

DOI: 10.20103/j.stxb.202403230594

周克昊, 谭荣辉, 张 扬, 刘耀林. 城市边缘区土地利用生态风险时空特征及其影响因素. 生态学报, 2024, 44(20): 9183-9198.

Zhou K H, Tan R H, Zhang Y, Liu Y L. Analyzing the spatiotemporal characteristics and driving factors of landscape ecological risk in urban fringe area. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(20): 9183-9198.

## 城市边缘区土地利用生态风险时空特征及其影响因素

周克昊<sup>1</sup>, 谭荣辉<sup>2</sup>, 张 扬<sup>3,\*</sup>, 刘耀林<sup>4</sup>

1 湖北大学公共管理学院, 武汉 430062

2 华中科技大学公共管理学院, 武汉 430074

3 首都经济贸易大学城市经济与公共管理学院, 北京 100070

4 武汉大学资源与环境科学学院, 武汉 430079

**摘要:** 城市边缘区是土地利用转换且生态环境变化剧烈的区域, 研究该区域土地利用生态风险及影响因素对市县国土空间规划和局部区域生态修复具有重要意义。以中部特大城市武汉市的城市边缘区为研究区, 采用 1995、2005、2015、2022 年的土地利用/覆被数据和社会经济数据测算土地利用生态风险, 分析其时空分异特征, 基于最优参数地理探测器揭示影响因素与其空间关联规律。结果表明: (1) 研究区主要用地类型为耕地、水域和建设用地, 在 1995—2022 年间耕地和水域面积显著降低, 建设用地面积快速增加; (2) 土地利用生态风险指数从 0.54 下降至 0.36, 中高生态风险区面积减少, 低生态风险区面积增加, 生态风险总体呈下降趋势; (3) 国内生产总值密度, 建设用地密度、道路核密度、距最近主干道距离、距最近省级开发区和距最近主要湖泊的距离与不同时期土地利用生态风险仍具有显著的空间关联规律。未来需要重点关注湖泊、主干道和城市中心周边自然生态用地的土地利用生态风险, 强化土地用途空间管制的法规作用, 以科学合理的国土空间规划和交通规划引导产业和经济的集聚发展, 从而构建稳定可持续的城市边缘区生态安全格局。

**关键词:** 土地利用; 生态风险; 城市边缘区; 最优参数地理探测器; 武汉市

## Analyzing the spatiotemporal characteristics and driving factors of landscape ecological risk in urban fringe area

ZHOU Kehao<sup>1</sup>, TAN Ronghui<sup>2</sup>, ZHANG Yang<sup>3,\*</sup>, LIU Yaolin<sup>4</sup>

1 School of Public Administration, Hubei University, Wuhan 430062, China

2 College of Public Administration, Huazhong University of Science & Technology, Wuhan 430074, China

3 Capital University of Economics and Business, College of Urban Economics and Public Administration, Beijing 100070, China

4 School of Resource and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan 430079, China

**Abstract:** Urban fringe is an area characterized by intense human activities and unstable ecological and environmental conditions. Understanding the ecological risks and their underlying factors in the urban fringe is crucial for supporting territorial spatial planning and ecological restoration. While most previous studies have focused on analyzing ecological risks of land use in cities, provinces, basins, or regions, few have paid attention to the ecological risks of the urban fringe in megacities. The urban fringe is not only an area experiencing significant population changes but also a key area undergoing land use transformation. Unlike urban and non-urban areas, the landscape ecological risk in the urban fringe is driven by unique determinants. Additionally, previous studies have primarily focused on the spatial-temporal evolution and spatial heterogeneity of landscape ecological risks, but they have lacked quantitative analysis of the spatial correlation between

**基金项目:** 湖北省教育厅哲学社会科学项目(23Q115); 国家自然科学基金重点项目(42230107); 北京市自然科学基金面上项目(8242024)

**收稿日期:** 2024-03-23; **网络出版日期:** 2024-07-29

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: geozhangyang@yeah.net

landscape ecological risk and its determinants. A limited number of studies have explored the driving forces behind changes in landscape ecological risk using geographic detectors. However, some of these studies have utilized a unified classification system based on equal intervals or natural break point methods to set key parameters for geographical detectors. This approach may lead to biased or misleading evaluation results regarding the drivers of landscape ecological risk. To address these gaps, this study analyzed landscape ecological risk indexes in the urban fringe of Wuhan city based on land use data from 1995, 2005, 2015, and 2022. By employing an optimal parameters-based geographical detector model, we identified the determinants contributing to landscape ecological risk. The results revealed the following key findings: (1) The predominant land use types in the study area were cultivated land, water, and built-up land. Between 1995 and 2022, the area of cultivated land and water experienced significant decreases, while the area of built-up land expanded rapidly; (2) The landscape ecological risk index decreased from 0.54 to 0.36, indicating a notable decrease in the area of middle and high ecological risk zones and a corresponding increase in low ecological risk areas; (3) Factors such as GDP density, built-up land density, road density, distance from urban roads, distance from provincial development zones, and distance from lakes exhibited significant spatial correlations with landscape ecological risk during different periods. Therefore, to ensure environmental security, it is essential for the local government to prioritize the ecological risks associated with land use near lakes, main roads, and central business districts (CBDs). This can be achieved through strengthened law enforcement using spatial land use control tools and by guiding the aggregation and development of industry and economy with scientifically and reasonably planned territorial spatial and transportation planning.

**Key Words:** land use; landscape ecological risk; urban fringe; optimal parameters-based geographical detector; Wuhan City

随着工业化和城市化进程的加快,靠近城市建成区的区域逐渐由农村向城市转变,形成了连接中心城区和外围纯农业腹地之间的过渡带,即城市边缘区或城市边缘带<sup>[1]</sup>。特大城市的边缘区是土地用途转换最剧烈的区域,也是“人-人”冲突、“地-地”冲突和“人-地”冲突的核心区域<sup>[2]</sup>。受到城市和乡村发展动因的交互影响,城市边缘区的人口、产业和经济活动表现出多元、复杂和动态变化的特征。城市边缘区承载着城市和乡村资源要素的交汇、中转或承接物流、能流和信息流,面临着产业结构变迁和人口非农化的影响,进而产生了边缘经济效应、加成经济效应和协和经济效应等界面效应,形成了城市与乡村、高端与经济、正规与非正规相互交融的混合经济形态,使得该区域土地利用转换剧烈<sup>[3]</sup>。在治理主体方面,城市边缘区还承受着相互交错的土地政策和规划管制的影响;多元主体在此博弈,对此区域的空间资源争夺,从而造成物质空间混杂和社会空间分异<sup>[4]</sup>。因此,要素的流动与集聚,主体的博弈,社会、文化和经济要素的剧烈碰撞使得城市边缘区土地利用具有多样性、过渡性、动态性与交错性等特征。在土地利用形态方面,不同于国外的“城市外部区域”(urban periphery, per-urban area or urban fringe),中国的城市边缘区不仅存在着典型的城乡交错空间形态,还夹杂着国有土地和集体土地混用,不同工业、商业和居住用地之间的混用以及三者内部的混用等空间形态<sup>[5]</sup>。高强度的土地利用开发活动、多种土地利用结构的混合和碎片化的空间形态迫使城市边缘区面临着较高的生态风险。在生态文明背景下,对大城市边缘区的土地利用生态风险进行评估并识别其影响因子可为区域生态保护提供科学依据和决策支撑。

土地利用生态风险是指土地利用及其变化过程导致种群、生态系统或景观结构改变及相应生态功能降低的可能性<sup>[6]</sup>。生态风险评价是指对生态系统在单因子或多因子胁迫作用下已经产生或正在产生负面生态效应的可能性进行评估<sup>[7]</sup>。早期的生态风险评价主要以生态毒理学研究有毒物质对人体健康或自然生态的影响<sup>[8]</sup>。近年来,对生态风险的研究视角逐步转变为评价人类活动对生态环境产生的综合性风险。特别是随着地理信息技术和景观生态学理论的发展,使得获取大范围、长时间序列的遥感数据得以实现,人们对人地耦合系统中人与自然要素的相互作用以及格局过程的互馈机制有了更加深刻的认识。此外,对生态风险的空间分布及异质性也越来越受到地理学和区域经济学的关注。因此,基于格局过程互馈视角,以景观生态学理论

为基础的景观生态风险评价已成为生态风险评价的常用手段<sup>[9-14]</sup>。从研究对象而言,过往研究多数集中于对城市<sup>[15-18]</sup>、省域<sup>[14,19]</sup>、流域或区域<sup>[20-25]</sup>等范围的土地利用生态风险进行分析,对快速城市化的生态敏感区关注不够,特别是对人类活动剧烈的特大城市边缘区所面临的土地利用生态风险鲜有单独进行深入研究。城市边缘区不仅是人口、社会和经济“大变异区”,更是土地利用方式发生转变的重点区域,不同于城市内部和远离城市的非城市区域,城市边缘区的土地利用生态风险有其独特的影响因素。

因此,如何在这一区域实现人与自然和谐共处,降低土地利用生态风险,保持生态系统稳定关系到未来城乡可持续发展。其次,过往研究多关注生态风险的时空演变及空间异质性特征,缺乏对潜在地理要素和社会经济因子与土地利用生态风险之间的空间关联规律进行定量分析<sup>[26]</sup>,少量的研究虽以地理探测器探讨了景观生态风险变化背后的驱动力<sup>[18]</sup>,但在地理探测器关键参数(自变量分类方法和自变量分类数量上)设置上,或以等间隔法或自然断裂点法统一进行分类,或者鲜有详细交待参数的设置情况,可能导致无法识别甚至错误识别造成潜在土地利用生态风险的主要因素。

武汉市是我国中部地区唯一的副省级城市,长江汉水交汇于此,湖泊众多,也是长江经济带沿线的战略交汇点。近年来,在中部崛起战略的支撑下,武汉借助其九省通衢的区位优势在社会经济各方面都得到了快速发展,人口迅速增长。根据第七次人口普查数据,2020年武汉市拥有1245万总人口,跻身中国超大城市之列。与此同时,其土地利用和覆被类型发生了剧烈变化,以蔓延式扩张为主的城郊扩展模式导致其主城区边缘大量农田和生态用地转变为城市建设用地,对城市生态安全产生了严重影响<sup>[27]</sup>。因此,本文选取武汉市边缘区为研究区,在测算土地利用生态风险的基础上,以最优参数地理探测器模型分析关键地理要素和社会经济因子与其之间的空间关联规律,据此找出武汉市土地利用生态风险管理中的短板,进而提高生态风险防范能力,为合理利用土地资源和区域可持续发展提供决策与参考。

## 1 数据来源与处理

土地利用数据来源于 Landsat 遥感影像数据解译得到的中国年度土地利用分类数据(CLCD)(<https://zenodo.org/records/8176941>),该数据产品涵盖了我国范围内1985—2022年逐年的土地利用分类,其分辨率为30m,解译得到的土地分类数据分为耕地、林地(森林和灌木)、草地、水域、冰雪、裸地、建设用地和湿地9类<sup>[28]</sup>。利用以上土地利用数据,计算得到1995、2005、2015、2022年不同尺度的土地利用生态风险(LER)指数。研究时段内1km分辨率的数字高程模型(DEM)数据、平均气温、降水量、人口空间分布数据和国内生产总值(GDP)空间分布数据均来自中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)。从高德地图和百度地图共下载武汉市2022年兴趣点(POI)数据430653条,通过空间关联后,最终选取研究区内POI数据395056条,其中包括餐饮美食、公司企业等14大类和ATM、KTV等135小类。在提取二调数据库道路数据的基础上,结合开放街道数据(OpenStreetMap)、数字化后的湖北及周边省份公路里程图集更新得到1995年、2005年、2015年和2022年的道路空间数据。此外,武汉市中央商务区、国家级开发区、省级开发区以及城市行政边界的空间矢量数据来源于武汉市自然资源和规划局。

## 2 研究方法

### 2.1 城市边缘区识别

如何识别城市边缘区目前在学术界尚未形成统一标准。当前国内外学者主要借助人口资料、社会经济资料和遥感影像,采用人口密度梯度率、断裂点分析、景观紊乱度分析、突变检测、模糊综合评价、K-means空间聚类法、圈层城市土地密度梯度分析、POI密度-距离法以及多元逻辑回归等方法识别建成区边界<sup>[29-33]</sup>。不同于传统的单中心城市,随着社会经济的发展,武汉市已逐步发展成为典型的多中心城市<sup>[34]</sup>。本研究基于长时间序列土地利用数据,结合POI、GDP、人口密度和道路核密度多源数据,以圈层密度梯度分析法识别城市核心区、边缘区与外围区域边界,进而确定城市边缘区。首先,利用2022年POI数据对整个研究区的社会经

济活力进行核密度分析,以自然断裂点法将其划分为 10 个等级,将最高等级 10 级区域确定为城市最核心区域。在考虑武汉市传统商业中心分布并结合中心城区土地利用控制空间布局和规划功能定位分析的基础上,最终确定江汉路、王家湾和钟家村等 8 个城市中心(图 1)。

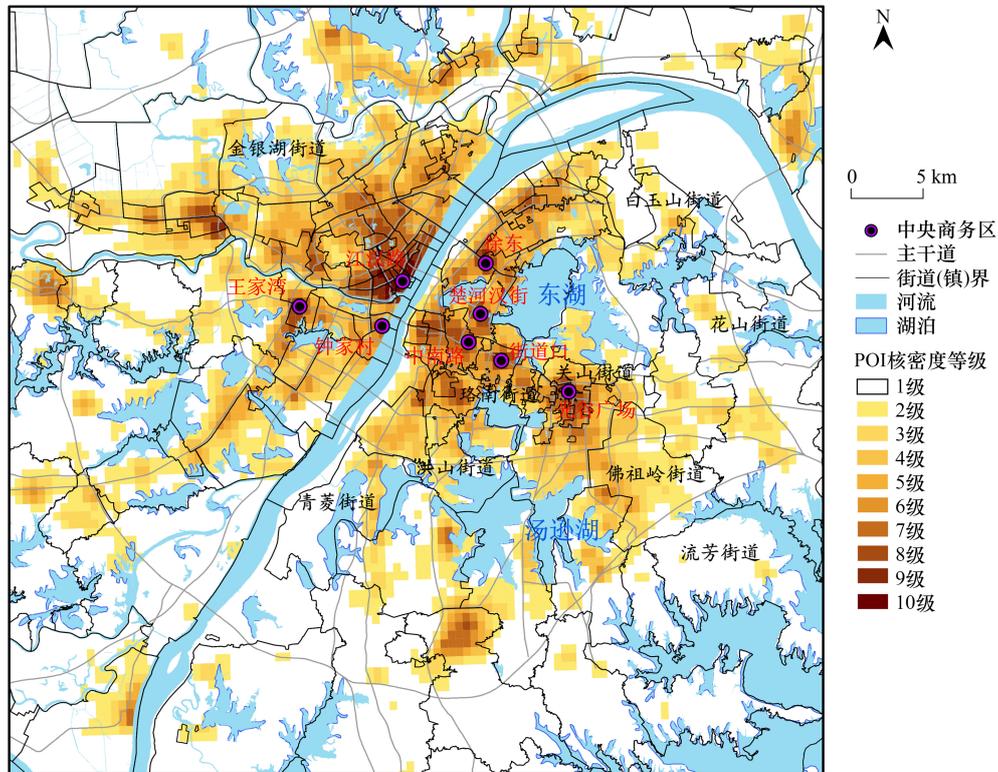


图 1 武汉市 2022 年兴趣点核密度及城市多中心分布特征

Fig.1 Kernel density of POI and polycentric characteristic of Wuhan city, 2022

POI: 兴趣点 Point of interest

以 1km 为间隔由城市中心向外做缓冲区直至完全覆盖武汉市城市行政区边界,然后计算各时段各缓冲区内城市用地面积,从而求得各缓冲区城市土地密度,即城市建设用地面积占整个缓冲区面积(扣除水域面积)的比率(图 2)。以相同方法分别计算各缓冲区内 POI、GDP、人口和道路核密度(图 3)。结果表明,除了 2022 年之外,其它年份在距城市中心 5km 范围内,城市用地密度下降速率最大,5km 至 16km 范围内城市用地密度下降速度次之,16km 范围之外,下降速度趋于平缓。同时,在 1995 至 2015 年间,相比于另外两个范围,5km 至 16km 范围内各区域单位城市建设用地转换也最明显(对于每一个距离点,图 2 中黑色虚线之间黄色、红色和绿色曲线之间的间距最大)。从 POI、GDP、人口和道路核密度变化速率也可看出,5km 至 16km 范围内四者的变化速率在三个范围内居中。因受数据可获取性限制,同时为了便于纵向比较,本研究将研究初始期定于 1995 年,即主要研究 1995 年的城市边缘区至 2022 年的土地利用生态风险变化及驱动机制,因此本文的城市边缘区定义为从 1995 年的城市中心向外 5km 至 16km 的范围。

## 2.2 土地利用动态度

土地利用动态度能够描述研究区内不同时间段中单位时间内土地利用类型变化强度,也被称为土地利用年均变化速率,计算公式为<sup>[35]</sup>:

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

式中, $R$  为年均土地利用变化速率; $U_a$  和  $U_b$  分别代表某一研究时段期初和期末的土地利用数量; $T$  为该时段的年数。

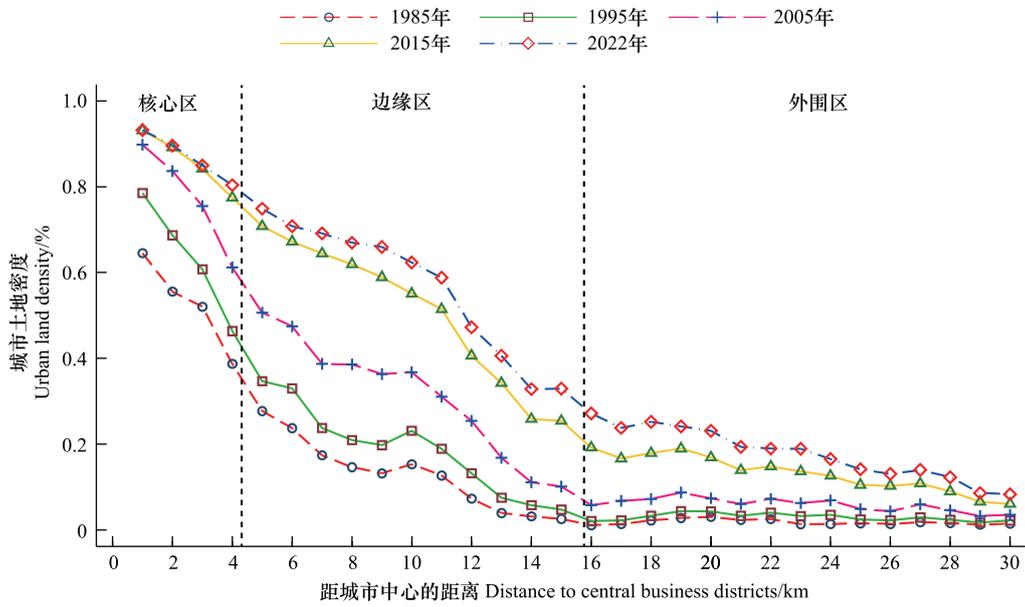


图 2 1985 年至 2022 年城市土地密度从城市中心向外围变化特征

Fig.2 Change of urban land density in 1985, 1995, 2005, 2015 and 2022

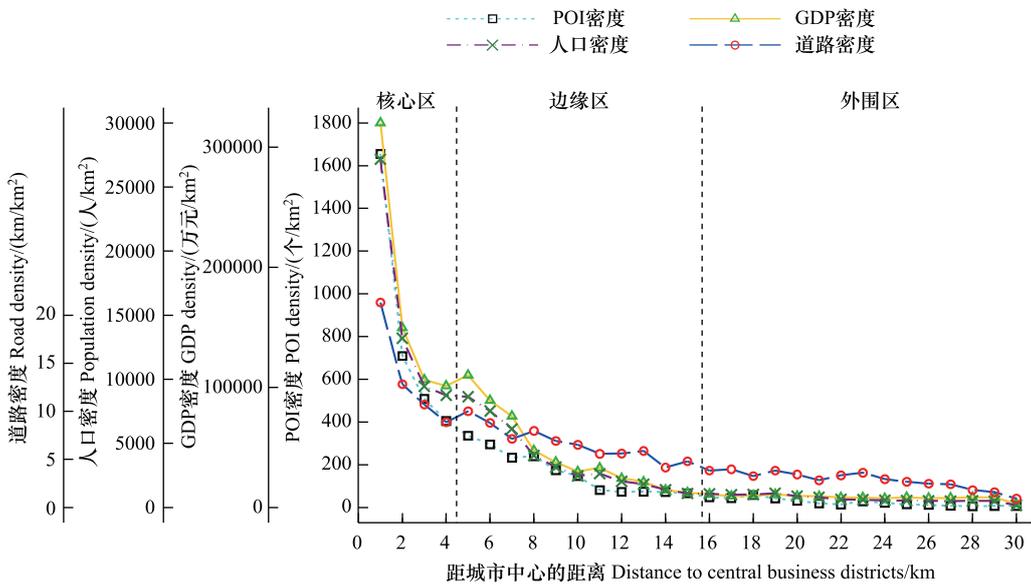


图 3 兴趣点密度、GDP 密度、人口密度和道路核密度从城市中心向外围变化特征

Fig.3 Change of POI density, GDP density, population density and major road density

### 2.3 基于景观格局-生态过程互馈视角的土地利用生态风险估算

土地利用生态风险是指土地利用变化导致生态系统结构改变和功能失衡的可能性;土地利用生态风险评价是对种群、生态系统或景观在土地利用及其变化过程作用下可能产生的不利后果的评价,这些影响后果主要表现为生态系统结构和功能的退化<sup>[6]</sup>。可通过计算景观损失度间接计算土地利用生态风险,景观损失度可以用干扰度指数(LDI)和脆弱度指数(LVI)来测算<sup>[13-15,17-18,36-38]</sup>。结合城市边缘区的实际范围和面积,在 ArcGIS 10.2 平台中将整个区域划分为 1km<sup>2</sup>的格网,形成不同尺度的评价单元。计算每个评价单元的土地利用生态风险值,作为格网中心点的生态风险值。对于任一风险单元  $k$  而言,其土地利用生态风险指数的计算

公式如下<sup>[13]</sup>:

$$\text{LER} = \sum_{i=1}^N \frac{A_i}{A} \times \text{LDI}_i \times \text{LVI}_i \quad (2)$$

式中,  $A_i$  是景观类型  $i$  的面积;  $A$  是景观总面积;  $N$  是景观类型总数;  $\text{LDI}_i$  是景观类型  $i$  的干扰度指数;  $\text{LVI}_i$  是景观类型  $i$  的脆弱度指数。

LDI 能够衡量人类活动影响下生态系统受干扰的程度, 它可以由景观破碎度指数 ( $F_i$ )、景观分离度指数 ( $S_i$ ) 和景观优势度指数 ( $D_i$ ) 三者加权计算, 计算公式如下<sup>[13]</sup>:

$$\text{LDI}_i = a F_i + b S_i + c D_i \quad (3)$$

$$F_i = \frac{n_i}{A_i} \quad (4)$$

$$S_i = \frac{1}{2} \times \frac{A}{A_i} \times \sqrt{\frac{n_i}{A}} \quad (5)$$

$$D_i = \frac{1}{4}(Q_i + M_i) + \frac{1}{2} L_i \quad (6)$$

式中,  $n_i$  为景观类型  $i$  的斑块数;  $Q_i$  为出现景观类型  $i$  的单元数与单元总数的比值;  $M_i$  为景观类型  $i$  的斑块数与总斑块数的比值;  $a$ 、 $b$ 、 $c$  分别为破碎度指数  $F_i$ 、分离度指数  $S_i$  和优势度指数  $D_i$  的权重, 根据前人研究成果<sup>[13, 37-38]</sup>, 分别取值为 0.5、0.3 和 0.2;  $L_i$  为景观类型  $i$  的面积占单元总面积的比例。

LVI 反映了生态系统的敏感性、受干扰后的可恢复性以及适应能力。参照已有研究<sup>[38-39]</sup>, 结合专家意见, 本文将景观脆弱性程度划分为 5 个等级。不同的景观类型的脆弱性指数不同, 水域最为脆弱其分值为 5, 耕地脆弱性次之分值为 4, 草地脆弱性分值为 3, 林地脆弱性分值为 2, 建设用地和裸地脆弱性最低分值为 1。

#### 2.4 最优参数地理探测器

地理探测器不仅能够度量地理变量的空间分异规律, 还能揭示这种空间分异规律背后的潜在影响因素。其基本假设是: 若研究区子区域的方差之和小于区域总方差, 则存在空间分异; 若某个自变量影响某个因变量, 则二者的空间分布应该具有相似性, 其公式如下<sup>[40]</sup>:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{\text{SSW}}{\text{SST}} \quad (7)$$

$$\text{SSW} = \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2, \text{SST} = N \sigma^2 \quad (8)$$

式中,  $q$  为影响因子对 LER 空间分异的解释力度, 其取值范围为  $[0, 1]$ , 值越大解释力度越强, SSW 为层内方差之和, SST 为全区总方差之和,  $h=1, \dots, L$  为变量  $Y$  或因子  $X$  的分层,  $N_h$  和  $N$  分别为分层和全区的样本数,  $\sigma_h$  和  $\sigma^2$  分别为层  $h$  和全区的  $Y$  值的方差。

首先, 对研究区各潜在影响因子进行格网化处理。因对自变量不同的分类方法和分组数量都会影响  $q$  值。借鉴 Song 等的研究<sup>[41]</sup>, 分别计算等间距、分位数、几何间隔和自然断裂点四种不同属性分类法下的  $q$  值, 同时将每个因子都分为 3—5 个类别; 选择  $q$  值最高的分类方法作为最终的分类方法, 选择当所有解释变量  $q$  值的 90% 分位数达到最大值时的分类数量作为最终分类数量, 以此分析各影响因子对 LER 空间分异的作用机制。

利用交互探测结果识别两自变量对因变量的交互作用大小、方向、强弱、以及线性还是非线性作用。计算方法如下:

- (1) 若  $q(X1 \cap X2) < \text{Min}(q(X1), q(X2))$ , 则两者对 LER 的影响呈现非线性减弱模式;
- (2) 若  $\text{Min}(q(X1), q(X2)) < q(X1 \cap X2) < \text{Max}(q(X1), q(X2))$ , 则两者对 LER 的影响呈现单因子非线性

性减弱模式;

(3) 若  $q(X1 \cap X2) > \text{Max}(q(X1), q(X2))$ , 则两者对 LER 的影响呈现双因子增强模式;

(4) 若  $q(X1 \cap X2) = q(X1) + q(X2)$ , 则两者对 LER 的影响相互独立;

(5) 若  $q(X1 \cap X2) > q(X1) + q(X2)$ , 则两者对 LER 的影响呈现非线性增强模式。

土地利用生态风险是自然环境和人类活动综合作用的结果,通常受自然和社会经济等多种因素的影响。参考已有研究成果<sup>[23-24,26,42]</sup>,结合武汉市边缘区快速城市化和交通路网不断扩张的特点,从自然因素、社会经济因素和可达性 3 个方面共选取了高程、降水量、平均气温、GDP 密度、人口密度、道路核密度、建设用地密度、距最近主要河流距离、距最近主要湖泊距离、距最近城市中心(CBD)距离、距最近城市主干道距离、距最近国家级开发区距离、距最近省级开发区距离等 13 个影响因子,分别计算以上因子 1995 年、2005 年和 2015 年的实际值以及 1995—2005 年、2005—2015 年和 2015—2022 年 LER 三个时间段的变化值,分析前置年份影响因子与各时间段 LER 变化间的空间关联规律。

### 3 结果与分析

#### 3.1 土地利用动态变化

研究区 1995 年、2005 年、2015 年和 2022 年的土地利用类型分布如图 4 所示。武汉市边缘区总面积为 1161.76km<sup>2</sup>,约占武汉市总面积的 13.56%,其土地利用类型主要包括耕地、林地、草地、水域、裸地和建设用地等 6 种类型。从用地面积来看,耕地分布最为广泛,其次是水域和建设用地,林地、草地和裸地面积较少。从空间分布来看,建成区建设用地的外溢形成了新增建设用地由建成区向外呈放射状分布的格局,外围区域的耕地逐渐呈现分散分布的状态,东湖、南湖、汤逊湖、金银湖和后官湖等大型湖泊分散分布其中。

从 1995 年到 2022 年的 27 年间,耕地和水域分别以年均 1112.33hm<sup>2</sup>和 320.74hm<sup>2</sup>的速度快速减少,其中耕地占研究区总面积的比例从 69.13%减少为 48.18%,面积显著降低。建设用地面积占研究区总面积的比例从 5.75%上升为 32.86%,以年均 1447.01hm<sup>2</sup>的增加量大幅度攀升。林地则呈现先减少后增加的趋势。在 1995—2005 年、2005—2015 年和 2015—2022 年三个时间段内研究区土地利用转移方向具有一致性,主要转移类型均为林地和水域向耕地转移以及耕地、草地和裸地进一步向建设用地转移,期间也出现了少量建设用

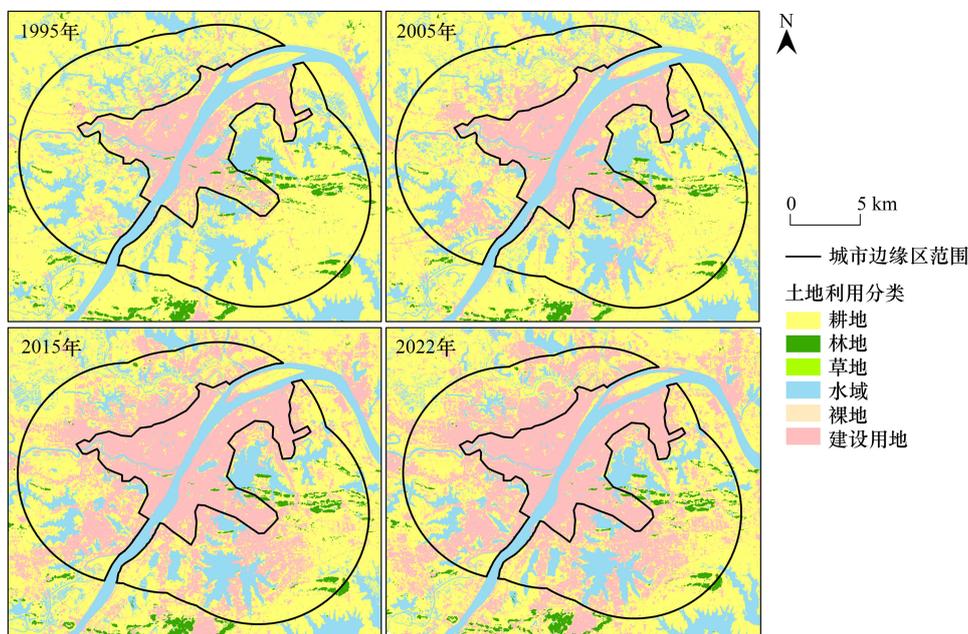


图 4 1995—2022 年武汉市边缘区土地利用类型空间分布图

Fig.4 Spatial distribution of land use in the urban fringe of Wuhan, 1995 to 2022

地复垦为耕地。

各土地利用类型在不同时段内的动态变化情况如表 1 所示。某一地类的土地利用动态度即土地利用年均变化速率,能描述单位时间内该土地利用类型的变化强度。从整个研究时段来看,建设用地的动态度最高,耕地和水域虽然年均变化量较高,但由于其基数面积较大,总体变化强度低于裸地和草地。从不同时段来看,林地、草地和水域在 1995—2005 年时间段内动态变化更明显,而耕地和建设用地则在 2005—2015 年时间段内变动更剧烈。

表 1 1995—2022 年武汉市边缘区土地利用动态变化

Table 1 Land use change in the urban fringe of Wuhan, 1995—2022

地类 Land use category	1995—2005 年		2005—2015 年		2015—2022 年		1995—2022 年	
	年均变化量 Annual change/hm <sup>2</sup>	动态度 Land use dynamic/%						
耕地 Arable land	-631.91	-0.79	-1804.66	-2.44	-809.61	-1.45	-1112.33	-1.38
林地 Forest	-60.76	-2.28	30.99	1.51	-11.64	-0.49	-14.04	-0.53
草地 Grassland	2.25	10.36	-1.52	-3.44	-1.55	-5.34	-0.53	-2.46
水域 Water	-445.00	-1.08	-242.36	-1.10	-255.20	-1.30	-320.74	-1.21
裸地 Bare land	0.06	—	1.10	195.21	0.79	6.80	0.63	—
建设用地 Built-up area	1135.37	16.98	2016.44	11.18	1078.75	2.82	1447.01	21.65

### 3.2 土地利用生态风险时空分异

采用自然断裂点法将 1995 年、2005 年、2015 年和 2022 年的 LER 指数分为 5 级,为了保持数据的可比性,以各年份 LER 自然断裂点的平均值作为风险等级划分依据,确定低风险( $LER \leq 0.30$ )、较低风险( $0.30 \leq LER < 0.42$ )、中风险( $0.42 \leq LER < 0.53$ )、较高风险( $0.53 \leq LER < 0.70$ )及高风险( $LER \geq 0.70$ )的 5 级土地利用生态风险分类体系(图 5)。

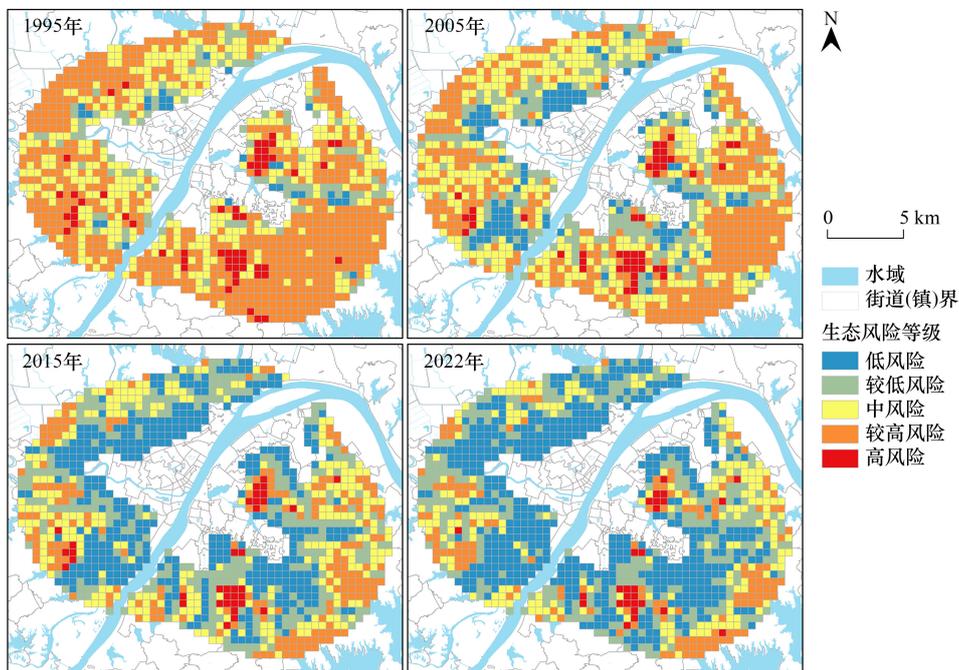


图 5 1995—2022 年武汉市边缘区土地利用生态风险空间分布

Fig.5 Spatial distribution of landscape ecological risk (LER) in the urban fringe of Wuhan, 1995 to 2022

1995 年、2005 年、2015 年和 2022 年武汉城市边缘区 LER 均值分别为 0.54、0.49、0.39 和 0.36,土地利用

生态风险总体呈下降趋势(表 2)。整个研究期内,中风险、较高风险和高风险区域都在逐渐减少,面积分别减少 140km<sup>2</sup>、472km<sup>2</sup>和 32km<sup>2</sup>,占整个研究区域的 12.05%、40.62%和 2.75%;低风险和较低风险区域都在增加,其中低风险区域面积增加 455km<sup>2</sup>,占整个研究区的 39.16%,较低风险区域面积增加 189km<sup>2</sup>,占整个研究区的 16.27%。从空间分布来看,区域土地利用生态风险在空间上总体呈现出圈层结构,外围生态风险较高而靠近主城区的区域生态风险较低,中等生态风险的区域主要分布在二者之间。整个研究区内,高生态风险区相对稳定,主要分布于东湖、汤逊湖等重要湖泊边缘,这主要是由于湖泊在人类活动的干扰下具有较高的敏感性和脆弱性,使得水域及周边区域土地利用生态风险增加。此外,随着城市建设的不断外扩,高风险区域也在随之转移。除以上核心高风险区外,1995 年的高风险区主要集中在洪山区的花山街道和青山区的白玉山街道,2005 年和 2015 年的高风险区主要集中在关东街道、洪山街道和青菱街道,而最近一年的高风险区主要集中在洪山街道、珞南街道和青菱街道。从风险区的转移来看(图 6),1995—2005 年风险等级增加的区域最多,主要集中于主城区光谷片区。2005—2015 年风险等级减小的区域最多,且风险等级减小的区域都处于 1995 年已有建成区周边,这是因为随着建设用地的不断扩展,城乡边界处更容易形成与主城区连接成片的建设用地,导致该区域景观破碎度和分离度降低,土地利用生态风险也呈现逐渐降低的趋势。第三个时间段内,研究区内绝大多数区域的风险等级已趋于稳定,风险等级增加的区域主要为东西湖区的金银湖街道、江夏区的佛祖岭街道和流芳街道等。

表 2 1995—2022 年武汉市边缘区土地利用生态风险面积和等级占比

Table 2 The percentage of LER classes in the urban fringe of Wuhan, 1995—2022

风险等级 Risk level	1995		2005		2015		2022	
	面积	占比	面积	占比	面积	占比	面积	占比
	Area/km <sup>2</sup>	Percentage/%						
低风险 Minimum risk	30	2.58	120	10.33	372	32.01	485	41.74
较低风险 Lower risk	107	9.21	203	17.47	293	25.22	296	25.47
中风险 Moderate risk	344	29.6	370	31.84	263	22.63	204	17.56
较高风险 Higher risk	621	53.44	422	36.32	198	17.04	149	12.82
高风险 Maximum risk	60	5.16	47	4.04	36	3.1	28	2.41

在不同时间段内,LER 呈现出不同变化。在 1995 年和 2005 年,武汉市边缘区面积占比最大的是较高风险区,分别占整个研究区域的 53.44%和 36.32%;而在后两个时间点,面积占比最高的是低风险区,分别占整个研究区域的 32.01%和 41.74%。三个时间段内,5 种不同风险等级区域的变化趋势与整个研究区内的变化趋势一致,其中低风险和较低风险分别在第二时间段和第一时间内增长最多,分别增加 252km<sup>2</sup>和 96km<sup>2</sup>;类似地,较高风险区和高风险区分别在第二时间段和第一时间内减少最多,分别减少 224km<sup>2</sup>和 13km<sup>2</sup>(表 3)。

表 3 1995—2022 年武汉市边缘区土地利用生态风险面积变化和各等级年均占比变化

Table 3 The area and percentage change of LER classes in the urban fringe of Wuhan, 1995—2022

风险等级 Risk level	1995—2005		2005—2015		2015—2022		1995—2022	
	面积变化	年均占比变化	面积变化	年均占比变化	面积变化	年均占比变化	面积变化	年均占比变化
	Area change/ km <sup>2</sup>	Annual percentage change/%						
低风险 Minimum risk	90	30.00	252	21.00	113	4.34	455	39.16
较低风险 Lower risk	96	8.97	90	4.43	3	0.15	189	16.27
中风险 Moderate risk	26	0.76	-107	-2.89	-59	-3.20	-140	12.05
较高风险 Higher risk	-199	-3.20	-224	-5.31	-49	-3.54	-472	40.62
高风险 Maximum risk	-13	-2.17	-11	-2.34	-8	-3.17	-32	2.75

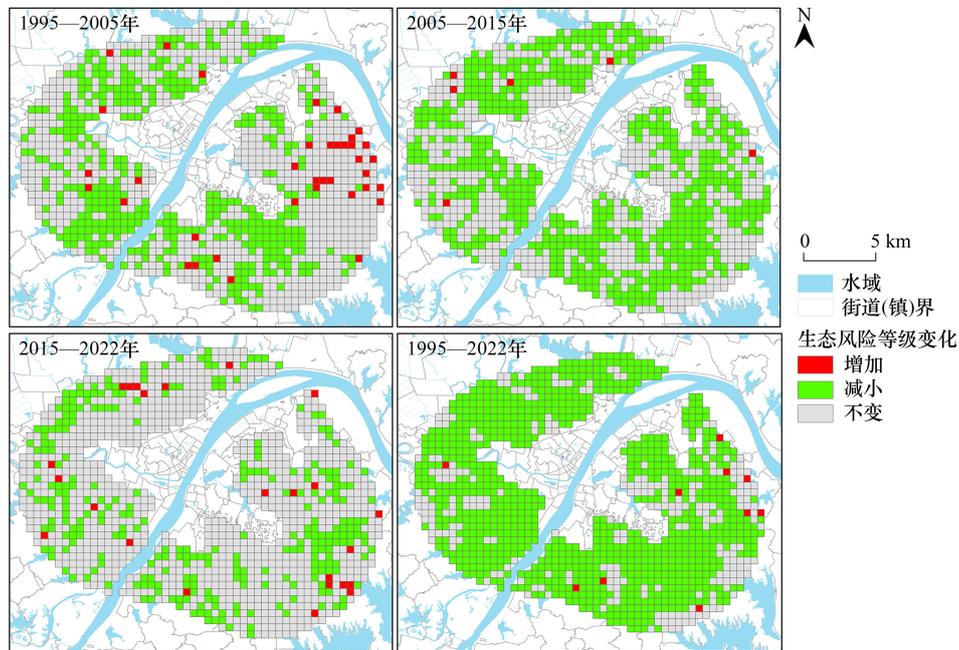


图 6 1995—2022 年武汉市边缘区土地利用生态风险等级变化图

Fig.6 Landscape ecological risk change in the urban fringe of Wuhan, 1995—2022

### 3.3 土地利用生态风险的影响因素

图 7 显示了以等间距、分位数、几何间隔和自然断裂点四种不同属性分类法和不同分类数量计算 1995—2005 年各因子的  $q$  值,表 4 显示了 3 个时间段的  $q$  值最高的分类方法和所有解释变量  $q$  值的 90%分位数达到最大值时的分类数量组合。从表 4 可知,1995—2005 年多数因子的最优分类方法为自然断裂点法,最优分类数量为 5 类;后两个时间段的多数因子的最优分类数量仍然为 5 类,自然断裂点法已不再是绝大多数最优分类方法,四种分类方法分别成为不同因子分类的最优分类方法。

表 4 各因子最优分类方法和分类数量

Table 4 The optimal classification method and number of categories for each variable

变量 Variable	1995—2005		2005—2015		2015—2022	
	分类方法 Classification method	分类数量 Number of groups	分类方法 Classification method	分类数量 Number of groups	分类方法 Classification method	分类数量 Number of groups
DEM	自然断裂点	4	自然断裂点	4	几何间隔	5
平均气温 Average temperature	分位数	5	自然断裂点	5	几何间隔	5
降水量 Precipitation	几何间隔	5	等间距	5	等间距	5
GDP 密度 GDP density	自然断裂点	5	几何间隔	5	自然断裂点	5
人口密度 Population density	自然断裂点	3	分位数	4	几何间隔	5
道路核密度 Road kernel density	几何间隔	5	自然断裂点	5	自然断裂点	5
建设用地密度 Urban land density	分位数	5	自然断裂点	5	分位数	5
距最近主干道距离 Distance to the nearest road	自然断裂点	5	等间距	5	自然断裂点	4
距最近国家级开发区距离 Distance to the nearest national development zone	自然断裂点	5	分位数	3	分位数	5
距最近省级开发区距离 Distance to the nearest provincial development zone	自然断裂点	5	分位数	4	分位数	5

续表

变量 Variable	1995—2005		2005—2015		2015—2022	
	分类方法 Classification method	分类数量 Number of groups	分类方法 Classification method	分类数量 Number of groups	分类方法 Classification method	分类数量 Number of groups
距最近主要河流的距离 Distance to the nearest river	自然断裂点	5	等间距	5	等间距	5
距最近主要湖泊距离 Distance to the nearest lake	分位数	5	几何间隔	4	分位数	5
距最近 CBD 的距离 Distance to the nearest CBD	等间隔法	4	等间距	5	自然断裂点	5

DEM:数字高程模型 Digital elevation model;GDP;国内生产总值 Gross domestic product;CBD:城市中心 Central business district

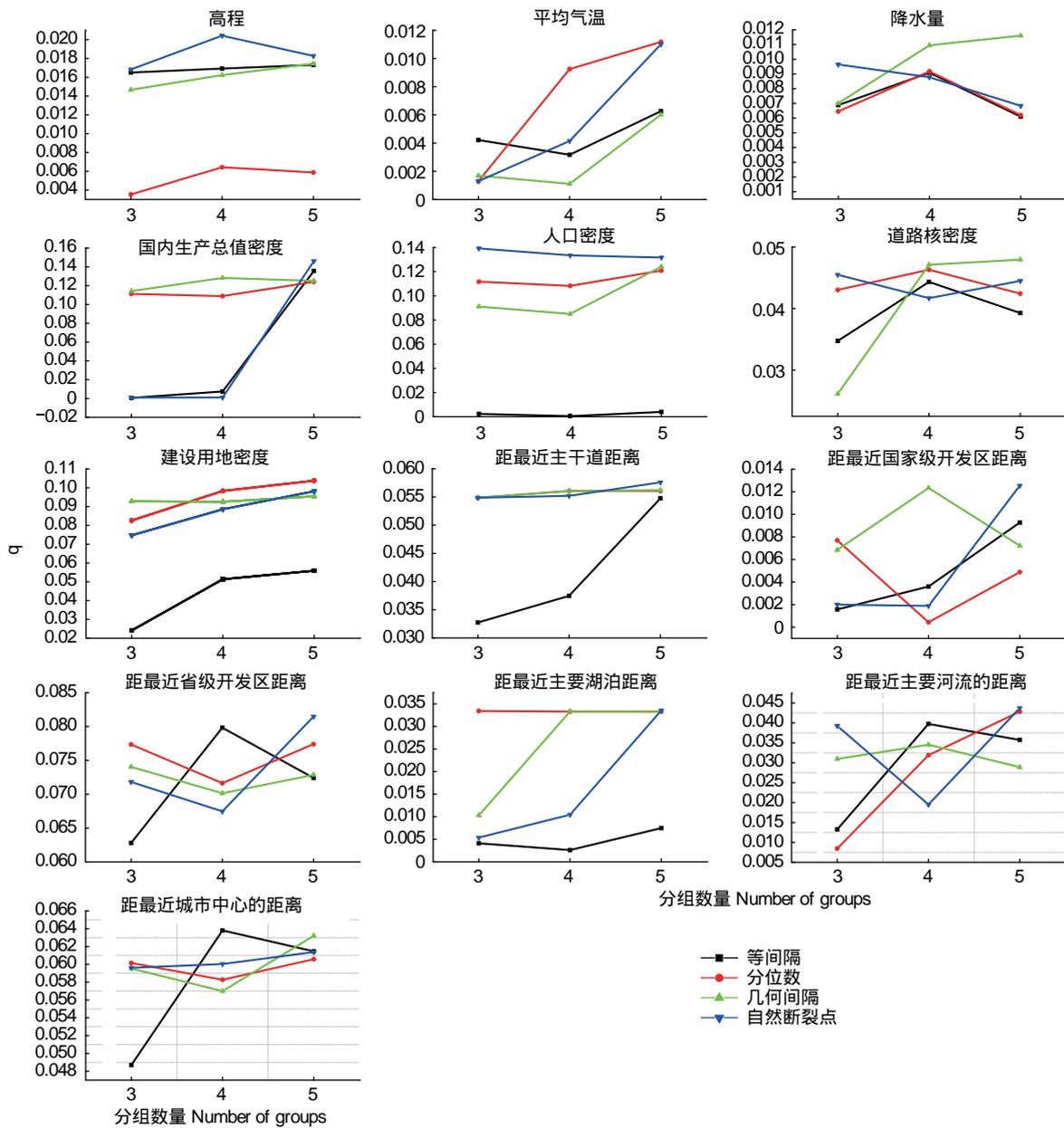


图 7 1995—2005 年不同分类方法和分类数量下的各因子 q 值

Fig.7 q values of each variable with different classification methods and number of categories, 1995—2005

### 3.3.1 单因子探测

利用地理探测器探测单个影响因子对武汉市边缘区土地利用生态风险的贡献率,结果如表 5 所示。由表 5 可知,在前两个时间段,除平均气温和距国家级开发区的距离的  $p$  值大于 0.01,其他因子与 LER 有显著的空间关联,说明在快速城市化时期武汉市边缘区土地利用生态风险是多个因素共同作用的结果。按  $q$  值从大到小排序,1995 至 2005 年间位于前 6 位的因子依次为 GDP 密度>人口密度>建设用地密度>距最近省级开发区的距离>距最近 CBD 的距离>距最近城市主干道的距离;2005 至 2015 年间位于前 6 位的因子依次为建设用地密度>距最近城市主干道距离>GDP 密度>道路核密度>人口密度>距最近主要河流距离;2015 至 2022 年间位于前 6 位的因子依次为建设用地密度>降水量>GDP>距最近主要湖泊距离>平均气温>GDP 密度>人口密度。

表 5 1995—2022 年武汉市边缘区生态风险影响因子贡献量  $q$  值

Table 5 Contribution  $q$  value of LER determinants in the urban fringe of Wuhan, 1995—2022

影响因素 Factor	因子 Item	1995—2005 年		2005—2015 年		2015—2022 年	
		解释力度 ( $q$ )	概率值 ( $p$ )	解释力度 ( $q$ )	概率值 ( $p$ )	解释力度 ( $q$ )	概率值 ( $p$ )
自然因素 Natural factor	DEM( $X_1$ )	0.0204	0.000	0.0131	0.004	0.0162	0.004
	平均气温( $X_2$ )	0.0112	0.012	0.0250	0.000	0.0272	0.000
	降水量( $X_3$ )	0.0116	0.010	0.0160	0.002	0.0310	0.000
社会经济因素 Socioeconomic factor	GDP 密度( $X_4$ )	0.1461	0.000	0.0535	0.000	0.0243	0.000
	人口密度( $X_5$ )	0.1393	0.000	0.0457	0.000	0.0220	0.000
	道路核密度( $X_6$ )	0.0480	0.000	0.0464	0.000	0.0127	0.005
可达性因素 Accessibility	建设用地密度( $X_7$ )	0.1038	0.000	0.0672	0.000	0.0513	0.000
	距最近主干道距离( $X_8$ )	0.0576	0.000	0.0658	0.000	0.0056	0.091
	距最近国家级开发区距离( $X_9$ )	0.0125	0.013	0.0238	0.000	0.0081	0.026
	距最近省级开发区距离( $X_{10}$ )	0.0815	0.000	0.0357	0.000	0.0090	0.034
	距最近主要河流的距离( $X_{11}$ )	0.0335	0.000	0.0323	0.000	0.0302	0.000
	距最近主要湖泊距离( $X_{12}$ )	0.0437	0.000	0.0395	0.000	0.0098	0.025
	距最近 CBD 的距离( $X_{13}$ )	0.0638	0.000	0.0261	0.000	0.0129	0.005

在自然因素中,高程、平均气温和降水量在第二时间段和第三时间段的  $q$  值都具有统计显著性,表明三者 在后两个时间段对武汉市边缘区景观类型的空间分布产生了生态风险的空间分异,而平均气温和降水量在第一 时间段内对生态风险的影响相对较弱。在社会经济因素中,GDP 和人口密度在第一个时间段对土地利用 生态风险变化的影响相对较大;在第二个时间段和第三个时间段中,建设用地密度对土地利用生态风险变化 的影响最大。随着时间的迁移,GDP、人口密度、道路核密度和建设用地密度对土地利用生态风险的影响程度 都在逐渐减弱。在区域可达性因素中,在第一时间段,对土地利用生态风险解释力最强的因子是距最近省级 开发区的距离,其次是距最近 CBD 的距离和距最近城市主干道的距离,这与单中心城市理论一致。在城市化 初期,距离城市中心、开发区和主干道越近的土地被优先开发,增大了土地利用生态风险。距主干道的距离的  $q$  值在前两个时间段分别为 0.0576 和 0.0658,说明道路和区域土地利用生态风险具有显著的空间关联规律。 在最后一个时间段,三者的  $q$  值显著降低,距最近国家级开发区距离、距最近省级开发区距离和距最近主要河 流距离不再显著,这可能是由于随着城市化进程的加深,武汉市由单中心逐渐变成多中心城市,且建成区不断 外扩,CBD、主干道和省级开发区对城市用地开发的影响逐渐减弱。但相比于其他可达性因素,在后两个时间 段,距最近 CBD 的距离和距最近湖泊的距离仍然与土地利用生态风险具有高度的空间关联规律。

### 3.3.2 交互探测

交互探测能够探测当两个因子共同作用时对土地利用生态风险的解释力是加强还是减弱。分别对 1995—2005、2005—2015、2015—2022 三个时间段各因子交互探测的结果按贡献值大小进行排序,并列出了

各时期位于前五位的交互作用因子(表 6)。结果显示,影响因子间交互作用类型主要为双因子增强(DE)和非线性增强(NE)两种,说明各因子在交互作用下对生态风险的解释力比单个因子的解释力显著增强。

表 6 1995—2022 年生态风险影响因子交互探测结果

Table 6 Interaction detection results between LER determinants, 1995—2022

排名 Order	1995—2005 年			2005—2015 年			2015—2022 年		
	交互因子 Interaction term	贡献值 Contribution rate	交互类型 Category	交互因子 Interaction term	贡献值 Contribution rate	交互类型 Category	交互因子 Interaction term	贡献值 Contribution rate	交互类型 Category
1	$X_{10} \cap X_{12}$	0.2157	NE	$X_8 \cap X_7$	0.1370	DE	$X_{11} \cap X_7$	0.1862	NE
2	$X_2 \cap X_4$	0.2087	NE	$X_6 \cap X_7$	0.1302	NE	$X_{11} \cap X_{12}$	0.1420	NE
3	$X_4 \cap X_{10}$	0.2068	DE	$X_3 \cap X_5$	0.1244	NE	$X_4 \cap X_{11}$	0.1207	NE
4	$X_4 \cap X_9$	0.2062	NE	$X_5 \cap X_7$	0.1191	NE	$X_{10} \cap X_{11}$	0.0995	NE
5	$X_4 \cap X_{12}$	0.2032	NE	$X_{12} \cap X_{13}$	0.1172	NE	$X_9 \cap X_{11}$	0.0942	NE

NE:非线性增强 Nonlinear enhance;DE:双因子增强 Double factor enhance

从不同时间段来看,从第一时间段至第三时间段,多数交互作用的贡献值在逐渐减小,说明因子对边缘区土地利用生态风险的交互影响在减弱。在 1995 至 2005 年间,贡献值排在前 5 位的影响因子组合主要是距最近省级开发区距离 $\cap$ 距最近主要河流距离、平均气温 $\cap$ GDP 密度、GDP 密度 $\cap$ 距最近省级开发区距离、GDP 密度 $\cap$ 距最近国家级开发区距离、GDP 密度 $\cap$ 距最近主要河流距离。在城市化初期阶段,GDP 增长和开发区建设使得对城市边缘区建设用地需求激增,导致大量的非城市用地转换为城市用地,使得城市边缘区土地利用生态风险发生重大变化。在 2005 至 2015 年间,贡献值排在前列的影响因子组合中,距最近城市主干道距离 $\cap$ 建设用地密度,道路核密度 $\cap$ 建设用地密度,降水量 $\cap$ 人口密度成为前三大交互因子;同时人口密度 $\cap$ 建设用地密度取代 GDP 密度 $\cap$ 距国家级开发区距离,成为第四大交互因子。随着边缘区逐步城市化,郊区与市中心的联系更为紧密,城市边缘区受到已有建成区的影响,人流、物流和信息流不断外拓,迫使城市外围区域进一步城市化;与此同时,城市在升级改造过程中修建对外联系的交通基础设施对周围生态环境产生显著影响,离城市主干道越近的区域更容易受到干扰产生风险。从 2015 至 2022 年间,开发区、人口密度和道路等因素的交互作用减弱,距最近主要湖泊的距离与建设用地密度、距最近主要河流的距离和 GDP 密度的交互作用在此时间段占主导作用,成为生态风险的主要交互影响因子。城市化后期阶段,以前的城市边缘区大量的转换为连片建设用地,稳定性增加,虽然生态系统服务功能降低,但土地利用生态风险减小,而湖泊周边的区域此时成为生态压力较大的区域,生态敏感性增强,土地利用生态风险增加。

## 4 讨论

### 4.1 武汉市城市边缘区土地利用生态风险变化的原因分析

对于土地利用生态风险影响因子的地理探测器分析表明,无论是单因子探测还是交互探测,都显示了 GDP 密度、人口密度、道路核密度、建设用地密度与城市边缘区土地利用生态风险之间具有高度的空间关联规律,这一结果与现有研究发现人类社会经济活动是土地利用生态风险的主要影响因素的结论相一致<sup>[18,24,26,42]</sup>。此外,本文发现距最近主干道距离、距最近省级和国家级开发区和距最近 CBD 距离都与土地利用生态风险具有显著的空间关联规律,与现有研究发现可达性对西部部分城市生态风险影响较小的结论不一致<sup>[18]</sup>,但与部分区域尺度上的研究结论一致<sup>[23-24]</sup>。在武汉市早期城市化阶段,经济的增长和开发区的设立使得建设用地不断扩展,因此这一时期的主要影响因子是 GDP 密度和距离省级和国家级开发区的距离,二者的联合增强作用导致城市边缘区土地利用生态风险发生重大变化;随着城市化的进一步发展,中心成区不断外扩和道路等基础设施的不断完善,使得溢出效应增强,因此这一时期城市边缘区的生态风险主要受到已有建设用地和道路二者的非线性增强影响;自 2007 年国家发改委批准武汉城市圈为全国资源节约型和环境友好型社会建设综合配套改革试验区以来,武汉市建设用地快速向外扩张,为了建立与“1+8”城市圈其他 8 座

城市的联系,武汉市政府在其边缘区修建了多条连接市内与城际的公路。一方面,道路本身会导致城市边缘区景观发生巨大变化,从而对生态风险格局产生较大影响<sup>[43]</sup>,另一方面,道路的建设也会在一定程度上加速周边区域的土地利用开发,间接影响城市边缘区的自然生态系统<sup>[44-45]</sup>。以上两个方面解释了可达性因子对城市边缘区土地利用生态风险的重要影响;而对于西部半干旱地区城市,土地利用开发更多受降水、地形和坡度等自然因素的制约以及人口和经济规模的驱动。此外,本文还发现距最近主要湖泊距离是武汉市城市边缘区土地利用生态风险的重要影响因素,这可能是由于在城市化后期,以往的城市边缘区已逐步转化为连片建成区,仅有湖泊周边的少量区域处于未开发状态,面临较高的生态压力,此时距湖泊越近且地处经济越发达,土地利用生态风险就越高。

#### 4.2 降低武汉市城市边缘区土地利用生态风险的对策建议

从 1995 年至 2022 年,武汉市建设用地扩张明显,同时耕地和水域快速减少,城市边缘区不断外扩。总体而言,研究区内高风险和低风险等级区较少,而较高风险、中风险和较低风险等级区域分布广泛。研究期内,高风险、较高风险和低风险区域面积明显减少,而低风险和较低风险区域面积大幅上升,表明随着城市化进程的发展和土地利用方式的改变,土地生态系统逐步趋于稳定,区域土地生态风险逐步减弱;对中高风险区的进一步改善,将有利于区域整体生态安全的提升。从风险等级的变化来看,多数区域的风险等级都在降低,少数区域的风险等级在逐步增高。研究表明距离湖泊的距离是武汉市城市边缘区土地利用生态风险的重要影响因素。在研究期的最后一个时间段内,东西湖区的金银湖街道边缘、江夏区的流芳街道边缘仍然有少量的风险增加区域。因此,未来在这些区域自然资源部门和地方政府应当依据山水林田湖草“应保尽保”的原则,禁止围湖造田和填湖开发等活动,进一步强化基本生态线的控制作用,确保《武汉市基本生态控制线管理条例》所划定的市域生态空间。研究结果表明道路建设是增大土地利用生态风险的主要诱因之一。因此,可通过科学合理的路网规划和国土空间规划降低景观的破碎度,减少人为活动对自然生态系统的干扰,从而降低土地利用生态风险。例如,在汤逊湖边缘、江夏区的佛祖岭街道、流放街道、蔡甸区的大集街道和东西湖区的径河街道等生态高风险或较高风险区域,应当适当降低路网密度,进行土地用途管制,引导产业外流,将重要产业在已有生态风险低敏感区集中连片建设,从而降低人类活动对自然生态系统的干扰。武汉市作为全国少有的具有众多水域和绿地等高质量生态产品的城市,土地生态敏感度高。

#### 4.3 现有土地利用生态风险测量的不足

本文基于格局过程互馈视角,从景观斑块尺度,以景观干扰度指数和景观脆弱度指数计算了土地利用生态风险。研究结果显示,武汉市城市边缘区土地利用生态风险在逐年降低,且高风险等级的区域在逐渐减少。需要说明的是,这一结果并不完全表明在这一区域人类活动对自然生态系统的干扰在减少。随着建设用地的不断外扩,城市用地斑块逐渐连接在一起,景观破碎度降低,同时生态敏感性强的地类逐渐消失,从而导致生态风险减小,但这并不意味着人类对边缘区生态系统的破坏在减小。因此,以 LDI 和 LVI 来间接测量土地利用生态风险的方法仍然有进一步改进的空间。其次,虽然 LDI 测量了景观斑块的破碎度、隔离度和优势度,从而量化了景观的组成,但它没有考虑景观配置,而景观配置也可能影响生态过程。例如,LDI 不描述斑块、类或景观级别的几何复杂性。几何复杂性(如斑块形状)已被证明会影响斑块间的过程,并与“边缘效应”有关,这对内部敏感物种和生态系统完整性有很大影响<sup>[46]</sup>。此外,当前多数研究主要是通过对不同土地利用类型进行评级来量化 LVI。默认不同土地利用类型具有不同的生态脆弱性。生态脆弱性或恢复力反映了生态系统承受外部干扰或压力的能力,并与功能多样性和响应多样性有关。如果不考虑不同土地利用方式对不同物种的威胁,就无法准确评价功能多样性和响应多样性<sup>[47]</sup>,这也可能是导致本研究出现城市边缘区土地利用生态风险逐年降低且高风险等级的区域在逐渐减少这一结果的原因。因此,未来对 LVI 的计算可首先识别研究区域内每种土地利用类型的代表性物种,然后根据不同土地利用类型对景观物种选择的影响进行评分。

## 5 结论

本文在界定城市边缘区范围的基础上,分析了 1995 年至 2022 年间武汉市城市边缘区的土地利用生态风

险,并通过最优参数地理探测器法分析了潜在影响因子和土地利用生态风险的时空关联规律,得到如下主要结论:

(1)武汉市城市边缘区土地利用类型主要以耕地、水域和建设用地为主。自1995年以来,建设用地的迅速扩张导致武汉市边缘区土地利用和景观格局发生剧烈改变,耕地大量流向建设用地以及水域、草地等生态用地的减少成为了研究区土地利用动态变化的主要方向。在未来生态风险调控中,耕地减少带来的粮食安全隐患以及生态用地流失带来的区域生态服务功能下降等问题都需要密切关注。

(2)研究期内,武汉市城市边缘区土地利用生态风险不断降低,中高生态风险区面积减少,低生态风险区面积增加,总体土地利用生态风险得以控制。生态风险等级在空间分布上出现圈层结构,由内向外逐渐增加。在城乡融合发展的过程中,靠近主城区的区域景观变化趋于稳定,生态风险明显降低,但外围地区依然分布着部分高生态风险区,这些区域分布在少数街道,有显著的集聚特征。为了使得这些区域的生态系统在未来得以稳定,保护其生态环境质量,政府需要严格控制围湖造田和填湖建城的现象;与此同时,应当优化新发展区域的土地资源配置,发挥工商企业的规模效应和集聚效应,完善生态配套设施,构建更加安全的生态格局。

(3)土地利用生态风险是自然、社会、经济与可达性等多方面因素共同作用的结果。研究结果表明,在不同的时间段,GDP密度,建设用地密度、道路网络密度、距城市主干道距离、距最近省级开发区和距最近主要湖泊的距离都与武汉市边缘区土地利用生态风险具有显著的空间关联规律。随着城市化水平的提高,虽然社会经济因素和可达性因素对土地利用生态风险的影响逐步减弱,但距湖泊和CBD较近区域的土地利用生态风险仍然不能忽视。因此,未来需要以科学合理的国土空间规划和交通网络规划引导产业的发展 and 人口集聚,使人类活动对高度生态敏感区域的影响降至最小。

#### 参考文献(References):

- [1] Pryor R J. Defining the rural-urban fringe. *Social Forces*, 1968, 47(2): 202-215.
- [2] 付凯,王卓琳,任云英. 人地关系视角下西安大都市边缘区土地利用冲突及规划应对. *现代城市研究*, 2019, 34(9): 60-66.
- [3] 乔家君,马玉玲. 城乡界面的经济效应. *经济地理*, 2016, 36(9): 1-9.
- [4] 韩炜,蔡建明,赵一夫. 多元主体视角下大城市边缘区空间治理结构、机制及路径研究. *地理科学进展*, 2021, 40(10): 1730-1745.
- [5] 孙施文,冷方兴. 上海城市边缘区空间形态演变研究——以闵行区莘庄镇为例. *城市规划学刊*, 2017(6): 16-24.
- [6] 王洁,摆万奇,田国行. 土地利用生态风险评价研究进展. *自然资源学报*, 2020, 35(3): 576-585.
- [7] United States Environment Protection Agency. Framework for Ecological Risk Assessment. 1992, EPA/630/R-92/001.
- [8] 阳文锐,王如松,黄锦楼,李锋,陈展. 生态风险评价及研究进展. *应用生态学报*, 2007, 18(8): 1869-1876.
- [9] 曹祺文,张曦文,马洪坤,吴健生. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK. *地理学报*, 2018, 73(5): 843-855.
- [10] 巩杰,谢余初,赵彩霞,高彦净. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异. *中国环境科学*, 2014, 34(8): 2153-2160.
- [11] 徐羽,钟业喜,冯兴华,徐丽婷,郑林. 鄱阳湖流域土地利用生态风险格局. *生态学报*, 2016, 36(23): 7850-7857.
- [12] 高宾,李小玉,李志刚,陈玮,何兴元,齐善忠. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析. *生态学报*, 2011, 31(12): 3441-3450.
- [13] 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.
- [14] 胡海,周勇,徐涛. 1980—2018年湖北省土地生态风险时空演变分析. *长江流域资源与环境*, 2022, 31(10): 2246-2258.
- [15] 彭娅,王娟娟,王珊珊,田柳兰,刘婕,毋兆鹏. 生态安全视角下乌鲁木齐市土地利用冲突时空格局演变分析. *干旱区地理*, 2024, 47(1): 81-92.
- [16] 林梦婧,石龙宇,陈丁楷,和思楠. 区域综合生态风险评价框架——以雄安新区为例. *生态学报*, 2023, 43(18): 7566-7584.
- [17] 乔斌,颜玉倩,张婷华,李秀阳,张睿,李晓东,李甫,李素云,祝存兄,周秉荣. 基于土地利用变化的西宁市景观生态风险识别及优化策略. *生态学杂志*, 2023, 42(8): 2020-2031.
- [18] 程静,王鹏,陈红翔,韩永贵. 半干旱区生态风险时空演变及其影响因素的地理探测——以宁夏盐池县为例. *干旱区地理*, 2022, 45(5): 1637-1648.
- [19] 张师赫,李宝银,林玉英,钟全林,程栋梁,徐朝斌,常云妮. 基于生态系统服务的景观生态风险评价及其驱动因素研究——以福建省为例. *水土保持研究*, 2022, 29(6): 174-182.

- [20] 陆汝成, 黄贤金, 张兴榆, 赵小凤, 肖思思. 区域土地利用转移及生态风险分析——以江苏省环太湖地区为例. 生态经济, 2009, 25(9): 34-37.
- [21] 叶长盛, 冯艳芬. 基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价. 农业工程学报, 2013, 29(19): 224-232, 294.
- [22] 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. 干旱区研究, 2008, 25(6): 899-903.
- [23] 高彬媛, 李琛, 吴映梅, 郑可君, 武燕. 川滇生态屏障区景观生态风险评价及影响因素. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1603-1613.
- [24] 郑可君, 李琛, 吴映梅, 高彬媛, 李婵, 武燕. 云南边境山区景观生态风险时空演变及其影响因素. 生态学报, 2022, 42(18): 7458-7469.
- [25] 陈心曲, 丁忠义, 杨俊, 陈晓东, 陈媚楠. 沛北矿城复合区景观生态风险评价及驱动力分析. 生态学杂志, 2022, 41(9): 1796-1803.
- [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] Zhou K H, Liu Y L, Tan R H, Song Y. Urban dynamics, landscape ecological security, and policy implications: a case study from the Wuhan area of central China. *Cities*, 2014, 41: 141-153.
- [28] Yang J, Huang X. The 30m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2022. *Earth System Science Data*, 2023, 13(1): 3907-3925.
- [29] 郭思维, 荣玥芳, 张云峰, 吴光莲. 城市边缘区研究评述. 规划师, 2012, 28(7): 57-62.
- [30] Jiao L M. Urban land density function: A new method to characterize urban expansion. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 139: 26-39.
- [31] 徐清, 周璇, 周思文. 基于多源数据的城市边缘区范围识别与城市活力评价——以杭州市主城区为例. 城市发展研究, 2024, 31(01): 80-88.
- [32] 周小驰, 刘咏梅, 杨海娟. 西安市城市边缘区空间识别与边界划分. 地球信息科学学报, 2017, 19(10): 1327-1335.
- [33] Tian Y S, Qian J. Suburban identification based on multi-source data and landscape analysis of its construction land: A case study of Jiangsu Province, China. *Habitat International*, 2021, 118: 102459.
- [34] 毛帅永, 焦利民, 许刚, 李泽慧. 基于多源数据的武汉市多中心空间结构识别. 地理科学进展, 2019, 38(11): 1675-1683.
- [35] 王秀兰, 包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨. 地理科学进展, 1999, 18(1): 83-89.
- [36] 陈鹏, 潘晓玲. 干旱区内陆流域区域景观生态风险分析——以阜康三工河流域为例. 生态学杂志, 2003, 22(4): 116-120.
- [37] 陈利顶, 傅伯杰. 黄河三角洲地区人类活动对景观结构的影响分析——以山东省东营市为例. 生态学报, 1996, 16(4): 337-344.
- [38] Mo W B, Wang Y, Zhang Y X, Zhuang D F. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: a case study of Beijing. *The Science of the Total Environment*, 2017, 574: 1000-1011.
- [39] Li W J, Wang Y, Xie S Y, Sun R H, Cheng X. Impacts of landscape multifunctionality change on landscape ecological risk in a megacity, China: a case study of Beijing. *Ecological Indicators*, 2020, 117: 106681.
- [40] 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.
- [41] Song Y Z, Wang J F, Ge Y, Xu C D. An optimal parameters-based geographical detector model enhances geographic characteristics of explanatory variables for spatial heterogeneity analysis: cases with different types of spatial data. *GIScience & Remote Sensing*, 2020, 57(5): 593-610.
- [42] 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.
- [43] Forman R T T, Deblinger R D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation biology*, 2000, 14(1): 36-46.
- [44] Garcia-López M A. Urban spatial structure, suburbanization and transportation in Barcelona. *Journal of Urban Economics*, 2012, 72(2): 176-190.
- [45] Garcia-López M A. All roads lead to Rome ... and to sprawl? Evidence from European cities. *Regional Science and Urban Economics*, 2019, 79: 103467.
- [46] McCarigal K, Romme W H, Crist M, Roworth E. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). *Landscape Ecology*, 2001, 16(4): 327-349.
- [47] Coppolillo P, Gomez H, Maisels F, Wallace R. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 2004, 115(3): 419-430.