DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2026.06.044 CSTR:32311.14.rswc.2026.06.044
郭榕梅, 熊秋林, 洪清文, 等. 鄱阳湖流域水土保持功能分区下的生态脆弱性评价与差异化驱动机理[J]. 水土保持研究,2026,33(6):451-462.
Guo Rongmei, Xiong Qiulin, Hong Qingwen, et al. Evaluation of ecological vulnerability and differentiated driving mechanisms under soil and water conservation function zoning of Poyang Lake Basin[J]. Research of Soil and Water Conservation,2026,33(6):451-462.

鄱阳湖流域水土保持功能分区下的生态脆弱性评价与差异化驱动机理

郭榕梅[1,2], 熊秋林[1,2], 洪清文[1,2], 宋月君[3], 廖凯涛[3], 何海清[1,2]
(1.东华理工大学 测绘与空间信息工程学院, 南昌 330013;
2.东华理工大学 流域生态过程与信息江西省重点实验室, 南昌 330013;
3.江西省水利科学院流域水土保持江西省重点实验室, 南昌 330029)

摘 要:[**目的**]对比研究同流域不同水土保持功能分区生态脆弱性时空演变规律及其驱动因子差异,为"因区制宜"开展流域生态修复提供科学参考。[**方法**]基于敏感性-恢复力-压力度(SRP)模型构建生态脆弱性评价体系,评价2005—2023年鄱阳湖流域不同水土保持区生态脆弱性,结合植被净初级生产力数据划分脆弱性等级;并运用最优参数地理探测器识别不同水土保持区生态脆弱性驱动机制。[**结果**](1)人居环境提升区和生态保育修复区以微度脆弱和轻度脆弱为主,二者面积之和超过70%;高脆弱性主要分布在生态工程治理区,其面积占比大于20%。(2)4个分区生态脆弱性面积变化分异显著,农田湿地理水区重度生态脆弱区域面积增加了13.9%,生态退化显著;生态工程治理区次之,低脆弱性面积增长12.9%,脆弱性得到缓解;人居环境提升区位居第三,微度脆弱面积增加23.4%,但重度脆弱地区面积也增加3.4%,生态状况两极分化;生态保育修复区各个等级脆弱性面积变化均小于10%,生态系统结构稳定。(3)4个分区生态脆弱性主导因子存在差异性:人居环境提升区主要受气候、植被和人为因子共同调控;农田湿地理水区由土地利用方式和植被因子共同作用;生态保育修复区以气候、土壤侵蚀强度及植被因子为主导因子;生态工程治理区则受地形、土壤侵蚀强度和植被因子协同影响。[**结论**]鄱阳湖流域不同水土保持功能区生态脆弱性时空格局与演变趋势差异显著,驱动因子呈现明显区域性,其中植被因子是影响各分区生态脆弱性的共性关键因子。流域生态修复需立足分区特征实施差异化治理策略。

关键词:生态脆弱性; 鄱阳湖流域; 水土保持区; SRP模型; 最优参数地理探测器
中图分类号:S157.1; X826; F301.2 **文献标识码:**A **文章编号:**1005-3409(2026)06-0451-12

Evaluation of ecological vulnerability and differentiated driving mechanisms under soil and water conservation function zoning of Poyang Lake Basin

Guo Rongmei[1,2], Xiong Qiulin[1,2], Hong Qingwen[1,2], Song Yuejun[3], Liao Kaitao[3], He Haiqing[1,2]
(1.*School of Surveying and Geoinformation Engineering, East China University of Technology, Nanchang*, 330013, *China*; 2.*Jiangxi Key Laboratory of Watershed Ecological Process and Information, East China University of Technology, Nanchang* 330013, *China*; 3.*Jiangxi Key Laboratory of Watershed Soil and Water Conservation, Jiangxi Academy of Water Science and Engineering, Nanchang* 330029, *China*)

Abstract: [**Objective**] A comparative study is conducted on the spatiotemporal evolution of ecological vulnerability and differences in its driving factors among different soil and water conservation functional zones within the same watershed, thereby providing a scientific reference for watershed ecological restoration according to zone-specific conditions. [**Methods**] Based on the Sensitivity-Resilience-Pressure (SRP) model, an ecological vulnerability assessment system was constructed to evaluate the ecological vulnerability of different soil and water

收稿日期:2026-01-22 **修回日期:**2026-03-03 **接受日期:**2026-03-24
资助项目:国家自然科学基金项目(42107274);江西省自然科学基金项目(20202BABL213030)
第一作者:郭榕梅(2001—),女(穿青人),贵州毕节人,硕士研究生,研究方向为生态环境遥感。E-mail:m17844267964@163.com
通信作者:熊秋林(1988—),男,江西高安人,副教授,博士,研究方向为生态环境遥感、环境地球科学。E-mail:xiong_ql@163.com

conservation zones in the Poyang Lake watershed from 2005 to 2023. The vulnerability levels were classified using net primary productivity data of vegetation. The optimal-parameter geodetector was used to identify the driving mechanisms of ecological vulnerability in different soil and water conservation zones. [**Results**] (1) The human settlement improvement zone and ecological conservation and restoration zone were mainly characterized by slight and mild vulnerability, with the combined area exceeding 70%; high vulnerability was mainly distributed in the ecological engineering governance zone, with an area proportion greater than 20%. (2) The changes in the area of ecological vulnerability in the four zones were significantly different. The area of severe ecological vulnerability in the farmland and wetland water regulation zone increased by 13.9%, indicating significant ecological degradation; the ecological engineering governance zone followed, with the area of low vulnerability increasing by 12.9%, indicating a mitigation of vulnerability; the human settlement improvement zone ranked third, with the area of slight vulnerability increasing by 23.4%, but the area of severe vulnerability also increased by 3.4%, showing a polarization of ecological conditions; the ecological conservation and restoration zone had changes in the area of each vulnerability level less than 10%, indicating a stable ecosystem structure. (3) The dominant factors of ecological vulnerability in the four zones were different: the human settlement improvement zone was mainly regulated by climate, vegetation, and human factors; the farmland and wetland water regulation zone was jointly affected by land use patterns and vegetation factors; the ecological conservation and restoration zone was dominated by climate, soil erosion intensity, and vegetation factors; the ecological engineering governance zone was influenced by topography, soil erosion intensity, and vegetation factors in a coordinated manner. [**Conclusion**] The spatiotemporal patterns and evolution trends of ecological vulnerability in different soil and water conservation functional zones in the Poyang Lake watershed are significantly different, and the driving factors show obvious regional characteristics. Among them, vegetation factors are the common key factors affecting the ecological vulnerability of each zone. Ecological restoration in the watershed should implement differentiated governance strategies based on the characteristics of each zone.

Keywords: ecological vulnerability; Poyang Lake Basin; soil and water conservation zone; SRP model; optimal-parameter geodetector

在全球气候变暖、人口增长与资源过度开发的背景下,水土流失已成为威胁流域生态安全的关键胁迫因子[1],导致流域生态脆弱性问题层出不穷;复杂的地质地貌、脆弱的植被生态系统与不合理的人类活动相互叠加作用[2],形成"水土流失-生态退化"的恶性循环,严重制约流域生态环境可持续发展[3]。因此,探讨流域水土流失区生态脆弱性的演变特征和影响机制,对于科学指导流域生态修复具有重要的理论意义。

目前关于流域生态脆弱性研究大致可以分为三类。第一类主要是耦合自然与社会经济要素,遵循生态脆弱性综合评价模型的构建规则,构建评价指标体系量化脆弱性空间格局,表征水土流失区全流域尺度的生态脆弱性时空演变规律,如遗传算法-PLUS模型[4]、生境-结构-功能模型[5]、敏感-恢复-压力模型等[6]。实际上,水土流失强度和生态系统脆弱性具有空间异质性特征[7],这类研究忽视了不同水土保持功能区之间脆弱性的差异性,不利于区域生态差异化治理。第二类研究在整体评估基础上进行分区可视化,重点探讨同一流域内不同水土保持区的脆弱性差异[8],这类研究多聚焦短时间内生态脆弱性变化,定期评估不同分区生态脆弱性状况,及时反映当年生态环境现状,为开展专项生态修复工程提供具体参考。然而,水土流失强度具有时间变异性特征[9],这类研究缺乏生态脆弱性长期演变趋势分析,不利于准确评估生态系统自然修复能力的动态变化。第三类研究在前两类研究的基础上探讨水土保持区生态脆弱性驱动机制[10],这类研究多采用单因子控制法明确单一因子与生态脆弱性之间的因果联系,避免多因子共同作用相互干扰导致的结论偏差。但生态脆弱性是多因子共同作用的结果[11],缺乏多因子驱动力交互作用探究,难以准确把握生态系统脆弱性的驱动机制,制约着生态修复策略的时空适配性。

综上所述,由于各种影响因子在流域空间分布的异质性,不同水土保持区生态脆弱性空间分布格局及其退化机制不尽相同。尽管当前关于水土保持区生态脆弱性研究在理论和方法上已相对成熟,但

针对不同水土保持区生态脆弱性时空分布格局、演变特征及其主导驱动因子进行对比研究相对薄弱。因此,揭示流域内不同水土保持分区生态脆弱性时空演变规律及其驱动因素分异规律,是本研究主要解决的科学问题。

依据《全国水土保持区划导则》[12],鄱阳湖流域被划为多个水土流失强度各异的分区,然而水土流失诱发因素,如季节性暴雨冲刷,不合理的开垦以及单一的林下植被群落等,在不同分区中影响强度各不相同,加剧了流域生态环境压力。基于此,本研究以鄱阳湖流域不同水土保持功能分区为研究对象,采用敏感性-恢复力-压力度(sensitivity-resilience-pressure, SRP)模型与主成分分析法量化 2005—2023 年不同水土保持功能分区的生态脆弱性;考虑到空间连续性表达,本研究引入 NPP 数据划分生态脆弱性等级;并基于最优参数地理探测器讨论各个分区关键驱动因子。研究结果对于差异化治理分区水土流失和"因区制宜"地制定流域水土保持措施与生态修复策略具有重要的理论与实践意义。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

鄱阳湖流域位于 24°29′14″—30°04′43″N,113°34′18″—118°28′56″E,以山地和丘陵地形为主,地势四周高中间低,形成典型的封闭性汇水盆地。降水量充沛,但时空分布不均,加之复杂的地形条件,导致流域内水土流失问题突出。根据中国水土保持区划三级分区将其划分为 7 个三级分区[12]。依据各分区主导生态功能,将其划分为人居环境提升区(Ⅰ区)、农田湿地理水区(Ⅱ区)、生态保育修复区(Ⅲ区)、生态工程治理区(Ⅳ区)[13-14]4 个水土保持区(图 1)。人居环境提升区以水力侵蚀为主,水土流失面积达 3 539.8 km²;该分区重点关注维护人类居住区的生态环境质量,通过生态功能优化提升环境的宜居性。农田湿地理水区以风力侵蚀为主,水土流失面积达 1 860.1 km²;其生态功能以水质维护与农田防护为核心,通过生态修复提升土地生产力。生态保育修复区以水力侵蚀为主,水土流失面积 4 624.2 km²;是以崩岗治理、水源涵养与林草修复为核心的水土保持型功能区。生态工程治理区以风力侵蚀为主,水土流失面积为 15 086.2 km²;该分区高度聚焦于土壤保持与生态产业开发[12,15],是全流域水土流失防治的重难点区域。

1.2　数据来源与处理

本研究涉及的数据涵盖土地利用数据、气象数据、数字高程模型数据、社会经济数据、植被数据及土壤数据,具体数据详情见表 1。中国多时期土地利用遥感监测数据集 30 m 分辨率土地利用数据用于计算景观多样性指数、生物丰度和耕地占比面积;气象数据包含逐月降水量和月平均气温序列,经栅格计算器累加运算得到年降水量和年均温;植被数据包含逐月植被覆盖度数据和归一化植被指数数据,利用栅格计算器累加运算得到年度植被覆盖度;2023 年 GDP 密度参考江西省 2024 年统计年鉴(https://www.jiangxi.gov.cn/),通过克里金插值法插值获取。基于高程数据计算单位面积高程差得到地形起伏度。选取 2009 年第二次全国土地调查中国科学院南京土壤研究所提供的 1∶100 万中国区土壤数据;参考南方丘陵地区坡度修正方式,计算得到坡度因子,并通过修正通用土壤流失方程[16](revised universal soil loss equation, RUSLE)计算土壤侵蚀强度。

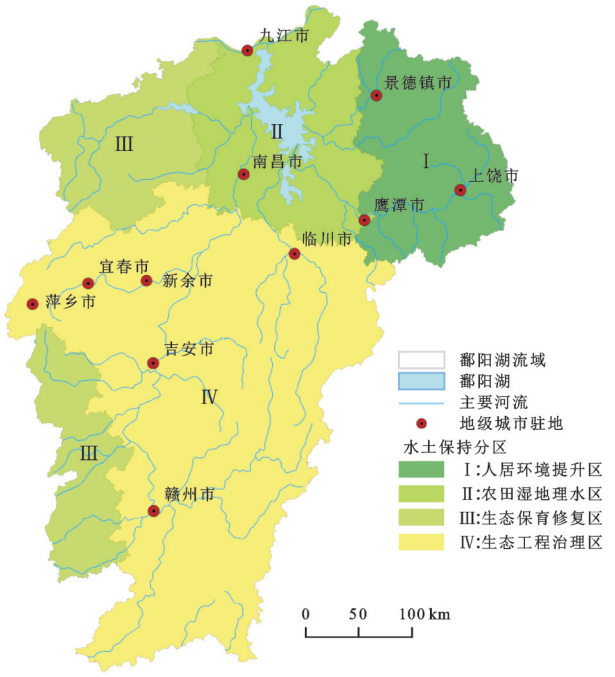


图 1　研究区概况图

Fig. 1　Study area overview map

由于评价指标在属性和量纲上存在差异,为保障评价准确性,采用极差法对评价指标进行标准化处理,将其转化为统一标准值,以确保评价结果可靠。正向指标使用公式(1),逆向指标使用公式(2):

$$\text{正向指标}:Z_{ij}=\frac{X_{ij}-X_{\min}}{X_{\max}-X_{\min}} \tag{1}$$

$$\text{负向指标}:Z_{ij}=\frac{X_{\max}-X_{ij}}{X_{\max}-X_{\min}} \tag{2}$$

式中:Z_{ij}为第 i 个指标标准化值;X_{ij}为第 i 个指标的原始值;$X_{\max}$为第 i 个指标的最大值;$X_{\min}$为第 i 个指标的最小值。

表1 主要数据来源
Table 1 Main data sources

数据类型	数据名称	数据来源
土地利用数据	中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC)	中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)
土壤数据	中国土壤数据集(v1.1)	国家冰川冻土沙漠科学数据中心(http://www.ncdc.ac.cn)
气象数据	逐月降水数据集、逐月温度数据集	国家青藏高原科学数据中心平台(https://data.tpdc.ac.cn)
数字高程模型数据	数字高程	地理空间数据云(http://www.gscloud.cn)
社会经济数据	LandScan中国人口密度数据	LandScan(https://landscan.ornl.gov/)
	GDP密度数据集	资源环境科学数据中心(https://www.resdc.cn/)
植被数据	中国归一化植被指数(NDVI)数据集 逐月平均植被覆盖度数据(FVC)	国家青藏高原科学数据中心平台(https://data.tpdc.ac.cn)
	MOD17A3 HGF全球NPP数据集	Google Earth Engine(GEE)数据平台(https://www.opengee.org/)

1.3 研究方法

1.3.1 生态脆弱性评价指标体系构建 考虑到鄱阳湖流域地理空间跨度相对较小,本研究遵循SRP模型[17-18]的指标选取原则,结合流域生态特征及评价指标的科学性、可操作性与数据可获得性,选取14个因子,构建统一的生态脆弱性评价指标体系,如表2所示。

生态敏感性反映生态系统遭受外界干扰后的响应程度[18]。鄱阳湖流域因地形和降水时空分布不均,水土流失严重,因此,选取高程、坡度、地形起伏度、年降水量、年均温、土壤侵蚀强度6个指标反映生态敏感性。

生态恢复力是指生态系统受到外界干扰后,维持自身结构稳定的能力[19]。生态恢复力与景观结构复杂程度,以及生物多样性丰富度密切相关;归一化植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)反映了研究区植被生长状况,植被覆盖率反映植被分布情况,植被净初级生产力衡量生态系统的生产力水平;因此,选取景观多样性指数、生物丰度、归一化植被指数、植被覆盖度、植被净初级生产力5个指标反映生态恢复力。

生态压力度是指生态系统对外界干扰的响应程度[20]。生态压力度主要来源于人类活动,鄱阳湖流域不合理的耕地扩张,加剧了生态压力度,本研究选取人口密度、GDP密度以及耕地面积3个指标,评估人类活动对不同水土流失分区生态压力度。

1.3.2 空间主成分分析 为消除指标间多重共线性,增强生态脆弱性评价的客观性,本研究采用空间主成分分析方法[21]。对标准化处理后的评价指标进行空间主成分分析,筛选累计贡献率大于90%的前6个主成分作为有意义的主成分,计算生态脆弱性指数(ecological vulnerability index, EVI)。公式如下:

$$I_{\mathrm{EVI}}=a_1Y_1+a_2Y_2+a_3Y_3+a_4Y_4+a_5Y_5+a_6Y_6 \quad (3)$$

式中:I_{EVI}为生态脆弱性指数值;a_1—a_6为第1—6个主成分的贡献率;Y_1—Y_6为第1—6个主成分。

1.3.3 生态脆弱性等级划分 为探究多个水土保持区生态脆弱性变化,对生态脆弱性指数进行标准化处理,公式如下:

$$I_{\mathrm{SEVI},i}=\frac{\mathrm{EVI}_i-\mathrm{EVI}_{i,\min}}{\mathrm{EVI}_{i,\max}-\mathrm{EVI}_{i,\min}} \quad (4)$$

式中:$I_{\mathrm{SEVI},i}$为第i年生态脆弱性标准化值;EVI_i为第i年生态脆弱性指数值;$\mathrm{EVI}_{i,\max}$为第i年生态脆弱性指数值的最大值;$\mathrm{EVI}_{i,\min}$为第i年生态脆弱性指数值的最小值。

在综合现有生态脆弱性等级划分方法的基础上,为实现多个水土保持区生态脆弱性的连续表达,本研究引入净初级生产力(net primary productivity, NPP)值划分生态脆弱性等级[22]为微度脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱、极度脆弱。

1.3.4 土地利用转移矩阵 土地利用转移矩阵能定量分析研究区土地利用类型之间的转换,以及揭示转换方向[23]。本研究利用土地利用转移矩阵讨论2005—2023年各个水土保持分区生态脆弱性等级转换情况,公式如下:

$$\boldsymbol{S}_{ij}=\begin{bmatrix} S_{11} & \cdots & S_{1n} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ S_{n1} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix} \quad (5)$$

式中:$\boldsymbol{S}_{ij}$为i级生态脆弱性转换为j级生态脆弱性的面积;n为不同等级生态脆弱性的数量;i, j分别为转移前后的生态脆弱性等级。

表 2　鄱阳湖流域生态脆弱性评价指标体系

Table 2　Ecological vulnerability evaluation index system for Poyang Lake Basin

目标层	准则层	决策层	指标层	
			指标	指标性质
生态脆弱性	生态敏感性	地形因子	高程(X_1)	−
			坡度(X_2)	+
			地形起伏度(X_3)	+
		气候因子	年降水量(X_4)	−
			年均温(X_5)	−
		环境因子	土壤侵蚀强度(X_6)	+
	生态恢复力	多样性因子	景观多样性指数(X_7)	+
			生物丰度(X_8)	−
		植被因子	归一化植被指数(X_9)	−
			植被覆盖度(X_{10})	−
			植被净初级生产力(X_{11})	−
	生态压力度	社会发展	人口密度(X_{12})	+
			GDP密度(X_{13})	+
			耕地占比(X_{14})	+

注:+表示正向指标,指标值越大,生态脆弱性越高;−表示负向指标,指标值越小,生态脆弱性越低。

1.3.5　*最优参数地理探测器*　地理探测器(geodetector)是一种用于探测地理现象空间分异规律,并识别其驱动因子及因子间交互作用的统计模型[24],因子解释力由q值决定,q值越大,对生态脆弱性的影响越大。公式如下:

$$q=1-\frac{\sum_{h=1}^{L}N_h\sigma_h^2}{N\sigma^2} \tag{6}$$

式中:q为生态脆弱性的解释力;h为变量或因子的分层;N和N_h分别为全区和h区单元数;σ^2和σ_h^2分别为全区和h区生态脆弱性的方差。

本研究对各分区构建1 km×1 km的空间采样网格单元,提取各个分区的驱动因子(自变量)与生态脆弱性指数(因变量)。采用R语言实现等距分类法、自然断点分级法、标准差分类法、几何间隔分类法,将各驱动因子划分为5～10个类别,通过地理探测器模型计算不同分类方法及类别数下的因子解释力q值,以q值最大分类方法和类别为最优离散化方式,揭示生态脆弱性驱动因子的空间分异规律。

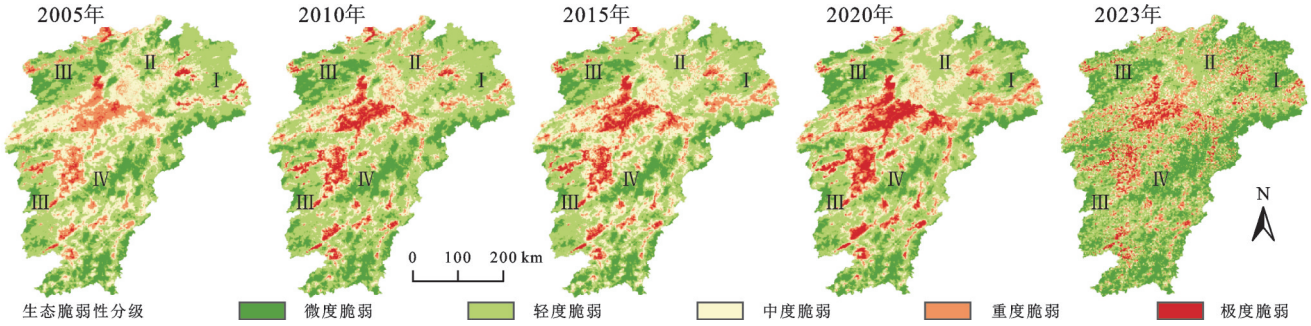
2　结果与分析

2.1　鄱阳湖流域水土保持区生态脆弱性时空演变

2.1.1　*生态脆弱性空间分布格局*　2005—2023年鄱阳湖流域不同功能分区生态脆弱性空间分布格局呈现显著差异,如图2和图3所示。人居环境提升区(Ⅰ区)和生态保育修复区(Ⅲ区)脆弱性较低,微度脆弱性和轻度脆弱性占比面积之和年均大于70%;这主要得益于,Ⅰ区依托生态旅游和生态清洁型小流域建设,有效提升了生态环境。Ⅲ区聚焦水土流失生态修复,稳固山地丘陵地区生态系统。因此,这两个分区森林覆盖率高,林分结构完善,整体生态质量优于其他分区,表现出低生态脆弱性。相较之下,农田湿地理水区(Ⅱ区)和生态工程治理区(Ⅳ区)脆弱性较高,其中Ⅱ区生态脆弱性指数均值在0.8以上,高于其他3个分区,脆弱性空间分布上以中度和重度脆弱性为主,两者面积之和分别为45.2%,42.1%,47%,50.3%,39.9%;这可能是因为Ⅱ区湿地萎缩,以及不合理的农田垦殖方式加剧了生态压力,尽管加大治理力度,但其生态脆弱性仍高于其他分区。生态工程治理区(Ⅳ区)生态脆弱性仅次于农田湿地理水区(Ⅱ区),生态脆弱性指数均值分别是0.70,0.71, 0.71, 0.75, 0.73;且重度脆弱性和极度脆弱性面积年均值大于20%,高于其他分区。高脆弱性集中分布在中北部地势平坦、河网密布、人类活动强的地区。这可能是由于Ⅳ区水土流失强度高于其他分区,近年来生态产业开发以及水土流失治理,降低了分区生态脆弱性;但人口活动干扰强的地方生态脆弱性相对较高。

2.1.2　*生态脆弱性等级转变特征*　通过生态脆弱性等级转移矩阵定量计算各水土保持分区不同生态脆弱性等级之间的面积变化和转移方向,不同水土保持分区生态脆弱性等级转换具有明显的时空分异特征,如图4和图5所示。2005—2023年人居环境提升区(Ⅰ区)其他脆弱性等级向微度脆弱性转化面积为5 378.88 km^2,其他脆弱性等级向重度和极度脆弱性转化面积达2 233.17 km^2,微度脆弱面积增加23.4%,重度脆弱面积增加3.4%,即该分区生态整体改善,局部恶化;农田湿地理水区(Ⅱ区)较低等级

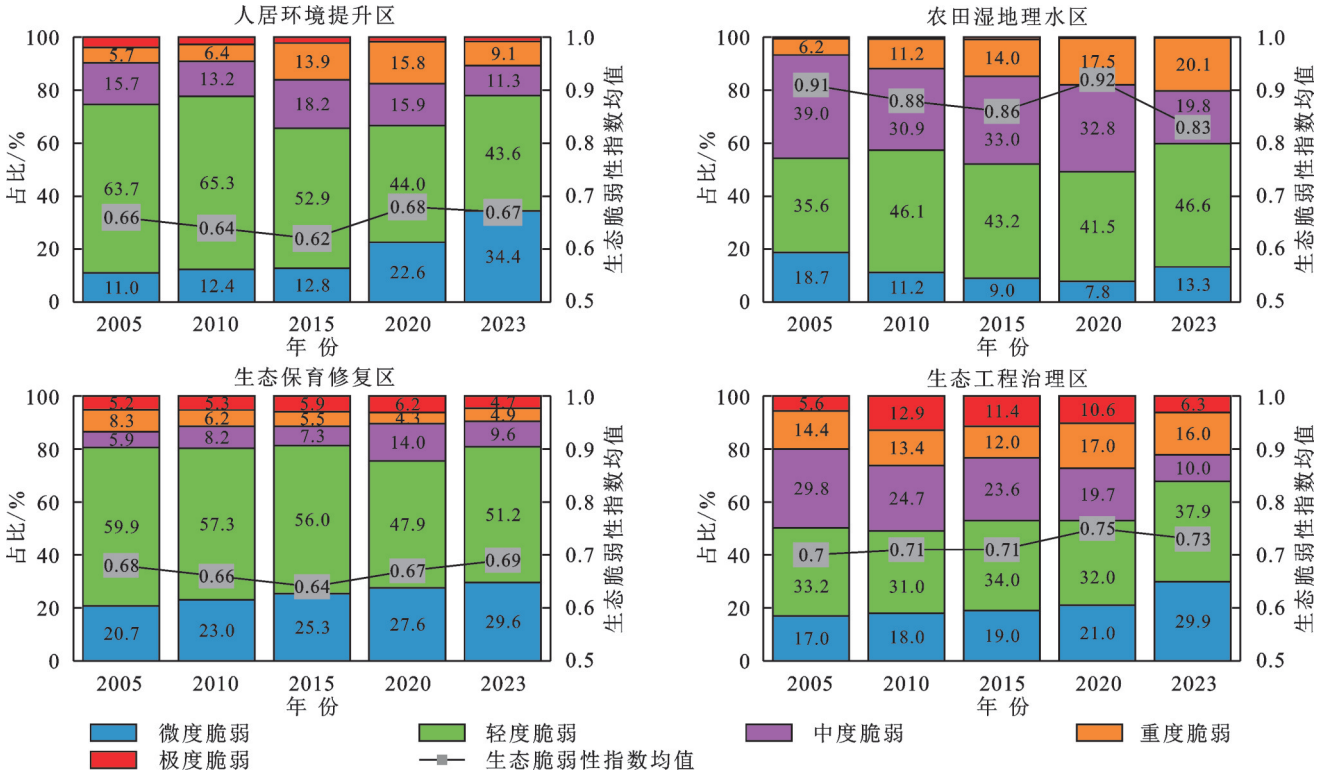
脆弱性向高等级脆弱性转换面积为2 976.11 km²，相较之下，高等级脆弱性向微度脆弱面积转换仅有1 220.56 km²，其中重度脆弱性面积涨幅达13.9%，生态退化明显；生态保育修复区（Ⅲ区）其他等级脆弱性向微度脆弱和轻度脆弱转换面积为6 855.34 km²，向重度脆弱和极度脆弱转换面积为1 777.30 km²，生态状况优于其他分区，生态结构稳定性强；生态工程治理区（Ⅳ区）中低等级向高等级转换面积相较于较高等级向低等级脆弱性转换面积少3 825.57 km²，生态逐年恢复。



注：（Ⅰ）人居环境提升区；（Ⅱ）农田湿地理水区；（Ⅲ）生态保育修复区；（Ⅳ）生态工程治理区。

图2 生态脆弱性区域分布等级图

Fig. 2 Map of distribution grades of ecologically vulnerable areas



注：面积占比小于4%不在图上标注。

图3 2005—2023年不同水土保持区生态脆弱性等级面积占比及其生态脆弱性指数均值变化图

Fig. 3 Changes in area proportions of different ecological vulnerability grades and mean ecological vulnerability index in various soil and water conservation zones (2005—2023)

2.2 不同水土保持区生态脆弱性驱动因子分析

2.2.1 参数最优离散化 为增强驱动因子与生态脆弱性空间分异的关联性，本研究遴选了各因子q值最大的离散方式作为最优参数组合，以2005年农田湿地理水区为例，见图6。采用等间距法、自然断点法、分位数法和几何间断法对连续性因子进行离散化处理。结果显示，当采用分位数法且分类数为10时，耕地面积占比（X_{14}）的q值达到最大值0.88；当分类方法为自然断点法且分类数为10时，坡度（X_2）、地形起伏度（X_3）和生物丰度（X_8）的q值分别达到最大值0.24，0.23，0.26。以此类推，其余分区驱动因子的最优离散参数均按相同方法确定。

2.2.2 单因子分析 地理探测器模型结果显示，不同分区生态脆弱性主导单因子各不相同，见图7。2005—2023年植被覆盖度（X_{10}）对人居环境提升区（Ⅰ区）生态脆弱性影响最大，五年q值分别是0.93，

0.91,0.88,0.85,0.83。农田湿地理水区(Ⅱ区)由于不合理的耕地利用,导致水域面积减少,加剧生态脆弱性,因此耕地占比(X_{14})是Ⅱ区主导单因子,五年q值分别是0.88,0.91,0.93,0.89,0.84。2020年前,土壤侵蚀强度(X_6)对生态保育修复区(Ⅲ区)和生态工程治理区(Ⅳ区)生态环境影响力较大,且对Ⅳ区的影响力略高于Ⅲ区;Ⅲ区q值分别为0.91,0.86,0.83;Ⅳ区q值0.93,0.91,0.88;2020年后,这两个分区的生态脆弱性主导单因子发生了变化,Ⅲ区主导因子为年降水量(X_4),q值分别是0.88,0.85;Ⅳ区主导因子为归一化植被指数(X_9),q值分别是0.92,0.95;这可能是2020年后,生态保育修复区和生态工程治理区水土流失治理工程取得一定成效,生态脆弱性制约因子转变为气候因子和植被因子。

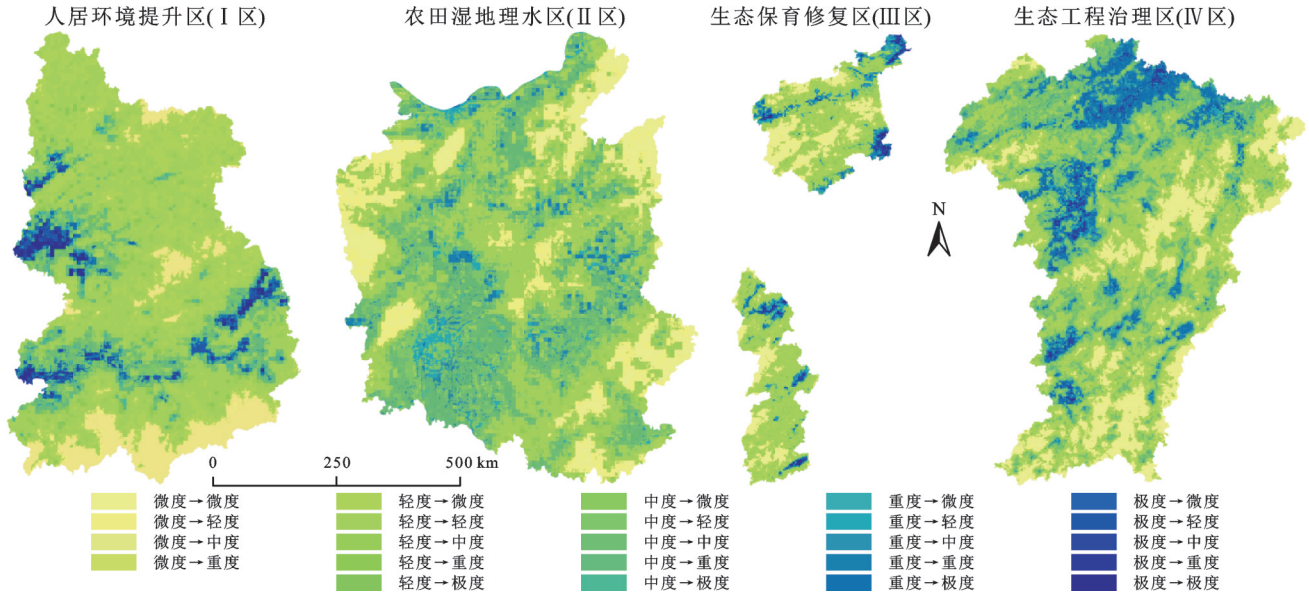


图4　2005—2023年各水土保持分区生态脆弱性转移的空间分布

Fig. 4　Spatial distribution of ecological vulnerability transitions in different soil and water conservation zones (2005—2023)

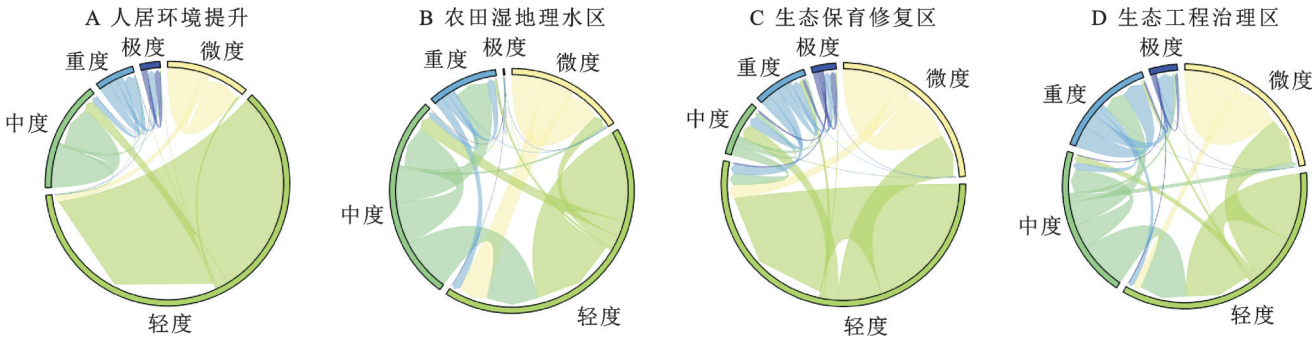


图5　2005—2023年各个水土保持分区生态脆弱性转移情况

Fig. 5　Ecological vulnerability transitions across different soil and water conservation zones (2005—2023)

2.2.3　交互因子分析　交互因子探测结果显示,任何两个因子的交互作用对生态脆弱性空间分异的解释强度均高于任一单因子,表明生态脆弱性受多因子协同影响。不同功能区的主导交互因子存在显著差异,如图8所示。

2020年前,人居环境提升区(Ⅰ区)生态脆弱性主要受植被覆盖度(X_{10})和年均温(X_5)交互作用影响,q值分别是0.95,0.94,0.93;适宜的气候条件和植被因子协同影响功能区生态脆弱性;2020年后经济发展人口密度增加,主导交互因子由气候因子转变为人地交互因子,即植被覆盖度(X_{10})∩人口密度(X_{12}),q值为0.91,0.95。

农田湿地理水区(Ⅱ区),连续主导交互因子是耕地占比(X_{14})∩植被覆盖度(X_{10}),q值分别是0.96,0.97,0.94,0.92,0.91;耕地面积扩张削弱了植被屏障,导致分区生态脆弱性较高。

2020年前生态保育修复区(Ⅲ区)对生态脆弱性影响力最大的交互因子是土壤侵蚀强度(X_6)∩植被覆盖度(X_{10});而后主导交互因子变为年降水量(X_4)∩植被覆盖度(X_{10}),解释力分别是0.98,0.94,0.93,0.96,0.95;降水和植被覆盖度变化加强水土流失程度,破坏生态环境。

生态工程治理区(Ⅳ区)生态脆弱性受多组交互因子影响,主要包括土壤侵蚀强度(X_6)∩坡度(X_2)、土壤

侵蚀强度(X_6)∩归一化植被指数(X_9),归一化植被指数(X_9)∩植被覆盖度(X_{10})、归一化植被指数(X_9)∩植被覆盖度(X_{10}),q值分别是0.97,0.95,0.94,0.95,0.97;该功能区坡度变化较大,水土流失强度高于其他分区,因此,地形因子和土壤侵蚀是主要驱动因子;同时,随着经济林种植,植被因子在该分区影响力增强。

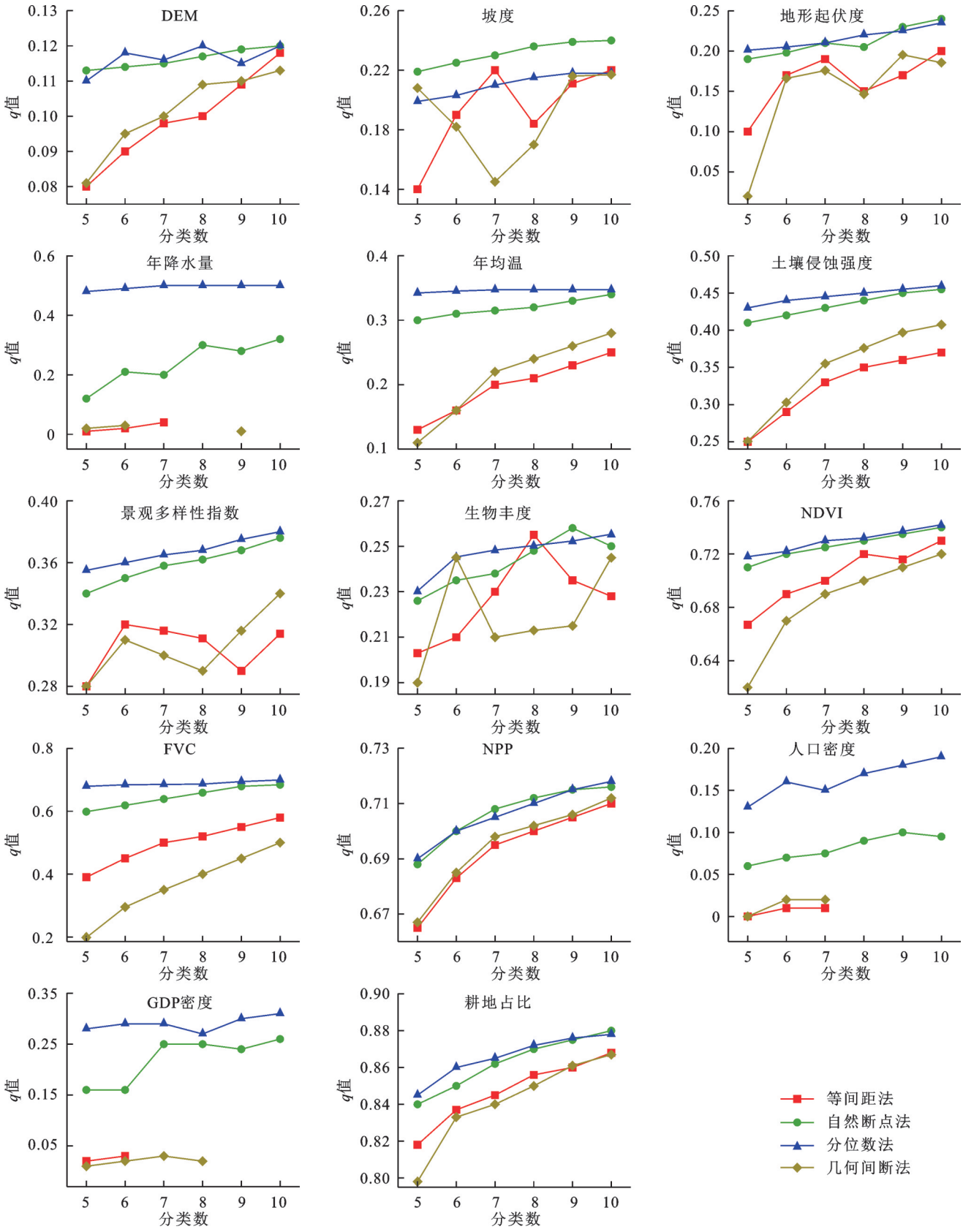


图6 2005年农田湿地理水区连续型因子最优离散化

Fig. 6 Optimal discretization of continuous factors in farmland and wetland water regulation zone (2005)



注:X_1表示DEM;X_2表示坡度;X_3表示地形起伏度;X_4表示年降水量;X_5表示年均温;X_6表示土壤侵蚀强度;X_7表示景观多样性指数;X_8表示生物丰度;X_9表示NDVI;X_{10}表示FVC;X_{11}表示NPP;X_{12}表示人口密度;X_{13}表示GDP密度;X_{14}表示耕地占比。下图同。

图 7　2005—2023 年不同水土保持分区单因子探测结果

Fig. 7　Single-factor detection results for different soil and water conservation zones (2005—2023)

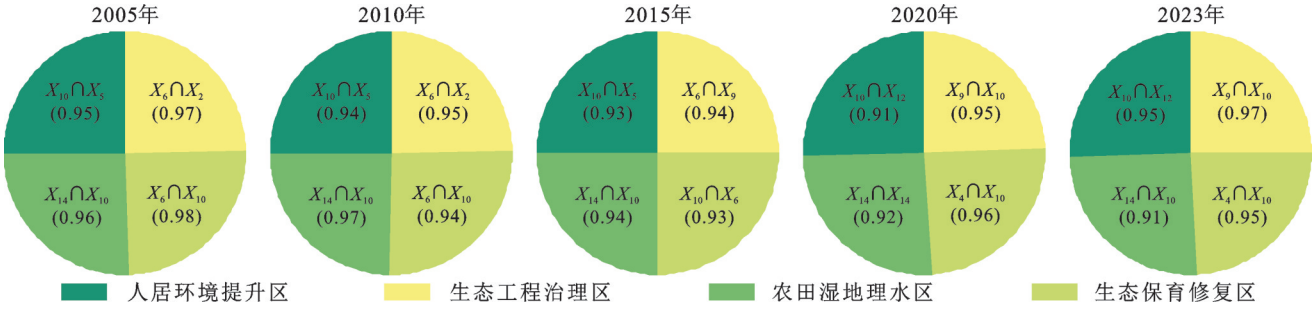


图 8　2005—2023 年不同水土保持分区交互因子探测最大值结果

Fig. 8　Maximum interaction factor detection results for different soil and water conservation zones (2005—2023)

3　讨 论

本研究基于敏感性-恢复力-压力度(SRP)模型构建了统一的鄱阳湖流域生态脆弱性评价指标,揭示了鄱阳湖流域不同水土保持区的生态脆弱性空间格局具有显著区域分异性。具体而言,人居环境提升区(Ⅰ区)与生态保育修复区(Ⅲ区)以微度和轻度脆弱为主,而农田湿地理水区(Ⅱ区)和生态工程治理区(Ⅳ区)则表现出更高的脆弱性。本研究揭示的不同水土保持区生态脆弱性空间分布格局,与秦金波等[25]针对鄱阳湖全流域的分析结果一致。这是各分区的自然本底条件、生态治理等共同塑造的结果。人居环境提升区位于流域东北部,平均海拔较低,水热条件优越,植被覆盖率高,为分区生态修复提供了良好的自然条件,同时矿山生态修复[26]、生态清洁型小流域建造等生态工程实施,改善了区域生态状况,降低了功能区生态脆弱性。生态保育修复区以山地和丘陵地形为主,地形复杂、气候湿润;植被覆盖率在80%以上,是流域重要的生态屏障;以及长期生态工程的推进[27]提升水源涵养能力,增强生态系统稳定性,有效降低了分区生态脆弱性。相较之下,农田湿地理水区尽管也推行了退耕还林还湖等生态工程[28],但由于土壤质地疏松、抗侵蚀能力差;加之不合理的土地利用和水域面积萎缩,迫使鄱阳湖环湖区域多分布高脆弱性,生态严重退化。生态工程治理区涵盖流域中南部地区,包含一个国家级水土流失重点治理区,水土流失强度大于其他3个分区,地形起伏大,易受重力和流水侵蚀;尽管近年来积极推进经济林种植和水土

流失治理，但平原地区地势平坦为人类活动和经济开发提供了优越的地理条件，对生态环境造成较高压力，因此生态脆弱性较高，南部山区脆弱性较低。

利用最优参数地理探测器分析2005—2023年不同水土保持区生态脆弱性驱动因子见图9。研究发现，4个功能区影响因子因其生态功能不同而存在差异性，影响力最大的单因子分别是植被覆盖度（X_{10}）、耕地面积占比（X_{14}）、年降水量（X_4）、土壤侵蚀强度（X_6）。植被因子是鄱阳湖流域生态脆弱性的核心调控因子，这与廖元群[29]的研究一致，但影响路径因区而异，人居环境提升区受人类活动强度—植被因子调控；农田湿地理水区植被因子与耕地面积交互作用q值增大，这一结论与余文波[30]提出的“环鄱阳湖地区应加大水资源保护，严格管理耕地使用，提高植被覆盖度”观点相符。生态保育修复区生态脆弱性是气候-植被因子共同作用的结果。生态工程治理区土壤侵蚀强度-植被因子交互影响生态脆弱性。本研究交互因子探测q值偏高，结果均在0.91以上，这可能是由于本研究使用最优参数地理探测器选择因子离散方式不同，且建立的因子采样格网较小所致。

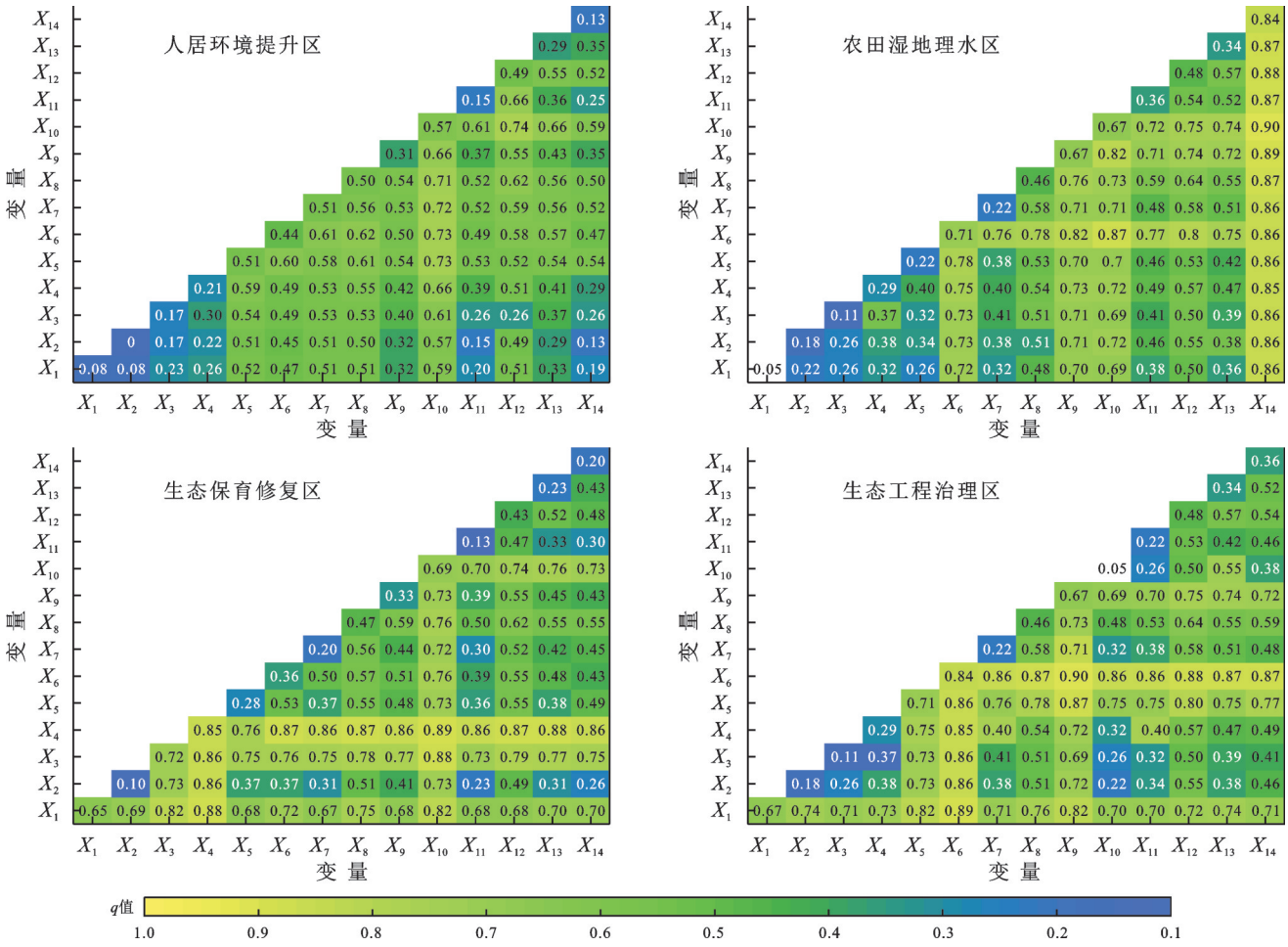


图9 2005—2023年各个水土保持分区影响因子q值

Fig. 9 q-values of influencing factors for each soil and water conservation zone, 2005-2023

与以往研究不同的是，本研究将鄱阳湖流域水土保持区按不同生态功能归纳为4个分区，基于敏感性-恢复力-压力度（SRP）模型构建生态脆弱性评价指标体系计算生态脆弱性指数，引入净初级生产力（NPP）划分生态脆弱性等级，探讨了2005—2023年不同水土保持区生态脆弱性时空分布，运用最优参数地理探测器方法量化了不同因子对鄱阳湖流域水土保持分区生态脆弱性的影响力。

在一定程度上弥补了以往流域水土保持区生态脆弱性研究多局限于单一类型分区，且在年际变化分析与多因子交互作用探讨方面的不足，丰富了生态脆弱性研究体系。然而，基于SRP模型的生态脆弱性评价是一个静态或者间隔一段时间的相对动态评价，难以充分反映生态系统动态变化过程；此外，鄱阳湖流域水质、灾害、土壤水分、矿业开采等也会对生态脆弱性带来重要影响；同时短时序生态脆弱性评价，不能体现生态系统未来演变趋势。因此，未来应考虑构建更为完善的评价指标体系，定性定量评价水土保持区生态脆弱性，并预测未来演变特征。

4　结　论

（1）水土流失强度高的分区生态脆弱性也较高，生态工程治理区以高脆弱性为主，重度和极度脆弱面积之和大于20%，鄱阳湖环湖区域也是高脆弱性集中分布地区。

（2）研究期间，4个水土保持分区生态脆弱性演变趋势分异明显。人居环境提升区微度脆弱面积增加23.4%，重度脆弱面积增加3.4%，生态脆弱性演变表现为两极化特征；农田湿地理水区重度脆弱面积扩张13.9%，生态趋于恶化；生态保育修复区各个等级脆弱性面积变化小于10%，生态系统结构较稳定；生态工程治理区次之，微度脆弱性面积扩张12.9%，生态逐年恢复。

（3）坡度、年降水量、年均温、土壤侵蚀强度、归一化植被指数、植被覆盖度、人口密度等多个因子对各个水土保持区生态脆弱性具有显著影响；植被因子与“人类活动—土地利用—气候变化—水土流失”交互作用塑造了各个分区生态脆弱性分布格局，其中植被因子是各个分区生态脆弱性的核心驱动因子。

参考文献(References)：

[1] Li S H, Kang J F, Ye J L, et al. Analysis of soil erosion changes and influencing factors based on the CSLE model and GeoDetector in Dongjiang River Basin of China [J]. Soil Science Society of America Journal, 2024,88(3):718-729.

[2] 沙鸿钰，李长鸿，黄怡容，等.2020年春季江西省大气环境质量时空变化特征及其影响因素[J].东华理工大学学报(自然科学版)，2024,47(1):83-92.
Sha H Y, Li C H, Huang Y R, et al. Spatial and temporal characteristics of air quality and their influencing factors in Jiangxi Province during spring in 2020[J]. Journal of East China University of Technology (Natural Science Edition), 2024, 47(1): 83-92.

[3] Chen T, Shu J S, Han L, et al. Modeling the effects of topography and slope gradient of an artificially formed slope on runoff, sediment yield, water and soil loss of sandy soil[J]. Catena, 2022,212:106060.

[4] 王韧，王嘉睿，颜建军，等.基于遗传算法-PLUS模型的黄河流域景观生态脆弱性多情景模拟[J].生态学报，2025,45(2):567-585.
Wang R, Wang J R, Yan J J, et al. Multi-scenario simulation of landscape ecological vulnerability in the Yellow River Basin based on GA-PLUS model[J]. Acta Ecologica Sinica, 2025,45(2):567-585.

[5] Pan Z Z, Gao G Y, Fu B J. Spatiotemporal changes and driving forces of ecosystem vulnerability in the Yangtze River Basin, China: Quantification using habitat-structure-function framework[J]. Science of the Total Environment, 2022,835:155494.

[6] 奥勇，丁志豪，赵永华，等.汉江流域生态脆弱性与生态韧性的时空演变及生态分区构建[J/OL].环境科学，1-20 [2026-05-12]. https://doi. org/10.13227/j. hjkx.202504102.
Ao Y, Ding Z H, Zhao Y H, et al. Spatial and Temporal Evolution of Ecological Vulnerability and Ecological Resilience and Construction of Ecological Zones in Hanjiang River Basin[J/OL]. Environmental Science, 1-20[2025-09-28]. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202504102.

[7] Qi Z X, Yang Q H, Zhao Y, et al. Consistency and divergence in drivers of soil erosion risk: Insights from heterogeneous watersheds [J]. Environmental Impact Assessment Review, 2026,116:108068.

[8] 穆荣钦.基于水土保持功能分区的生态脆弱性评价研究[D].贵阳：贵州师范大学，2019.
Mu R Q. Ecological vulnerability assessment based on soil and water conservation functional zoning: taking Zunyi City as an example[D]. Guiyang: Guizhou Normal University, 2019.

[9] Wang Q, Zhong Y C, Yu W, et al. Century-long spatiotemporal variation in cropland soil erosion and the roles of anthropogenic factors in the Tuojiang River Basin, China [J]. Catena, 2025,258:109258.

[10] Chen S F, Zha X, Bai Y H, et al. Evaluation of soil erosion vulnerability on the basis of exposure, sensitivity, and adaptive capacity: A case study in the Zhuxi watershed, Changting, Fujian Province, Southern China[J]. Catena, 2019,177:57-69.

[11] 高文明，宋芊，张皓翔，等.三江源区生态脆弱性时空演变及驱动因素分析[J].生态环境学报，2024,33(10):1648-1660.
Gao W M, Song Q, Zhang H X, et al. Analysis of spatial and temporal changes and driving factors of ecological vulnerability in Sanjiangyuan Region [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2024,33(10):1648-1660.

[12] 张利超，谢颂华.江西省水土流失重点防治区的复核和划分[J].水土保持通报，2016,36(1):230-235.
Zhang L C, Xie S H. Recheck and division of key prevention and controlled area for soil and water loss in Jiangxi Province[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016,36(1):230-235.

[13] 葛佩琳.濂溪区水土保持现状与防治方略研究[J].中国水土保持，2019(12):64-66.
Ge P L. Present status of soil and water conservation and prevention strategy of lianxi district [J]. Soil and Water Conservation in China, 2019(12):64-66.

[14] 张金生，张利超，王农.江西省“四型”小流域综合治理模式初探[J].江西水利科技，2016,42(2):148-152.
Zhang J S, Zhang L C, Wang N. Preliminary analysis on comprehensive management models of the Four-

Type watersheds of Jiangxi Province[J]. Jiangxi Hydraulic Science & Technology, 2016,42(2):148-152.

[15] 喻荣岗,张利超,左继超,等.江西省水土保持预防保护规划探讨[J].亚热带水土保持,2016,28(4):65-70.
Yu R G, Zhang L C, Zuo J C, et al. Discussion on soil and water conservation prevention and protection planning in Jiangxi Province[J]. Subtropical Soil and Water Conservation, 2016,28(4):65-70.

[16] Rao W G, Shen Z H, Duan X W. Spatiotemporal patterns and drivers of soil erosion in Yunnan, Southwest China: RULSE assessments for recent 30 years and future predictions based on CMIP6[J]. Catena, 2023, 220:106703.

[17] 喻春哲,于欢,项清,等.四川省生态脆弱性时空分异及其驱动机制[J].环境科学,2024,45(12):6922-6934.
Yu C Z, Yu H, Xiang Q, et al. Spatio-temporal differentiation and its driving mechanism of ecological vulnerability in Sichuan Province[J]. Environmental Science, 2024,45(12):6922-6934.

[18] 樊璇颖,关颖慧.基于SRP模型的西南高山峡谷区生态脆弱性评价及驱动因素分析[J/OL].环境科学,1-15[2026-05-12].https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202508289.
Fan X Y, Guan Y H. Evaluating Ecological Vulnerability and Its Driving Factors in the Southwest Alpine Canyon Area of China Based on SRP Model[J/OL]. Environmental Science, 1-15 [2026-05-12]. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202508289.

[19] Sun Z X, Liu Y, Sang H B. Spatial-temporal variation and driving factors of ecological vulnerability in Nansi Lake Basin, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2023,20(3):2653.

[20] 王鹏,赵微,柯新利.基于SRP模型的潜江市生态脆弱性评价及时空演变[J].水土保持研究,2021,28(5):347-354.
Wang P, Zhao W, Ke X L. Evaluation and spatiotemporal evolution of ecological vulnerability of Qianjiang based on SRP model[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021,28(5):347-354.

[21] 张学渊,魏伟,周亮,等.西北干旱区生态脆弱性时空演变分析[J].生态学报,2021,41(12):4707-4719.
Zhang X Y, Wei W, Zhou L, et al. Analysis on spatiotemporal evolution of ecological vulnerability in arid areas of Northwest China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021,41(12):4707-4719.

[22] 郭兵,陈舒婷,韩保民,等.丝绸之路经济带(境内段)生态脆弱性定量评价研究[J].长江流域资源与环境,2019,28(11):2601-2611.
Guo B, Chen S T, Han B M, et al. Quantitative assessment of ecological vulnerability of the silk road economic belt, China based on the partition-integration concept[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019,28(11):2601-2611.

[23] 蒋攀,张雨涵,王钰茜,等.基于多情景模拟的西南地区土地利用变化对碳储量的影响评估[J].生态学报,2026,46(8):4154-4172.
Jiang P, Zhang Y H, Wang Y X, et al. Impact assessment of land use change on carbon storage in southwest China under multiple scenario simulations[J]. Acta Ecologica Sinica, 2026,46(8):4154-4172.

[24] 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 prospective [J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72 (1): 116-134.

[25] 秦金波,齐述华,胡梅,等.基于SRP模型的江西省生态脆弱性变化及驱动机制[J].环境科学,2026,47(2):999-1010.
Qin J B, Qi S H, Hu M, et al. Changes and driving mechanisms of ecological vulnerability in Jiangxi Province based on SRP model[J]. Environmental Science, 2026,47(2):999-1010.

[26] 程子捷,陈志,纪超,等.江西省兴国县矿山生态修复对生态系统服务影响研究[J].中国矿业,2024(6):120-128.
Cheng Z J, Chen Z, Ji C, et al. Research on the impact of mine ecological restoration on ecosystem services in Xingguo County, Jiangxi Province[J]. China Mining Magazine, 2024(6):120-128.

[27] 邵全琴,刘树超,宁佳,等.2000—2019年中国重大生态工程生态效益遥感评估[J].地理学报,2022,77(9):2133-2153.
Shao Q Q, Liu S C, Ning J, et al. Assessment of ecological benefits of key national ecological projects in China in 2000-2019 using remote sensing[J]. Acta Geographica Sinica, 2022,77(9):2133-2153.

[28] 尹婷婷,蔡海生,张学玲,等.基于风险-韧性的修河流域重点生态功能区生态管控分区[J].长江流域资源与环境,2025,34(8):1729-1742.
Yin T T, Cai H S, Zhang X L, et al. Ecological management zoning of key functional areas based on risk and resilience in the Xiuhe River Basin[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2025,34(8):1729-1742.

[29] 廖元群.基于SRP模型的江西省生态脆弱性评价[D].南昌:江西师范大学,2021.
Liao Y Q. Evaluation of ecological vulnerability in Jiangxi Province based on SRP model[D]. Nanchang: Jiangxi Normal University, 2021.

[30] 余文波.江西省土地生态脆弱性动态评价及其调控对策研究[D].南昌:江西农业大学,2018.
Yu W B. Study on the dynamic evaluation of land ecological vulnerability and its control measures in Jiangxi Province[D]. Nanchang: Jiangxi Agricultural University, 2018.