

1980~2018年湖北省土地生态风险时空演变分析

胡海^{1, 2}, 周勇^{1, 2*}, 徐涛^{1, 2}(1. 华中师范大学城市与环境科学学院, 湖北武汉 430079;

2. 地理过程分析与模拟湖北省重点实验室, 湖北武汉 430079)

摘要:研究区域土地生态风险对于指导土地合理利用, 促进生态文明建设有重要意义。以湖北省 1980、2000、2018 年三期土地利用/覆被数据为基础, 通过构建综合土地生态风险指数, 采用普通克里金插值法, 模拟并分析了近 40a 间湖北省土地生态风险的时空演化。结果表明: (1) 研究期间湖北省土地生态风险的平均水平由 0.4349 下降到 0.4341, 再上升到了 0.4410, 表现出先减后增的变化特征; (2) 在 10km×10km 尺度下, 空间自相关结构是湖北省土地生态风险空间分异的主导因素, 在 1980、2000 年表现为各向异性, 2018 年表现为各向同性。 (3) 研究期间, 风险等级提高的概率远高于下降, 且转化几乎仅在相邻等级间发生, 出现跳跃性改变的可能性极低; 高风险地区增加了 7785km², 其余等级均呈减少趋势, 低风险区、较低风险区、中风险区、较高风险区面积分别减少了 283、6539、339、625km²。 (4) 湖北省土地生态风险的分布格局整体呈东高西低, 低风险核心区位于神农架林区, 高风险核心在江汉平原及武汉片区, 此外襄阳市北部也存在一个稍小的高风险区域, 并逐渐沿枣阳—荆门和随州中部—孝感两条线路往江汉平原方向蔓延。

关键词:土地利用; 景观生态; 生态风险评价; 土地生态风险; 湖北省

中图分类号: P901

文献标识码: A

文章编号: 1004-8227(2022)10-2246-13

DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202210013

土地是具有多功能、多宜性的复合体, 不仅承载着人类的生产生活与发展, 也决定了区域生态系统的基本结构。人类对土地的开发与改造贯穿整个人类社会的历史, 并由早期的低强度、小范围逐渐发展到当代的高强度、大范围, 在改变地表景观覆被的同时也重组了区域生态系统。大量研究表明过度的土地利用将会带来生态风险, 威胁区域生态环境安全, 制约区域的可持续发展, 因此开展土地利用生态风险研究对指导合理规划土地有重要的理论价值和现实意义 [1]。

土地生态风险是指由土地利用的方式、结构或布局及其它干扰因子引起的区域生态系统功能失衡及结构破坏的可能性, 土地生态风险评价则是通过生态学、地理学、环境化学等相关知识对这种可能性的量化 [2, 3]。其研究兴起于 20 世纪 80 年代, 早期研究以国外学者为主, 研究内容主要集中在单一污染物对土壤环境、生物群落及人体健康造成的危害评价, 但由于长时序、大范围的野外监测数据难以获得, 此时的成果多是静态评价 [4]。90 年代初期, 我国学者也开始关注生态风险评价领域, 开展了以土壤环境和生物物种生态风险评价为主的相关研究 [5]。同一时期, Hunsaker 等 [6] 和 Graham 等 [7] 尝试将景观生态学理论与生态风险评价相结合, 实现了大范围地理区域的综合生态风险评价, 开始强调景观空间异质性在生态风险评价中的重要性与独特性, 并逐渐发展和完善形成了规范的生态风险评价框架和评价模型 [8~10]。其后, 随着“3S”技术的发展以及景观生态学理论的完善 [11~15], 大尺度、多时相的土地

¹收稿日期: 2021-10-08; 修回日期: 2022-01-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(41271534, 40971218); 自然资源部国土整治中心重点项目(2018-02-10); 农业农村部重点项目(2018-05-10)

作者简介: 胡海(1987~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为土地利用与土地生态评价. E-mail: huhai@mails.ccnu.edu.cn

*通讯作者 E-mail: yzhou@mail.ccnu.edu.cn

生态风险评价成为国内外学者的研究热点。如 Parmenter 等 [16] 利用卫星图像量化 1975~1995 年期间大黄石生态系统 (GYE) 土地覆被和利用的变化, 评价了这些变化产生的潜在生态风险; Sivrikaya 等 [17] 分析了土耳其东北部卡米利生物圈保护区 1972~2005 年的景观结构变化对该地区生物多样性维持造成的风险; Salvati 等 [18] 分析了 1975~2006 年意大利南部 LUCC 和土地荒漠化相关性; Mondal 等 [19] 建立时空蔓延风险指数评估了德里由城市扩张引起的生态风险水平。曾辉等 [20]、李谢辉等 [21]、谢花林 [22] 基于区域土地利用结构与生态风险的经验联系, 提出并完善了生态风险指数 (ERI), 被国内学者广泛认可和采用 [23~25]。周启刚等 [26]、夏敏等 [27]、高玥等 [28] 从区域土地利用结构、生态系统特征、经济社会状况等方面选取指标, 基于“压力-状态-响应”模型 (PSR) 构建综合指数进行研究区的土地生态风险研究。此外, 也有学者采用景观破碎度、分形维数、土地利用综合程度、植被覆盖度、水土污染物浓度等指标的变化来揭示区域土地生态风险的空间差异及其变化过程 [29~31]。

从上述研究来看, 国内的成果主要以结合生态风险指数和地统计方法的评价模式为主, 但这些研究中采用的评价方法往往只关注到区域地类景观的组成比例, 忽视了不同地类在维护生态功能上的差异性, 也没有考虑不同景观间的镶嵌结构对生态过程的影响, 对土地生态风险的评价不够全面。此外, 采用单一景观生态指数或综合风险指数对区域整体进行风险评价的研究也数见不鲜, 这类研究多以县级以上行政区为评价单元, 不能很好的表达出土地生态风险的空间分异。同时, 现有成果中动态研究较少, 研究时间跨度较短, 难以表现土地生态风险的发展变化趋势, 不能满足进一步的分析需求。

湖北省是我国有名的农业大省之一, 位于长江流域中部核心地带, 不仅是承东启西的枢纽地带和长江经济带发展主轴的中心支点, 也是三峡工程、南水北调中线工程等重大水利工程所在地, 更是我国华中地区最大的水陆交通运输综合枢纽。因此, 湖北省无论是在维护国家生态、粮食安全, 在地理位置和交通区位优势上, 还是在推进国家协同发展战略层面, 在我国都有着十分重要的地位。改革开放以后, 湖北省社会经济发展十分迅速, 人口数量快速上升, 2018 年末湖北省常住人口达到 5917 万人, 城镇化率首次超过 60%。在快速推进的城市化进程中, 土地利用结构与方式都发生较大变化, 人地关系愈发紧张, 土地生态风险也日益凸显, 但研究湖北省土地生态风险的文章较少。鉴于此, 在总结前人经验和不足的基础上, 本文从景观结构和景观生态功能两个方面选取指标, 构建综合土地生态风险指数, 揭示近 40 年间湖北省土地生态风险的变化趋势, 以期更加客观的评价湖北省生态风险, 为提高湖北省生态文明建设水平提供参考和支持。

1 研究区概况

湖北省位于我国中部腹地, 长江流域中游, 因地处洞庭湖以北, 故此得名。境内河网密布, 湖泊众多, 素有“千湖之省”之称。地跨 $108^{\circ} 21' 42'' E \sim 116^{\circ} 07' 50'' E$ 和 $29^{\circ} 01' 53'' N \sim 33^{\circ} 6' 47'' N$ 之间。东邻安徽, 南界江西、湖南, 西连重庆, 西北与陕西接壤, 北与河南毗邻。东西横跨约 740km, 南北纵贯 470km。全省土地总面积 18.59 万 km^2 , 占全国总面积的 1.94%。湖北省正处于我国地势二三级阶梯过渡地带, 境内地形复杂多样, 山地、丘陵、平原均有分布。地势大致为东、西、北三面环山, 中间低平, 略呈向南敞开的完整盆地。以中低海拔为主, 其中低海拔区域的陆地国土面积占 84.28%, 中海拔区域的陆地国土面积占 15.72%。除高山地区外, 大部分为亚热带季风性湿润气候, 光能充足, 热量丰富, 无霜期长, 降水充沛, 雨热同季。境内交通便利, 路网发达, 经济发展迅速, 人口增长较快。

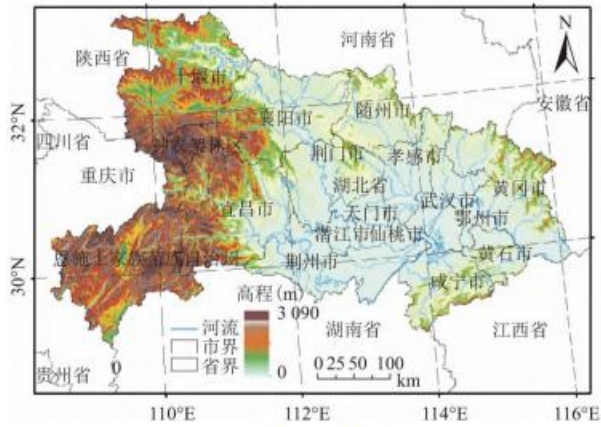


图 1 研究区概况图

2 材料与方法

2.1 数据来源及处理

本研究中采用的土地利用覆被栅格数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>), 该数据以 LandsatTM/ETM 及 Landsat8 遥感影像作为主要信息源, 参照中科院土地利用覆盖分类体系, 通过人机交互解译获得, 分辨率达到 30m。该分类体系将土地类型分类和土地利用分类相结合, 包括耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地 6 个一级类型以及 25 个二级类型, 数据精度较高, 目前广泛应用于国内各种研究中。本研究中收集了 1980、2000、2018 年三期土地利用覆被数据, 参考前人研究并结合土地生态风险分析的特点, 在 ArcGISPro2.2 平台中, 通过叠加、提取和重分类等操作, 获得了湖北省相应年度一级、二级分类土地利用数据。文中所涉及到的矢量行政区数据来自于地理国情监测云平台 (<http://www.dsac.cn/>)。

2.2 综合土地生态风险指数构建

景观生态学理论认为, 土地覆被在空间格局上的变化影响着土地生态系统的功能, 生态系统抗干扰能力与土地利用的方式、格局息息相关 [32]。本研究选取景观干扰度 [21]、景观脆弱度 [33]、景观多样性 [34]、生态连通度 [35, 36]、生境质量指数 [37]、水源涵养功能指数 [37]、“源—汇”协调度 [38] 构建综合指数模型。考虑到各指标间存在一定的相关性, 本文选取了乘法模型作为综合评价模型, 计算公式如下。

$$LUERI_i = \prod_{j=1}^7 X_{ij}^{\omega_j} \quad (1)$$

式中:LUERI_i 表示第 i 个评价单元的综合生态风险指数;X_{ij} 分别代表第 i 个评价单元的指标 j 的值;ω_j 分别代表指标 j 权重。由于计算的方式与代表的生态意义不同, 各指标之间不能够进行直接比较, 在对评价目的指示方向上也不相同, 因此结合研究数据的特点, 本文选取极差法进行数据标准化, 选取熵权法确定权重。计算得到综合生态风险指数各级评价指标的权重值见表 1, 各指标的含义及计算方法见表 2。

表 1 综合土地生态风险指数各指标权重

| | | | | | | | |
|-----------|-----------------|----------------|-----------------|--------------------------|------------------|----------------|-----------------------|
| 景观干 指标 | 景观脆 扰度 指数 | 生态弱 度 指数 | 景观多 样性 指数 | 生态能 连 通 度 指数 | 功生境 通质量 指数 | 水源涵 养 指数 | 源汇功 能协调 度 指数 |
| 权重 | 0.19 | 0.188 | 0.100 | 0.041 | 0.122 | 0.150 | 0.180 |
| 类型 | 功能 | 功能 | 结构 | 结构 | 功能 | 功能 | 结构 |
| 属性 | + | + | - | - | - | - | - |

2.3 采样单元划分方法

为了更好地表达流域内生态风险空间分布规律和差异性，本文采用网格作为生态风险评价单元。参考已有研究中在不同尺度上进行景观格局评价时所采用的粒度，综合考虑研究区大小、数据精度及计算强度，本研究基于等间距系统采样法将研究区划分为 10km×10km 的正方形样地，剔除数据过少的网格后，共得到采样单元 1938 个。计算每一采样单元内的综合生态风险指数，以此作为样地中心点的生态风险值。

2.4 空间分异研究方法

克里金方法是地统计学中的一个重要组成部分，也称为空间自协方差最佳插值法，该方法通过对一组分散要素的已知属性值进行拟合，生成连续估计表面，常用于识别和模拟格局的空间结构 [39]。克里金法是一个多步过程；它包括数据的探索性统计分析、变异函数建模和创建表面、研究方差表面，其中半变异函数建模是最关键的步骤。半变异函数利用空间内点对间的空间相关性的强弱随点对间距离的变化来构建函数模型，被定义为区域化变量 $Z(x_i)$ 在点在 x_i 和 x_i+h 处的值 $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i+h)$ 差的方差的一半，记为 $\gamma(h)$ ，其公式经过简化后可表达为。

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

式中： h 为抽样间隔距离； $N(h)$ 为抽样间距为 h 的点对总数； $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i+h)$ 分别是要素属性在 x_i 和 x_i+h 上的观测值 ($i=1, 2, \dots, N(h)$)。通常使用块金值 (Nugget)、基台值 (Sill)、变程 (Range) 3 个参数来描述这个函数。

3 结果与分析

3.1 风险单元计算结果分析

利用上文中的计算方法逐个采样单元进行指标计算分析，获得每个样区的土地利用生态风险指数。经过统计分析，结果如表 7 所示。

表 2 综合模型中各指数的含义及计算方法

| 指数 | 含义 | 描述 |
|----|----|----|
|----|----|----|

| | | |
|------------------|--------------------------|--|
| 景观干扰度 (E) | 不同景观组成结构所代表的生态系统受到干扰的程度 | $E_i = \frac{\sum_{i=1}^m \left(a * \frac{n_i}{A_i} + b * 0.5 * \sqrt{\frac{n_i}{A}} * \frac{A}{A_i} + c * \left(\frac{Q_i}{4} + \frac{n_i}{4N} + \frac{A_i}{2A} \right) \right) \times A_i}{A}$ |
| 景观脆弱度 (Fi) | 景观类型对外界干扰的敏感性 | <p>n_i 为评价单元中第<i>i</i>种地类景观的斑块数, A_i 代表评价单元中第<i>i</i>种地类景观的斑块总面积; A 为斑块总面积; U_i 为第<i>i</i>种地类景观在评价单元中出现的概率, N 为斑块总数; a, b, c 分别对应景观破碎度、景观分离度和景观优势度的权重, 参考相关文献[22], 分别指定权重值为 0.5, 0.3, 0.2</p> <p>参照许学工等学者的研究, 对土地景观类型赋予脆弱度分值: 未利用地=6、水域=5、耕地=4、草地=3、林地=2、建设用地=1, 归一化处理, 经面积加权可得到各风险样方的景观脆弱度</p> |
| 景观多样性 (Di) | 区域土地生态系统多样性 | $D_i = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$ <p>P_i 为第<i>i</i>类景观面积在区域中所占比例 $D_i=0$ 表明整个景观仅由一个斑块组成(未注明符号含义同上, 后同)</p> |
| 生态连通度 (EC) | 不同景观镶嵌结构维持和传递生态流的功能强弱 | $EC = \frac{\sum_{i=1}^k P_i' * \mu_i}{\sum_{i=1}^k P_i'}$ <p>P_i' 为第<i>i</i>种地类景观组合的共同边界长度; μ_i 为第<i>i</i>种地类景观组合的生态过程连通性分值; A 为评价单元中出现的组合总数不同地类景观组合的生态过程连通性关系及分值见表 3</p> |
| 生境质量指数 (Bio) | 物种存续功能 | $Bio = K_{bio} * \frac{\sum_{i=1}^m A_i * \alpha_i}{A}$ <p>k_{Bio} 为生境质量指数的归一化系数, 取值为 511.2642131067; α_i 为各第<i>i</i>种地类景观生境质量权重, 各地类景观权重见表 4, 引用自《生态环境状况评价技术规范(HJ192-2015)》</p> |
| 水源涵养指数 (Con) | 影响景观生态功能的发挥, 决定着生物的生存与分布 | $Con = K_{con} * \frac{\sum_{i=1}^m A_i * \beta_i}{A}$ <p>k_{Con} 为水源涵养指数的归一化系数, 取值为 526.7925984400; β_i 为各第<i>i</i>种地类景观水源涵养权重, 各地类景观权重见表 5, 引用自《生态环境状况评价技术规范(HJ192-2015)》</p> |
| “源-汇”功能协调度 (Cor) | 区域景观结构的生态“源-汇”功能协调度 | $Cor = \frac{\sum_{j=1}^m A_{ij} * \gamma_j \div \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m A_{ij} * \gamma_j}{\sum_{j=1}^m A_{ij} * \delta_j \div \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m A_{ij} * \delta_j}$ <p>n 为研究区评价单元总数, m 为评价单元内的地类景观总数代表第<i>j</i>个地类景观; A_{ij} 代表第<i>i</i>个评价单元内第<i>j</i>种景观的面积; γ_i, δ_i 希分别表示地类景观<i>j</i>的“汇”权重“源”权重, 具体数值见表 6</p> |

表 3 不同地类景观间的生态过程连通关系及分值

| | 耕地 | 林地 | 草地 | 水域 | 建设用地 | 未利用地 |
|------|----|-----|-----|-----|------|------|
| 耕地 | | 0.4 | 0.8 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |
| 林地 | - | | 0.8 | 1 | 0.2 | 0.8 |
| 草地 | + | + | | 0.8 | 0.4 | 0.8 |
| 水域 | - | ++ | + | | 0.2 | 0.8 |
| 建设用地 | - | -- | - | -- | | 0.4 |
| 未利用地 | - | - | + | - | - | |

表 4 各地类生境质量功能权重

| 耕地 | 林地 | 草地 | 水域 | 建设用地 | 未利用地 |
|------|------|------|------|------|------|
| 0.35 | 0.21 | 0.28 | 0.11 | 0.04 | 0.01 |

表 5 各地类水源涵养功能权重

| 河流 | 湖泊水库 | 滩涂沼泽 | 有林地 | 灌木林地 | 其他林地 | 高盖度草地 | 中盖度草地 | 低盖度草地 | 其他地类 |
|-------|-------|------|------|--------|--------|-------|-------|-------|------|
| 0.045 | 0.135 | 0.27 | 0.21 | 0.0875 | 0.0525 | 0.12 | 0.06 | 0.02 | 0 |

表 6 各地类景观的“源”“汇”权重

| “源”地类 | “源”景观权重 | “汇”地类 | “汇”景观权重 |
|--------|---------|--------|---------|
| 有林地 | 0.35 | 水田 | 0.15 |
| 灌木林 | 0.30 | 旱地 | 0.30 |
| 疏林地 | 0.25 | 其他林地 | 0.15 |
| 高覆盖度草地 | 0.25 | 城镇用地 | 0.40 |
| 中覆盖度草地 | 0.20 | 农村居民点 | 0.40 |
| 低覆盖度草地 | 0.15 | 其他建设用地 | 0.40 |
| 河渠 | 0.35 | 裸土地 | 0.30 |
| 湖泊 | 0.35 | 裸岩石砾地 | 0.30 |
| 水库坑塘 | 0.20 | | |
| 滩地 | 0.35 | | |
| 沼泽地 | 0.15 | | |

表 7 1980-2018 湖北省土地生态风险采样单元计算结果统计

| 年份 | 平均值 | 标准差 | 最小值 | 下四分位 | 中位数 | 上四分位 | 最大值 |
|------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1980 | 0.4349 | 0.1459 | 0.0096 | 0.3200 | 0.4121 | 0.5664 | 0.7858 |
| 2000 | 0.4341 | 0.1457 | 0.0166 | 0.3208 | 0.4122 | 0.5647 | 0.7870 |
| 2018 | 0.4410 | 0.1469 | 0.0441 | 0.3229 | 0.4267 | 0.5728 | 0.7844 |

数据显示,从 1980~2018 年,湖北省土地利用生态风险的平均水平呈上升趋势,平均值由 0.4349 上升到了 0.4410,这与湖北省生态景观面积减少,非生态景观面积增加的变化趋势一致;2000 比 1980 年下降了 0.0008,与整体发展趋势相反,对比土地利用景观变化的数据发现,这可能是由于 2000 年以前建设用地的增加相对较缓,而水域景观大量增加,使得生态景观在一定范围内增速超过了流失速度,局部风险值降低的引起的;标准差的大小代表着数据的变异幅度,2018 年标准差的明显大于其他两年,说明 2018 年的

风险指数在不同样方之间差异更大,生态风险在不同地区间的差异在逐渐增大;在最小值、下四分位、中位数这3个指标上,数值呈现逐渐上升的趋势,说明低风险值地区的整体风险有一定的上升;上四分位和最大值这两个指标上呈现波动发展规律,说明在高风险值地区影响风险值的因子转化比较活跃。中位数略小于平均数,数据呈轻微右偏态,通过频率直方图与核密度估计曲线(图2)进一步验证,可以看到三期数据的分布密度中心都处在中间位置,分布宽度较窄,整体形态上近似呈倒钟型,由中间向两端密度递减,密度曲线下降较快,几乎不存在长尾效应,数据分布整体比较平稳,离群值出现的概率较小,由此可以认为三期采样单元生态风险计算结果均趋近

于正态分布。

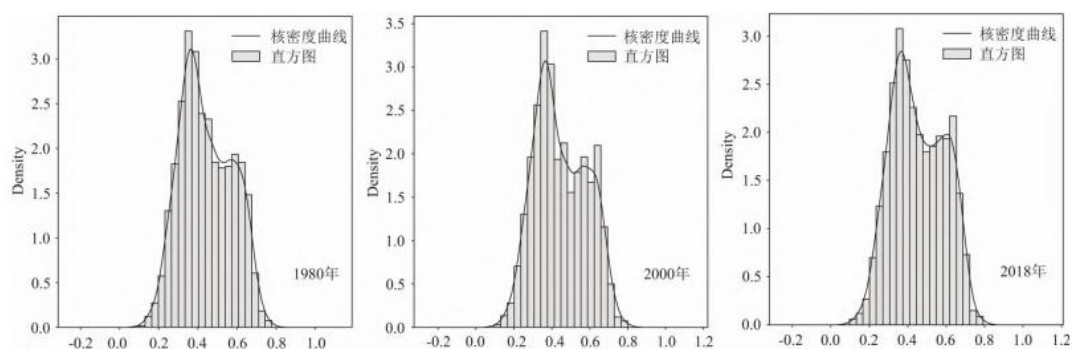


图2 1980~2018年湖北省土地生态风险指数频率直方图与核密度估计

样点值存在空间自相关是应用克里金插值的前提,为验证采样单元的生态风险值在空间上是否存在空间自相关现象,在ArcGIS平台上利用空间统计工具获取了10个不同距离尺度下的莫兰指数(Moran's I)(表8)。

表8 不同距离尺度下土地利用生态风险综合指数的 Moran's I

| 距离(km) | 1980年 | 2000年 | 2018年 |
|--------|----------|----------|----------|
| 10 | 0.8493** | 0.8448** | 0.8365** |
| 15 | 0.8212** | 0.8154** | 0.8064** |
| 20 | 0.7886** | 0.7816** | 0.7711** |
| 25 | 0.7536** | 0.7455** | 0.7346** |
| 30 | 0.7242** | 0.7152** | 0.7037** |
| 35 | 0.7036** | 0.6939** | 0.6823** |
| 40 | 0.6768** | 0.6664** | 0.6551** |
| 45 | 0.6427** | 0.632** | 0.6209** |
| 50 | 0.6239** | 0.6131** | 0.6023** |
| 55 | 0.6029** | 0.5918** | 0.5814** |

注:**表示结果通过统计检验,在1%水平上显著。

可以看出,在10个不同的观测距离尺度下,1980、2000、2018年的土地利用风险指数的 Moran's I 均大于0,并且伴随概率P均通过统计检验,在1%水平上显著为正,尤其在10km和15km的空间距离尺度上,三期数据的莫兰指数均高于0.8,说明湖北省的土地生态风险强度在研究期间存在较强空间正向自相关关系。三期土地利用生态风险的空间自相关程度随着距离尺度的增大而下降,但只有在55km时,2000和2018年的莫兰指数低于0.6,这说明土地利用生态风险在空间上的变化并不剧烈,而是一种平稳变化的状态,因此才能在不同的空间尺度上都体现出较高的自相关性。土地利用生态风险的空间自相关程度均表现为1980年最强,2018年最弱,说明近40a间,土地利用生态风险的空间结构特征发生一定的变化,相

邻空间的相似性减弱，变异程度增强。

3.2 半变异函数分析

由探索性数据分析结果可知，采样单元风险值呈正态分布且存在正向空间自相关，可以采用普通克里金方法进行插值预测。对三期数据进行预处理，异常值剔除，趋势去除后，通过评价不同参数设置下模拟结果的精度，选取三期风险指数数据最适合的预测模型，评价采用交叉验证的方法，依据统计指标平均误差和标准化均方根误差与理想模型的接近度来评价，理想模型中的平均误差为 0，标准化均方根误差为 1，评价诊断信息见表 9。

综合比较各模型的诊断指标发现，指数模型对研究数据的拟合优度明显高于其他模型，考虑方向因素后对 1980 和 2000 年的模型有一定的优化效果，但反而降低了 2018 年的模型精度。因此，1980、2000 年选择各向异性的指数模型，2018 年选择各向同性的指数模型。各年份半变异函数模型参数见表 10。

表 9 不同模型克里金预测诊断信息

| 模型 | 年份 | 1980 | | 2000 | | 2018 | |
|--------|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | | 各向同性 | 各向异性 | 各向同性 | 各向异性 | 各向同性 | 各向异性 |
| stable | 平均误差 | 4.41E-05 | -9.13E-05 | -1.32E-05 | -8.04E-05 | -1.84E-05 | -1.51E-05 |
| | 标准均方根 | 0.8886 | 0.8662 | 0.8851 | 0.8659 | 0.8882 | 0.8747 |
| 球状模型 | 平均误差 | -1.00E-05 | -1.06E-04 | -1.02E-05 | -1.00E-04 | -4.21E-05 | -5.19E-05 |
| | 标准均方根 | 0.8398 | 0.8222 | 0.8402 | 0.8155 | 0.8439 | 0.8215 |
| 高斯模型 | 平均误差 | -3.02E-04 | -2.40E-04 | -2.83E-04 | -2.49E-04 | -5.06E-04 | -4.85E-04 |
| | 标准均方根 | 0.8658 | 0.8257 | 0.8657 | 0.8244 | 0.8905 | 0.8753 |
| 指数模型 | 平均误差 | 1.25E-05 | -1.98E-05 | -6.37E-05 | -3.17E-06 | 7.94E-06 | 5.51E-06 |
| | 标准均方根 | 1.0162 | 0.9917 | 0.9839 | 1.0148 | 1.0220 | 0.9664 |

表 10 湖北省土地利用风险指数半变异函数模型参数表

| 年份 | 数据变换 | 趋势去除 | 块金值 | 偏基台值 | 基台值 | 块金值/(台值主变程 (%) | 次变程 (m) | 方向 (度) | |
|------|------|------|---------|---------|---------|----------------|---------|--------|------|
| 1980 | 无 | 二阶 | 0.00054 | 0.01589 | 0.01643 | 3.29% | 232320 | 161570 | 59.6 |
| 2000 | 无 | 二阶 | 0.00038 | 0.01714 | 0.01753 | 2.19% | 227790 | 158870 | 60.8 |
| 2018 | 无 | 二阶 | 0.00000 | 0.01679 | 0.01679 | 0.00% | 161100 | — | — |

空间的异质性可以体现为随机部分与自相关部分之和，块金值是对随机部分引起的空间异质性的表达，较大的块金值通常意味着较小空间尺度上可能存在着某种不可忽视的因素在影响空间变量的分异。本研究中，块金值占基台值的比例在 1980、2000 和 2018 年中分别为 3.29%、2.19%和 0，占比较小，说明在采样单元内部存在不可忽视影响因子的可能性较小，仅存在某些随机的干扰因素，空间自相关结构是该尺度下生态风险空间分异的主导因素，同时这也说明本文选取的采样单元尺度具有合理性。

变程的大小对应着变量空间自相关的尺度，在此尺度内的任意变量间都具有稳定的自相关关系，而当取样距离超过这一尺度后，变量间的相关性将不显著。从表 8 中可以看到，1980 和 2000 年的主变程分别为 232320 和 227790m，次变程分别为 161570 和 158870m，主变程方向分别为 59.6° 和 60.8°，三项数据均十分接近，说明 1980~2000 年间风险指数的格局存在较强的相似性。其中主变程和次变程的差距较大，主变程均接近次变程的 1.5 倍，表明在主变程方向上的相关性尺度远高于次变程方向，这是因为湖北省在该方向上(北偏东约 60°)地貌相似度较高，而在次变程方向上(北偏西约 30°)经历了由平原到丘陵山地的过度，地形复杂，地势起伏较大，地貌背景对土地利用生态风险的分异尺度影响明显。2018 年的变程为

161100m, 与前两期数据的次变程相近, 说明 2018 年生态风险变化在北偏西约 30° 方向上依然主要受到地貌因素的影响, 但在北偏东约 60° 方向上由于发展程度的不同使得土地利用的差异增加, 进而导致土地利用生态风险的空间依赖性减弱, 异质性增加。

3.3 土地生态风险格局与变化分析

基于构建的半变异函数模型, 对 1980、2000、2018 年三期土地利用生态风险值进行克里金插值预测, 采用自然断点法(NaturalBreak)对插值结果进行划分, 将研究区划分为低风险区(LUERI \leq 0.32)、较低风险区(0.32 $<$ LUERI \leq 0.41)、中度风险区(0.41 $<$ LUERI \leq 0.50)、较高风险区(0.50 $<$ LUERI \leq 0.60)和高风险区(0.60 $<$ LUERI \leq 1), 该方法基于数据统计学分布规律和聚类的思想, 能够使各分级内部元素具有最大的相似度(方差最小)而各级之间的差异性最大。在 ArcGIS 平台上采用地图可视化方法得到湖北省不同时期的生态风险空间分布(图 3), 应用分类统计的方法得到各等级生态风险区的面积及占比(表 11), 并进一步通过叠加分析获得不同等级风险区的转移概率矩阵(表 12)和等级变化图(图 4)。

从图 3 中可以看出, 近 40a 间湖北省土地生态风险的分布格局变化不大, 整体呈现东高西低, 沿宜昌—荆门—襄阳方向上有较明显高低风险分界线。比较明显的低风险核心位于神农架林区, 此外在随州市北部, 恩施州东南部, 宜昌市北部等区域也有较大范围的低风险区分布。这些地区普遍植被覆盖率较高, 水资源较丰富, 经济发展相对缓慢, 城镇用地低速扩张, 因而对生态景观占用较少, 对景观结构的干扰和破坏较轻。高风险区域主要集中在江汉平原和武汉城市圈, 这些地区地势平坦, 以耕地景观为主, 生态型景观的面积相对较少, 经济发展迅速, 城镇用地快速扩张, 导致区域土地利用生态风险状态始终处于高位。此外, 在襄阳市北部也存在一个高值次中心, 并逐渐沿枣阳—荆门和随州中部—孝感两条线路往江汉平原方向蔓延。

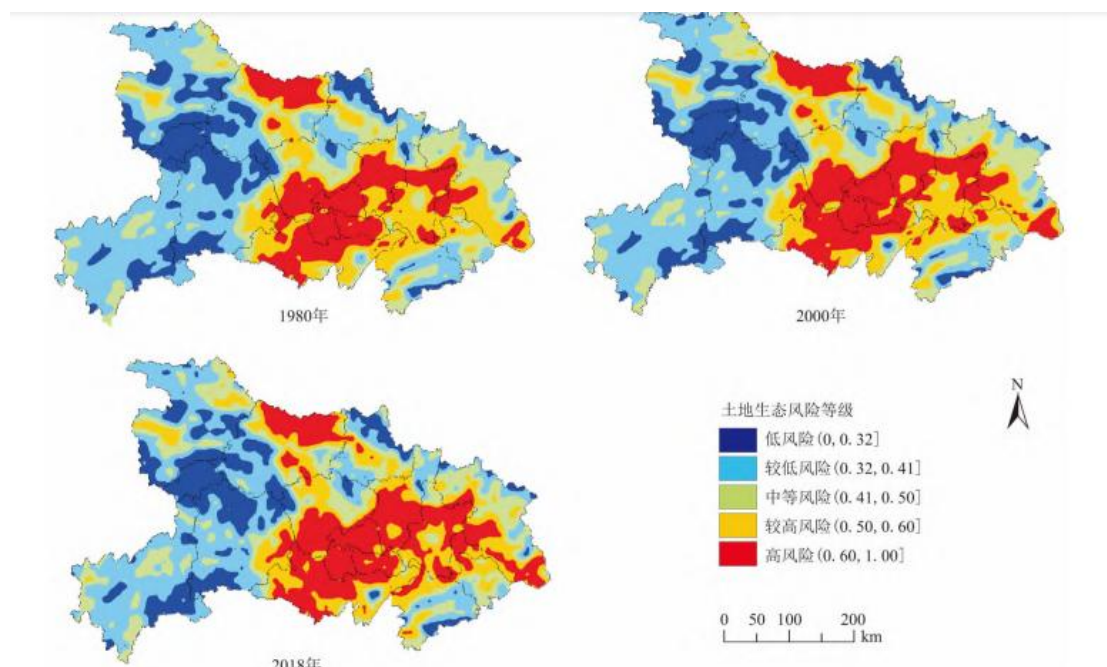


图 3 1980、2000、2018 年土地生态风险等级空间分布

从生态风险区的构成来看, 湖北省 1980~2018 年间面积占比最大的始终是较低风险区, 面积占比在 27%~30%左右, 其余各风险区的面积占比均在 15%~20%左右。研究期间各风险区处在动态变化之中, 高风

险地区增加了 7785km², 占区域总面积的 4.19%, 其余等级面积均呈减少趋势, 减少面积最大的是较低风险区, 共减少了 6539km², 占区域总面积的 3.52%, 低风险区面积下降了 283km², 占 0.15%, 中度风险区面积减少了 339km², 占 0.18%, 较高风险区面积减少 625km², 占 0.34%。分时段看, 在 1980~2000 年期间, 低风险和高风险地区面积分别增加了 297、4291km², 其余等级面积表现为减少趋势, 按减少量排序依次是中风险地区、较低风险区、较高风险区, 分别减少了 1701、1598、1289km²; 2000~2018 年期间, 高风险、较高风险和中度风险区面积分别增加 3494、665、1362km², 较低风险区面积减少 4941km², 低风险区面积减少 580km²; 可以看到, 低风险、中度风险、较高风险区面积在两个阶段的变化呈现出不同的方向, 说明在两个时期内湖北省土地利用的强度、方式和结构存在较大差异, 但总体上, 中高风险区面积的增加占了绝对主导地位, 土地利用朝着驱动生态风险强度增强的方向进行。

表 11 1980~2018 年湖北省各土地生态风险等级面积 (km²) 及比例 (%)

| 年份 | | 1980 | \$000 | \$018 | 1980~\$000 | \$000~\$018 | 1980~\$018 |
|------|----|--------|--------|----------|------------|-------------|------------|
| 低风险 | 面积 | \$8555 | \$8853 | \$8\$7\$ | \$97 | -580 | -\$83 |
| | 比例 | 15.36 | 15.5\$ | 15.\$1 | 0.16 | -0.31 | -0.15 |
| 较低风险 | 面积 | 56984 | 55386 | 50445 | -1598 | -4941 | -6539 |
| | 比例 | 30.65 | \$9.79 | \$7.14 | -0.86 | -\$\$.66 | -3.5\$ |
| 中度风险 | 面积 | 3617\$ | 34471 | 35833 | -1701 | 136\$ | -339 |
| | 比例 | 19.46 | 18.54 | 19.\$8 | -0.91 | 0.73 | -0.18 |
| 较高风险 | 面积 | 3\$650 | 31360 | 3\$0\$5 | -1\$89 | 665 | -6\$5 |
| | 比例 | 17.56 | 16.87 | 17.\$3 | -0.69 | 0.36 | -0.34 |
| 高风险 | 面积 | 31539 | 35830 | 393\$4 | 4\$91 | 3494 | 7785 |
| | 比例 | 16.97 | 19.\$7 | \$1.15 | \$.31 | 1.88 | 4.19 |

结合 1980~2018 年生态风险转移概率矩阵和风险等级分区图可以看出, 研究区内呈现低风险核心区基本稳定, 高风险区向低风险区缓慢扩张的态势。风险等级的转移几乎仅在相邻等级间发生, 无论是风险增加还是较小, 发生跳跃性改变的可能性较低。这是因为土地利用与覆被的改变是一个缓慢的过程, 很难在短时间内发生较大范围和程度的突变。矩阵中对角线上数据表示在该时段内风险等级不发生变化的概率, 越接近 1 说明越稳定, 越难发生改变。在研究期间高风险区和低风险区不发生转变的概率分别达到了 97.7% 和 90.1%, 高风险区等级降低的可能仅为 2.3%, 低风险区等级提升的概率为 9.9%。低风险区不变概率高, 说明低风险核心区域保持了较稳定的范围, 土地利用覆被处于人为利用与自然演替较为平衡的状态, 没有因人为干扰而加速转化, 而高风险区不变概率高则说明其他风险等级地区一旦上升到高风险等级, 将很难再通过自然演替来降低其风险等级。相比而言, 较低风险区、中度风险区、较高风险区的变化则较为剧烈, 风险等级保持不变的概率分别为 82.4%、76.5%、71.8%, 向上转移为更高风险等级的概率分别为 13.2%、21.7%、26.1%, 向下降低风险等级的概率分别为 4.4%、1.9%、2.1%, 不难发现向上转移的概率远远高于向下转移的概率, 这说明湖北省的土地利用生态风险呈不断上升的态势, 同时也意味着区域生态风险的降低相比上升而言更加困难。

表 12 1980~2018 年土地生态风险等级转移概率矩阵

| 风险等级 | 低风险 | 较低风险 | 中度风险 | 较高风险 | 高风险 |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 低风险 | 0.901 | 0.099 | | | |
| 较低风险 | 0.044 | 0.824 | 0.132 | | |
| 中度风险 | 0.001 | 0.018 | 0.765 | 0.217 | |
| 较高风险 | | | 0.021 | 0.718 | 0.261 |
| 高风险 | | | | 0.023 | 0.977 |

从图 4 中可以看到, 1980~2018 年间风险等级的变化在研究区内广泛分布于各处, 包括风险上升一级、下降一级、下降两级三种情形, 风险上升区要明显多于下降区, 下降两级的情况仅小范围的出现在洪湖。风险上升的区域没有形成明显的集群, 但总体上鄂东地区风险上升范围要大于鄂西地区, 这可能与东西部发展速度差异有关。近 40a 来, 东部城市依托武汉市发展迅速, 城市面积快速扩张, 占用了大量生态用地, 而西部城市受限于地理、交通等因素, 发展相对缓慢, 因此生态风险的上升也相对较小。

分阶段来看, 两个时段的等级转化规律与整个周期的基本一致, 但 2000~2018 年时段的变动范围更大, 说明 2000 年以后湖北省的土地利用结构变动更加剧烈。1980~2000 年, 风险等级发生变化的地区相对较少, 上升区主要集中在武汉市及周边区域, 下降区主要出现在洪湖市与仙桃市一带, 这一时期, 风险下降主要得益于围湖造田的现象得到了控制, 政府引导退田还湖, 水域面积有了较大幅度的回升。2000~2018 年, 风险等级发生变化的区域明显增多, 鄂西地区也出现了较大范围的上升区, 上升区的分布变得十分零散, 呈“遍地开花”之势; 下降区依然呈现出集聚分布的特点, 除仙桃洪湖片区外, 由于 2002 年后退耕还林工程全面推进, 在恩施州和宜昌市交界一带也出现了较为集中的下降区。

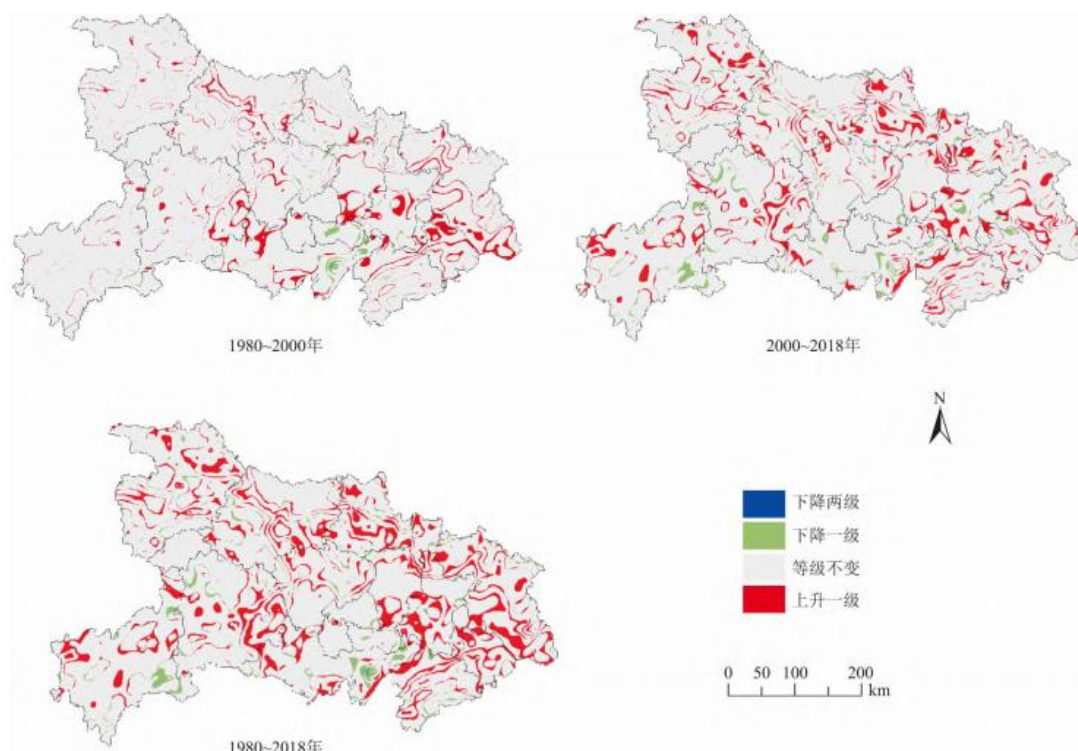


图 4 土地生态风险等级变化图

4 结论与讨论

本文从景观生态学相关理论出发, 基于土地利用/覆被变化数据, 在同时考虑景观结构和景观功能的基础上构建综合土地生态风险指数, 研究了 1980~2018 年湖北省土地生态风险的变化趋势, 主要结论如下:

(1) 在网格尺度下, 研究期间湖北省土地生态风险的平均水平由 0.4349 下降到 0.4341, 再上升到了 0.4410, 表现出先减后增的变化特征; 土地生态风险表现出较强的空间正向自相关, 其强度随着时间推进而减弱, 说明相邻样方之间的相似性减弱, 变异程度增强。

(2) 空间的异质性可以体现为随机部分与自相关部分之和。在 $10\text{km} \times 10\text{km}$ 尺度下, 块金值占基台值的

比例在各个研究年份均较小,说明在采样单元内部存在不可忽视影响因子的可能性较小,仅存在某些随机的干扰因素,空间自相关结构是湖北省土地生态风险空间分异的主导因素。1980和2000年的空间自相关结构基本一致,表现出各向异性的特征,在北偏东60°方向上的相关性尺度远高于北偏西30°方向,初步推断由地形地貌差异引起;2018年空间自相关结构表现为各向同性,方向性差异不明显。

(3)研究期间,风险等级的转移几乎仅在相邻等级间发生,无论是风险增加还是较小,发生跳跃性改变的可能性较低。高风险地区增加了7785km²,占区域总面积的4.19%,其余等级面积均呈减少趋势,减少面积最大的是较低风险区,共减少了6539km²,占区域总面积的3.52%,低风险区、中风险区、较高风险区面积分别减少了283、339、625km²。(4)研究期间,湖北省土地生态风险的分布格局变化不大,整体呈西低东高,沿宜昌—荆门—襄阳方向上有较明显的分界线。低风险核心位于神农架林区,高风险区域主要集中在江汉平原—武汉片区,襄阳市北部存在一个高值次中心,并逐渐沿枣阳—荆门和随州中部—孝感两条线路往江汉平原方向蔓延。

目前针对湖北省层面的土地生态风险研究不多,本文的结论与这些研究的结论基本相符,即湖北省土地生态风险具有上升趋势,整体格局呈西低东高。但在生态风险的变化方面存在一定差异,如张媛等[40]认为2011~2015年间,土地生态风险一直处于稳定状况,张宇等[41]则认1998~2013年期间,虽然土地生态环境压力逐年增加但土地生态安全综合值有一定程度的提高。经分析,出现差异的原因主要来源于两个方面:第一,由于研究期选取的不同,各研究是在不同时间尺度上进行的,因此土地生态风险可能会到尺度影响而呈现出不同的变化规律。第二,评价指标体系的区别,这些研究主要采用PSR模型,选取的指标多侧重于人口、社会、经济、科技等,而本文主要关注土地利用在空间上的结构与其自然功能属性差异对区域生态的影响,指标选取的差异势必引起评价结果的不同。

总体来说,本研究在传统生态风险指数的基础上,引入景观多样性、生态连通度、生境质量指数、水源涵养功能指数、“源—汇”协调度,构建综合土地生态风险评价模型,提供了一种更具综合性的评价方法,评价结果符合一般经验认知,与相关研究也有较好的一致性,可以认为基于该模型的生态风险评价具有合理性和可适用性。相同的用地结构在不同的区位、地形、社会背景下的生态风险值是否相同,这些因素对土地生态风险的影响如何量化,目前尚无针对性研究,因此,受限于理论与篇幅,本文没有将这些因素纳入模型,在后续研究中会针对这一问题进行专门的讨论,以得到更为科学的评价体系和更加可靠的评价结果。

参考文献:

- [1] 傅伯杰,张立伟.土地利用变化与生态系统服务:概念、方法与进展[J].地理科学进展,2014,33(4):441-446.
- [2] 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.
- [3] 孙天弘,雷平.国内土地利用生态风险研究进展[J].资源与产业,2019,21(1):95-104.
- [4] 刘培哲.当今世界环境科学研究的前沿领域美国的生态风险评价研究[J].环境与可持续发展,1989(2):1-3.
- [5] 肖笃宁,陈文波,郭福良.论生态安全的基本概念和研究内容[J].应用生态学报,2002,13(3):354

[6] HUNSAKER C T, GRAHAM R L, SUTER G W, et al. Assessing ecological risk on a regional scale [J]. *Environmental Management*, 1990, 14(3) : 325—332. [7] GRAHAM R L, HUNSAKER C T, O' NEILL R V, et al. Ecological risk assessment at the regional scale: Ecological archivesA005—001. [J]. *Ecological applications: A publication of the Ecological Society of America*, 1991, 1(2) : 196—206.

[8] PATTON D E. The U. S. environmental protection agency' s framework for ecological risk assessment [J]. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1995, 1(4) : 348—356.

[9] GAUDET C L, MILNE D A, WONG M P, et al. A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada [J]. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1995, 1(3) : 43—115.

[10] KICKERT R N. Spatial ecological risk simulation of U. S. Department of Energy lands applied to military lands [J]. *Simulation*, 1996, 66(4) : 263—264.

[11] 周华锋, 傅伯杰. 景观生态结构与生物多样性保护 [J]. *地理科学*, 1998, 18(5) : 472—478.

[12] 王仰麟, 赵一斌, 韩荡. 景观生态系统的空间结构: 概念、指标与案例 [J]. *地球科学进展*, 1999, 14(3) : 235—241.

[13] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局 [J]. *生态学报*, 1999, 19(1) : 8—15.

[14] 傅伯杰, 吕一河, 陈利顶, 等. 国际景观生态学研究新进展 [J]. *生态学报*, 2008, 28(2) : 798—804.

[15] CRABTREE C G, MCGAUGHEY B D, HENRIKSEN E B. GIS and remote sensing as tools for conducting ecological risk assessments [J]. *Lake and Reservoir Management*, 1994, 9(1) : 84—87.

[16] PARMENTER A W, HANSEN A, KENNEDY R E, et al. Land use and land cover change in the Greater Yellowstone Ecosystem: 1975 — 1995 [J]. *Ecological Applications*, 2003, 13(3) : 687—703.

[17] SIVRIKAYA F, AKIR G, KADIOĞ ULLARI A O, et al. Evaluating land use /land cover changes and fragmentation in the Camili forest planning unit of northeastern Turkey from 1972 to 2005 [J]. *Land Degradation & Development*, 2007, 18(4) : 383—396.

[18] SALVATI L, DE ANGELIS A, BAJOCCHI S, et al. Desertification risk, long-term land use changes and environmental resilience: A case study in Basilicata, Italy [J]. *Scottish Geographical Journal*, 2013, 129(2) : 85—99.

- [19] MONDAL B, SHARMA P, KUNDU D, et al. Spatio-temporal assessment of landscape ecological risk and associated drivers: A case study of Delhi [J]. Environment and Urbanization Asia, 2021, 121(S1): 85-106.
- [20] 曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析 [J]. 中国环境科学, 1999, 19(5): 454-457.
- [21] 李谢辉, 李景宜. 基于 GIS 的区域景观生态风险分析——以渭河下游河流沿线区域为例 [J]. 干旱区研究, 2008(6): 899-903.
- [22] 谢花林. 基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析 [J]. 生态学报, 2008, 28(10): 5020-5026.
- [23] 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 [J]. 生态学报, 2018, 38(11): 3729-3740.
- [24] 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.
- [25] 杜军, 赵胜朝, 邱士可, 等. 2000-2015 年豫西黄土丘陵区土地利用变化及景观生态风险评价 [J]. 水土保持研究, 2021, 28(1): 279-284.
- [26] 周启刚, 张晓媛, 王兆林. 基于正态云模型的三峡库区土地利用生态风险评价 [J]. 农业工程学报, 2014, 30(23): 289-297. [27] 夏敏, 张开亮, 文博, 等. 煤炭资源枯竭型城市工矿用地时空变化模拟与生态风险评价——以江西省萍乡市安源区为例 [J]. 地理研究, 2017, 36(9): 1773-1786.
- [28] 高玥, 刘新平, 原伟鹏. 干旱区内陆河流域未利用地开发生态风险评价及预测——以开都河流域为例 [J]. 中国农业资源与区划, 2020, 41(3): 203-211.
- [29] 吴文婕, 石培基, 胡巍. 基于土地利用/覆被变化的绿洲城市土地生态风险综合评价——以甘州区为例 [J]. 干旱区研究, 2012, 29(1): 122-128.
- [30] 虞燕娜, 朱江, 吴绍华, 等. 多风险源驱动下的土地生态风险评价——以江苏省射阳县为例 [J]. 自然资源学报, 2016, 31(8): 1264-1274.
- [31] 康鹏, 陈卫平, 王美娥. 基于生态系统服务的生态风险评价研究进展 [J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1192-1203.
- [32] 傅伯杰, 陈利顶, 王军, 等. 土地利用结构与生态过程 [J]. 第四纪研究, 2003, 23(3): 247-255.
- [33] 付在毅, 许学工, 林辉平, 等. 辽河三角洲湿地区域生态风险评价 [J]. 生态学报, 2001, 37(3): 365-373.

[34]许艳,濮励杰.江苏海岸带滩涂围垦区土地利用类型变化研究——以江苏省如东县为例[J].自然资源学报,2014,29(4):643—652.

[35]孙丽娜,宋戈.松嫩高平原黑土区土地利用/覆被变化及其景观生态风险分析[J].水土保持研究,2012,19(1):148—153,158.

[36]房艳刚,刘继生.理想类型叙事视角下的乡村景观变迁与优化策略[J].地理学报,2012,67(10):1399—1410.

[37]中华人民共和国国家环境保护标准技术委员会.生态环境状况评价技术规范:HJ192—2015[S].北京:中国标准出版社,2015.

[38]陈利顶,傅伯杰,赵文武.“源”“汇”景观理论及其生态学意义[J].生态学报,2006,26(5):1444—1449.

[39]李哈滨,王政权,王庆成.空间异质性定量研究理论与方法[J].应用生态学报,1998,9(6):651—657.

[40]张媛,望志方,陈楠,等.湖北省生态环境状况时空变化特征及影响因素分析[J].环境科学与技术,2017,40(S2):300—305.

[41]张宇,游和远.基于P—S—R的土地资源生态环境安全评价——以湖北省为例[J].生态经济,2015,31(8):125—128.