世纪初“西部大开发”,提出“工业强市、产业富民、加快城镇化发展”规划构想。在政策导向下,绿洲边界不断扩展,地表景观多元化,抵御外界胁迫能力显著提升;“十二五”以来在“丝绸之路经济带”及“乡村振兴”等重大战略导向下,一方面紧围黑河流域治理契机,将生态保护放在首位,另一方面转变经济发展方式,培育生态产业体系。使得地表景观发生明显变化,在此过程中内部结构的改变增强了斑块抗胁迫能力,进而使得区域整体风险逐步改善。

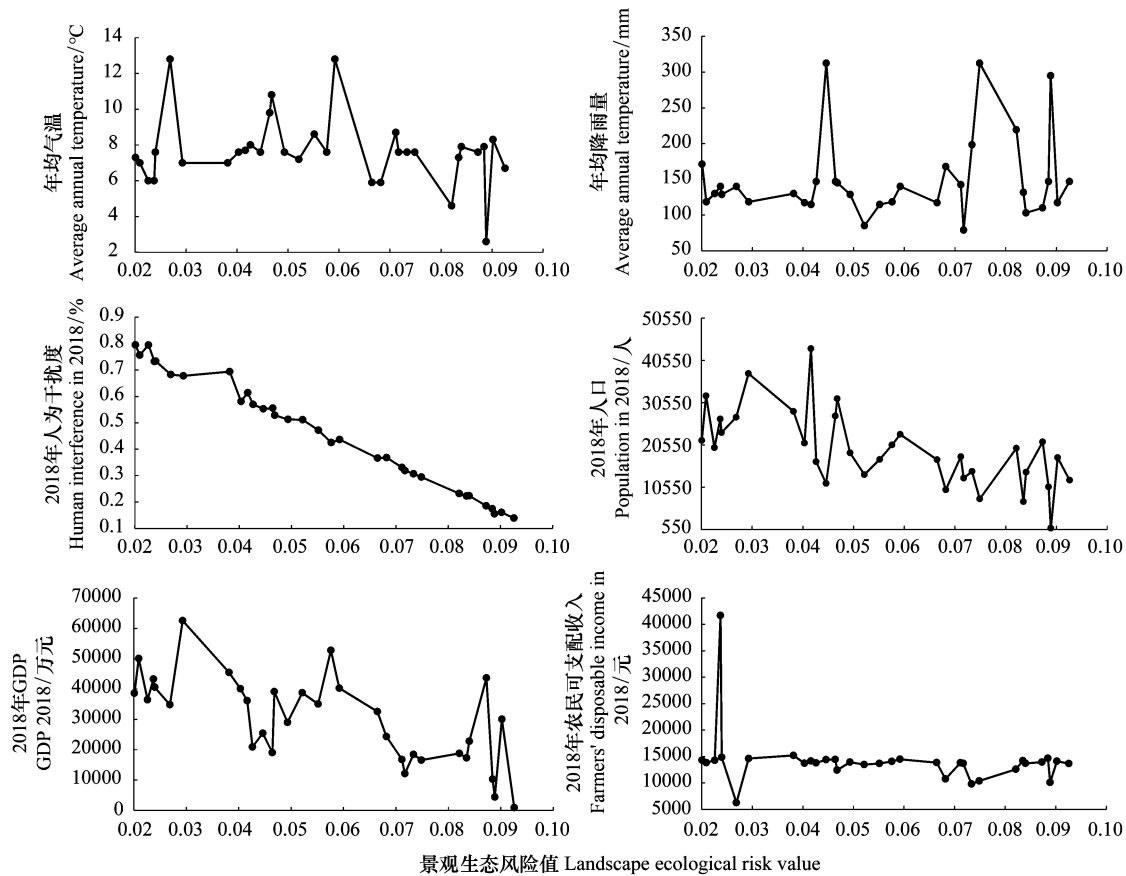


图 6 2018 年各影响因子与景观生态风险值之间的关系

Fig.6 The relationship between impact factors and landscape ecological risk value in 2018

表 6 1987—2018 年张掖绿洲景观生态风险变化主要驱动政策

Table 6 Mainly driven by policies about Landscape ecological risk changes in Zhangye Oasis from 1987—2018

| 时间<br>Time                                       | 主导政策<br>Leading policy | 社会经济发展表现<br>Social and economic<br>development<br>performance | 景观表现<br>Landscape performance | 风险特征<br>Risk characteristics |
|--------------------------------------------------|------------------------|---------------------------------------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| 21 世纪以前<br>Before the 21st century               | “三西”建设、“再造河西”          | 农业为主、城市化进程逐步加快                                                | 开发力度有限,景观变化差异小                | 高风险乡镇略有下降                    |
| “十一五”期间<br>During the 11th Five-Year Plan period | “西部大开发”                | 工业化进程加快                                                       | 开发力度加大,耕地景观增长明显               | 低、中等风险乡镇增加                   |
| “十二五”期间<br>During the 12th Five-Year Plan period | “一带一路”                 | 经济快速发展,绿洲边缘不断扩张综合发展,景观变化明显                                    | 低风险乡镇增加,高风险乡镇减少               |                              |
| “十三五”期间<br>During the 13th Five-Year Plan period | “乡村振兴”                 | 全面发展,耕地、建设用地增长明显                                              | 得到进一步改善                       |                              |

3 讨论与结论

3.1 问题讨论

绿洲作为干旱区景观结构和功能的关键组分,支撑着地区社会经济发展和生态安全。一旦绿洲生态系统结构趋于瓦解、生态功能趋于恶化,那么支持干旱区人类生存的各种生态服务功能将逐日崩溃,区域社会经济

也将趋于消亡<sup>[36]</sup>,如何充分合理利用绿洲资源、科学管理和改造绿洲,以维系绿洲生态系统的稳定性,一直是干旱区生态风险评价与管理者共同努力的目标。通过对张掖绿洲景观生态风险的案例研究,从结果分析来看,以乡镇为评价单元,其时空变化特征刻画更加明晰,提升了风险制图和结果的可信度,利于决策管理者整体把控绿洲乡镇风险状况。在后续研究中,以下两点值得进一步深入探索:(1)绿洲边缘区的景观易变性较大,对绿洲外围生态安全和整体风险水平影响重大,如何在干旱区这一独特的气候背景下科学利用此区域内的土地资源,增强景观丰度,以提升抵御外界胁迫能力。(2)生态系统服务是区域生态资源价值的直接体现,对人类福祉可持续发展至关重要,如何量化绿洲独特的生态系统价值以及如何将量化结果纳入风险评价体系,建立基于景观“结构+格局+功能”的综合评价体系,使生态风险评价结果指向性更加明确。

文章从乡镇尺度分析绿洲城镇景观生态风险,仅作为一种表征小尺度区域生态环境状况的评估方法。旨在探索一种途径,通过景观生态风险的定量测算结果,为干旱区绿洲城市地方国土资源管理者提供决策支撑。由于早期数据缺失,收集困难,本文对景观生态风险影响因素的定量分析还有待完善。此外,以乡镇作为生态风险单元虽能客观反映地方小尺度上的景观生态风险格局,但未充分考虑空间异质性,一定程度上割裂了原有的地表自然地理联系,对于景观格局的整体把握和综合分析有待进一步研究。

### 3.2 结论

本文以张掖绿洲乡镇为例,通过景观格局指数法、相关性分析等,研究了干旱区绿洲乡镇景观生态风险时空演化规律及影响因素,结论如下:

(1)1987—2018年,耕地和建设用地分别增长429.03 km<sup>2</sup>和236.26 km<sup>2</sup>,未利用地减少757.89 km<sup>2</sup>。未利用地是张掖绿洲绝对优势景观但景观脆弱度高;2005—2018年各景观类型景观格局指数变化明显,在甘州主城区附近和绿洲边缘地区景观斑块变化较大。

(2)近30年间,张掖绿洲景观生态风险水平整体呈下降趋势,下降了15.74%。低生态风险乡镇面积虽有增长,但高风险乡镇面积占比高达52%,部分乡镇风险等级常年居高不下。在空间上表现出“南北高,中间低”格局特征,各乡镇风险水平在空间上呈正向聚集。位于“绿洲-沙漠”和“绿洲-戈壁滩”过渡地带的乡镇风险易变性大,对外界胁迫反映相较其他乡镇更为敏感。

(3)通过因子探测,人类活动干扰是近年张掖绿洲景观生态风险变化的直接影响因素,其次是坡度和海拔等,整体上社会经济因素影响大于自然因素。随着社会发展,人类活动因素对各乡镇生态环境干扰增强,通过各种经济开发和生态保护措施实践,单位面积上的景观丰度增加,提升了景观斑块抵御风险胁迫的能力。

### 参考文献(References):

- [1] Liu C J, Zhang F, Johnson V C, Duan P, Kung H T. Spatio-temporal variation of oasis landscape pattern in arid area: human or natural driving? *Ecological Indicators*, 2021, 125: 107495.
- [2] Piao S L, Ciais P, Huang Y, Shen Z H, Peng S S, Li J S, Zhou L P, Liu H Y, Ma Y C, Ding Y H, Friedlingstein P, Liu C Z, Tan K, Yu Y Q, Zhang T Y, Fang J Y. The impacts of climate change on water resources and agriculture in China. *Nature*, 2010, 467(7311): 43-51.
- [3] 孙钦珂,周亮,唐相龙,孙东琪,党雪薇. 干旱区绿洲城镇扩张对耕地空间影响及预测——以河西走廊区域为例. *自然资源学报*, 2021, 36(4): 1008-1020.
- [4] 周亮,车磊,周成虎. 中国城市绿色发展效率时空演变特征及影响因素. *地理学报*, 2019, 74(10): 2027-2044.
- [5] 周立华,刘洋. 中国生态建设回顾与展望. *生态学报*, 2021, 41(8): 3306-3314.
- [6] 彭建,党威雄,刘焱序,宗敏丽,胡晓旭. 景观生态风险评价研究进展与展望. *地理学报*, 2015, 70(4): 664-677.
- [7] 李青圃,张正栋,万露文,杨传训,张杰,叶晨,陈裕婵. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化. *地理学报*, 2019, 74(7): 1420-1437.
- [8] 刘海龙,王炜桥,王跃飞,丁娅楠,田庆春. 汾河流域生态敏感性综合评价及时空演变特征. *生态学报*, 2021, 41(10): 3952-3964.
- [9] 刘焱序,王仰麟,彭建,张甜,魏海. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价. *地理学报*, 2015, 70(7): 1052-1067.
- [10] 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. *经济地理*, 2021, 41(8): 152-159.

- [11] 杨庚, 张振佳, 曹银贵, 庄亦宁, 杨凯, 白中科. 晋北大型露天矿区景观生态风险时空异质性. 生态学杂志, 2021, 40(1): 187-198.
- [12] Wu J S, Zhu Q L, Qiao N, Wang Z Y, Sha W, Luo K Y, Wang H L, Feng Z. Ecological risk assessment of coal mine area based on "source-sink" landscape theory-a case study of Pingshuo mining area. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 295: 126371.
- [13] 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. 生态学报, 2021, 41(3): 975-986.
- [14] Pellinen V, Cherkashina T, Gustaitis M. Assessment of metal pollution and subsequent ecological risk in the coastal zone of the Olkhon Island, Lake Baikal, Russia. *Science of the Total Environment*, 2021, 786: 147441.
- [15] Wang H, Liu X M, Zhao C Y, Chang Y P, Liu Y Y, Zang F. 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. *Ecological Indicators*, 2021, 124: 107454.
- [16] Molinos J G, Takao S, Kumagai N H, Poloczanska E S, Burrows M T, Fujii M, Yamano H. Improving the interpretability of climate landscape metrics; an ecological risk analysis of Japan's Marine Protected Areas. *Global Change Biology*, 2017, 23(10): 4440-4452.
- [17] 朱娴飞, 陆雨婷, 吴鹏海, 马晓双, 周立志. 近 30 年长江下游升金湖湿地不同季节景观生态风险时空分析. 湖泊科学, 2020, 32(3): 813-825.
- [18] 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. 水土保持研究, 2020, 27(1): 233-239.
- [19] Pérez D J, Iturburu F G, Calderon G, Oyesqui L A E, De Gerónimo E, Aparicio V C. Ecological risk assessment of current-use pesticides and biocides in soils, sediments and surface water of a mixed land-use basin of the Pampas region, Argentina. *Chemosphere*, 2021, 263: 128061.
- [20] Islam S, Ahmed K, Habibullah-Al-Mamun, Masunaga S. Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 2015, 512-513: 94-102.
- [21] Yanes A, Botero C M, Arrizabalaga M, Vázquez J G. Methodological proposal for ecological risk assessment of the coastal zone of Antioquia, Colombia. *Ecological Engineering*, 2019, 130: 242-351.
- [22] 李少玲, 谢苗苗, 李汉廷, 王回苗, 许萌, 周伟. 资源型城市景观生态风险的时空分异: 以乌海市为例. 地学前缘, 2021, 28(4): 100-109.
- [23] 胡云锋, 高戈. 城市景观生态风险评估框架与实践——以北京天坛地区为例. 生态学报, 2020, 40(21): 7805-7815.
- [24] Zhang W, Chang W J, Zhu Z C, Hui Z. Landscape ecological risk assessment of Chinese coastal cities based on land use change. *Applied Geography*, 2020, 117: 102174.
- [25] 杜泽玉, 孙多鑫, 杨荣, 苏永中. 张掖绿洲农田地膜残留量分布特征及影响因素. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2789-2797.
- [26] 刘春艳, 张科, 刘吉平. 1976—2013 年三江平原景观生态风险变化及驱动力. 生态学报, 2018, 38(11): 3729-3740.
- [27] 马胜, 梁小英, 刘迪, 段宁, 陈海. 生态脆弱区多尺度景观生态风险评价——以陕西省米脂县高渠乡为例. 生态学杂志, 2018, 37(10): 3171-3178.
- [28] 张学斌, 石培基, 罗君, 刘海龙, 魏伟. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析——以石羊河流域为例. 自然资源学报, 2014, 29(3): 410-419.
- [29] 付扬军, 师学义, 和娟. 汾河流域景观格局脆弱性时空分异特征. 水土保持研究, 2020, 27(3): 197-202.
- [30] 赵雪雁, 王伟军, 万文玉. 中国居民健康水平的区域差异: 2003—2013. 地理学报, 2017, 72(4): 685-698.
- [31] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
- [32] 孙治娟, 谢世友. 基于地理探测器的云南省净初级生产力时空演变及因子探测. 生态学杂志: 1-16. (2021-08-17) [2021-08-19]. <https://doi.org/10.13292/j.1000-4890.202111.033>.
- [33] 刘亲亲, 田亦陈, 尹锴, 张飞飞, 袁超, 杨光. 基于地理探测器的北京市地表反照率时空分异及其驱动因素研究(英文). 资源与生态学报, 2021, 12(5): 609-619.
- [34] 陈爱莲, 朱博勤, 陈利顶, 吴艳华, 孙然好. 双台河口湿地景观及生态干扰度的动态变化. 应用生态学报, 2010, 21(5): 1120-1128.
- [35] 庄大方, 刘纪远. 中国土地利用程度的区域分异模型研究. 自然资源学报, 1997, 12(2): 105-111.
- [36] 马媛, 师庆东, 潘晓玲. 西部干旱区生态景观格局动态分析. 干旱区地理, 2004, 27(4): 516-519.