

1970s 以来巢湖流域水环境保护区景观生态脆弱性时空特征及驱动解析*

黄木易¹, 仲 勇^{2**}, 冯少茹¹, 张嘉晖¹

(1: 安徽建筑大学环境与能源工程学院, 合肥 230601)

(2: 安徽建筑大学科学技术处, 合肥 230601)

摘 要: 加强流域生态核心区的景观生态脆弱性评价及驱动机制研究对于生态系统功能优化调控具有重要意义. 以巢湖流域水环境保护区为主体, 基于网格单元尺度, 应用空间数据探索及地理加权回归 (GWR) 等工具, 对 1970—2015 年间的研究区景观生态脆弱性时空演变特征及驱动机制进行分析. 结果表明: 1970—2015 年间, 巢湖流域水环境保护区内的土地景观类型表现为“两降三升”的变化趋势, 其中, 农地景观下降 6.62%, 建设用地景观增加 6.26%; 近 45 a 来, 景观生态脆弱性均值从 1970 年的 2.9347 下降为 2000 年的 2.6720, 2015 年又上升为 2.7989, 整体呈波动式下降趋势, 景观生态脆弱性的空间分布具有显著的集聚特征; GWR 回归系数显示各驱动因子对研究区景观生态脆弱性作用力不同, 依次表现为: 农地破碎度 (FN) > 植被指数 (NDVI) > 坡度 (SLOP) > 土地利用程度 (LUI), 各因子的回归系数均存在空间非平稳性. 其中, FN 因子回归系数呈现由西向东逐渐增强趋势; NDVI 因子回归系数的空间分布表现出从中部向两侧递减趋势; SLOP 因子回归系数分布则由西向东依次递减; LUI 因子回归系数表现出从东、南向西北逐渐减弱趋势. 回归系数的空间分布特征显示出不同因子对景观生态脆弱性的影响作用具有各向异性. 研究结果可为巢湖流域水环境保护区的生态恢复与土地利用及景观格局优化实践等提供决策支持.

关键词: 景观生态脆弱性; 时空特征; GWR; 水环境保护区; 巢湖流域

Spatial-temporal characteristic and driving analysis of landscape ecological vulnerability in water environment protection area of Chaohu Basin since 1970s*

HUANG Muyi¹, ZHONG Yong^{2**}, FENG Shaoru¹ & ZHANG Jiahui¹

(1: Department of Environmental Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, P.R.China)

(2: Division of Science and Technology, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, P.R.China)

Abstract: It is of great significance to strengthen the study on the assessment and driving mechanism of landscape ecological vulnerability in the ecological core area of the watershed for the optimization and regulation of ecosystem functions. Based on the grid unit scale, using spatial data exploration and geographical weighted regression (GWR) and other tools, the temporal and spatial evolution characteristics and driving mechanism of landscape ecological vulnerability in Chaohu Basin during 1970–2015 were analyzed. The results show that: from 1970 to 2015, the land landscape types of water environment protection zone in Chaohu Basin show a trend of “two falls and three rises”, among which, the agricultural land landscape decreased by 6.62%, and the construction land landscape increased by 6.26%. In the past 45 years, the average value of landscape ecological vulnerability decreased from 2.9347 in 1970 to 2.6720 in 2000, and increased to 2.7989 in 2015, showing a fluctuating downward trend as a whole. The spatial distribution of apparent ecological vulnerability has a significant clustering feature. GWR regression coefficient shows that the driving forces of each driving factor on the ecological vulnerability of the landscape in the study area are different, in order: agricultural land fragmentation (FN) > normalized differential vegetation index (NDVI) > slope (SLOP) > land use degree index

* 2019-10-24 收稿; 2019-12-29 收修改稿.

国家自然科学基金项目 (41671174)、安徽高校人文社会科学研究重大项目 (SK2018ZD043)、安徽省科技创新战略与软科学研究项目 (201806a02020046) 和安徽省高校自然科学研究重点项目 (KJ2019A0763) 联合资助.

** 通信作者; E-mail: kykz@ahjzu.edu.cn.

(LUI), and the regression coefficient of each factor has spatial non-stationary. Among them, the regression coefficient of *FN* factor shows a trend of gradually increasing from west to east, the spatial distribution of the regression coefficient of *NDVI* factor shows a trend of decreasing from the middle to both sides, the regression coefficient of *SLOP* factor shows a trend of decreasing from west to east, the regression coefficient of *LUI* factor shows a trend of gradually decreasing from east, south to northwest. The spatial distribution characteristics of the regression coefficients show that the effects of different factors on the ecological vulnerability of landscape are anisotropic. The results can provide decision support for practice of ecological restoration and landscape pattern optimization of water environment protection area in Chaohu Basin.

Keywords: Landscape ecological vulnerability; spatial-temporal characteristics; GWR; water environment protection area; Chaohu Basin

流域生态系统在人类活动的强烈扰动及胁迫下,其生态压力和风险将日益增加^[1]. 随着城镇化、工业化和全球化不断推进,生态环境效应与人类活动及人地关系等研究逐渐加强,从而发展了探讨人类应对全球化的能力和适应程度的脆弱性研究^[2]. 当前,基于土地利用变化的生态脆弱性相关研究已引起国内外学者的普遍关注,并逐渐成为景观格局效应与生态安全等相关研究的热点.

生态脆弱性本质上是衡量区域生态系统稳定性的一种表达,相关评价方法主要有模糊评价法、指标体系综合评分法和景观格局法等^[3-5]. 其中,基于景观格局的生态脆弱性评价法主要通过具有生态学内涵与典型反映生态环境脆弱性属性(敏感性、适应性)的景观指数来构建的评价方法. 该方法主要通过剖析景观格局信息与生态环境脆弱性之间的关联性,建立具有生态学内涵的指标体系,从而为区域生态环境脆弱性评价提供新思路和新方法^[6]. 从景观生态学视角看,景观格局脆弱性是指由于受到自然条件的变化和人类活动影响等外界扰动时,景观格局所表现出来的敏感性以及缺乏适应能力,从而使景观系统的结构、功能和特性容易发生改变的一种属性^[7]. 土地利用覆被变化是生态环境效应的主要原因,景观格局的改变对生态过程起到重要作用. 因此,通过景观格局法进行生态脆弱性及生态系统稳定性等研究有助于了解生态系统功能状况及变化趋势^[8]. 景观生态脆弱性是景观在受到外界干扰时所表现的敏感性及景观格局的结构、功能和特性发生改变的程度^[7],一般用景观脆弱度来衡量^[9]. 近年来,基于景观格局法的生态脆弱性研究模式成为生态安全研究的热点方向之一,相关研究大多以脆弱度的格局分布特征及时空变化对比分析为主,而结合景观生态脆弱性的人为和自然影响因子进行脆弱性空间分异的驱动作用机制等研究缺乏. 景观生态脆弱性一般存在空间自相关,是具有空间集聚性的非稳态地理变量,基于定性探讨的驱动分析研究缺乏对区域空间差异和阶段性差异的关注^[10]. 地理加权回归(geographical weighted regression, GWR)模型是一种能有效揭示被观测者空间非平稳性和空间依赖特征的方法^[11],其作为一种空间差异驱动机制的研究方法已被广泛应用在城镇化、旅游业、耕地和城市形态等影响因素分析中^[12-15].

引入 GWR 模型探讨景观生态脆弱性“自然-人文社会”驱动因子空间作用特征,揭示各种驱动因子在空间上的作用机制,有利于精准的研究景观生态脆弱性空间异质性,为生态系统功能的多维因子调控提供依据. 本研究基于景观格局法和 GWR 模型进行巢湖流域水环境保护区生态脆弱性研究,结果可为巢湖流域生态系统功能调控及生态文明示范区建设提供一定的理论与实践依据.

1 研究区及数据处理

1.1 研究区概况

巢湖流域地处中国中部经济带,为长江流域的重要组成部分. 2013 年巢湖流域被列为第一批国家生态文明先行示范区之一. 作为中国重要的水源地和生态保护区,巢湖流域在《全国主体功能区规划》和《全国生态功能区划》中,既是重点开发区,又是重要的生态功能区,是国土资源空间配置中矛盾最为突出的区域. 近年来,高速城市化和工业化推动社会经济发展的同时,人类活动对流域土地利用及景观格局产生了强烈干扰^[16],导致生态系统功能受到显著影响^[17-20]. 前期研究表明,巢湖流域核心区生态系统变化较为复杂^[18, 20]. 因此,流域核心区生态系统功能变化及多维因子驱动机制等值得探讨. 由于核心区没有一个明确的边界,因此,本研究的具体范围主要与《巢湖流域水污染防治条例》中确定的水环境保护区相衔接,以一级水环境保护区内的乡镇行政范围为核心,同时,考虑到水环境保护核心区行政单元与周边区域的社会经济发展关联

性,最终在水环境保护核心区外围再缓冲 10 km 后形成了本文主体研究区,该区域总面积约 6848.35 km²,共涉及到 110 个乡镇(街道)行政单元,研究区位置见图 1.

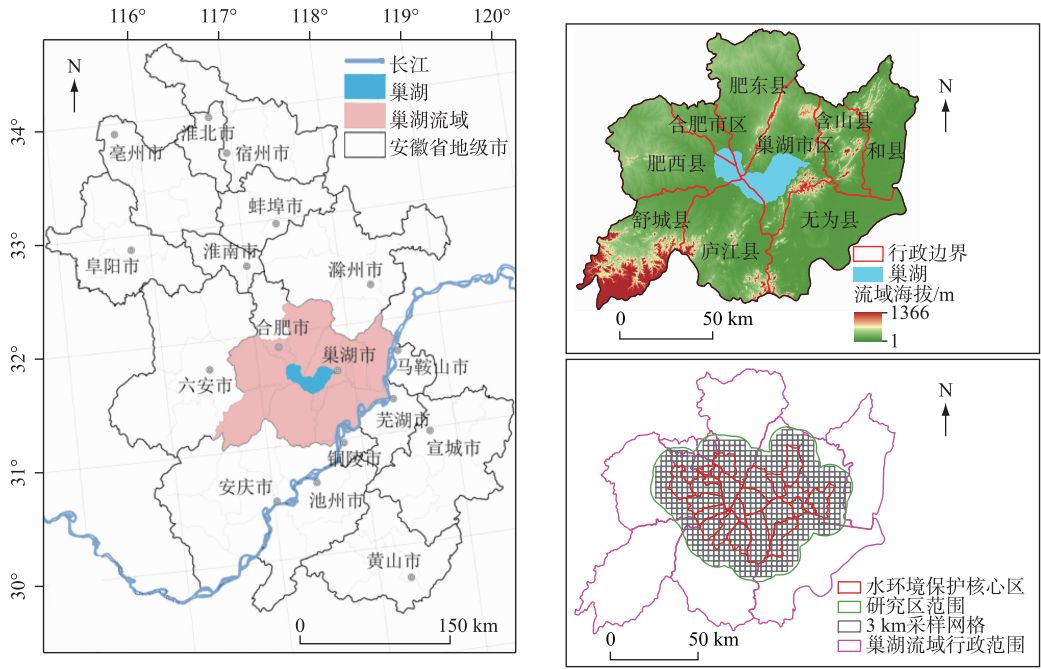


图 1 巢湖流域地理区位及研究区范围

Fig.1 The location of Chaohu Basin and the scope of the study area

1.2 数据来源及驱动因子选择

巢湖流域景观生态脆弱性评价单元主要利用 ArcGIS 10.2 进行网格化采样. 本文基于相关文献^[21-22],对评价单元按 3 km×3 km 幅度对研究区进行空间网格化采样,共采集评价单元 685 个(图 1). 考虑到研究区 1970—2000 年间土地利用变化较为平缓,因此,本文主要采用 1970、2000、2015 年份的土地利用分类数据(分辨率 30 m,来源于中国科学院资源环境科学数据中心 <http://www.resdc.cn/>)^[23]. 按照“中国土地利用/土地覆盖遥感监测数据分类系统”对各年份的土地利用类型进行一级重分类,得到农田、林地、草地、水域、建设用地 5 种土地景观类型.

景观生态脆弱度的时空变化主要受到景观组分和格局分布及人为干扰的影响. 基于“自然—人文社会”相结合原则,考虑到研究区以农地为主,地形复杂,且为人地耦合作用的社会经济热点区域,本文最终选择包括自然因子(植被分布、景观格局、地形)及人为影响因子(土地利用程度)指标进行研究区的景观生态脆弱性空间分异的驱动作用分析. 具体指标为:植被指数(*NDVI*)、农地破碎度(*FN*)、坡度(*SLOP*)、土地利用程度(*LUI*)因子,通过网格采样形成评价单元,建立以景观生态脆弱度为因变量,以驱动因子为自变量的栅格数据集. 驱动因子数据来源包括:景观格局因子(农地破碎度,主要利用 Patch Analyst 模块进行计算);坡度因子(主要基于格式为 GRID 的 SRTM 数字高程数据进行提取,来源于美国对地观测全球高程数据,分辨率 90 m,对 DEM 中的极少数异常值通过 ArcGIS 10.2 进行填洼处理);植被指数(利用遥感影像数据进行 *NDVI* 提取,选择了 2015 年 9 月 Landsat ETM+ 遥感影像数据,轨道号分别为:120/038、121/038、121/039);土地利用程度综合指数(参考文献[24],基于网格单元进行计算获得).

1.3 研究方法

1.3.1 脆弱度指数计算 生态脆弱性研究对于自然资源开发利用、国土空间规划、可持续发展等领域具有重要意义^[6],目前已成为相关领域热点之一. 生态脆弱性评价方法主要包括模糊评价法、综合评价法和基于景

景观格局的脆弱性评价法等. 景观作为一个复杂的系统,一般具有潜在的脆弱性和自我恢复力的双重功能,景观格局脆弱性内涵主要包含敏感性和适应性两种属性,其中敏感性是在不同时间和空间尺度上系统对于干扰的反应;适应性是景观系统对外界干扰的适应性调整能力^[25-26]. 因此,景观生态脆弱度指数可用于描述当受到外界干扰时,景观生态系统所表现的敏感性及其结构、功能和特性发生改变的程度^[7]. 基于景观格局的生态脆弱性评价法主要通过具有生态学内涵与典型反映生态环境脆弱性属性(敏感性、适应性)的景观指数来构建的评价方法^[7-8,27],公式为:

$$LVI = LSI(1 - LAI) \quad (1)$$

$$LSI = \sum_{i=1}^n U_i \cdot V_i \quad (2)$$

$$U_i = aFN_i + bFD_i + cDO_i \quad (3)$$

$$LAI = PRD \cdot SHDI \cdot SHEI \quad (4)$$

式中, LVI 为景观生态脆弱度,由景观敏感度和景观适应度计算; LSI 为景观敏感度,其表示遭遇干扰时各类景观所受到的生态损失差别,即其自然属性损失的程度,是某一类型景观结构指数和易损度指数的综合; LAI 为景观适应度指数,当景观系统的多样性越大、结构越复杂且分布越均匀,系统越稳定,抗干扰适应恢复能力就越强,其分别由斑块丰度密度指数(PRD)、Shannon 多样性指数($SHDI$)和 Shannon 均匀性指数($SHEI$)构建; U_i 为第 i 类景观的干扰度指数,表示对外界的干扰程度,其由第 i 类景观类型的破碎度(FN_i)、分形维倒数(FD_i)和优势度(DO_i)计算而得,具体公式参考文献^[28]. 另外, U_i 中的 a 、 b 、 c 系数为各景观指数的权重,分别为 0.5、0.3 和 0.2^[29]; V_i 为第 i 类景观的易损度,表示景观对干扰的抵抗程度,按照不同景观类型的受保护及易改变的特性,将各地类设为不同易损度. 参考相关文献^[6-8,24],结合研究区实际,将 5 种地类易损度分别设为:农地=4、林地=3、草地=5、水体=2、建设用地=1.

1.3.2 空间自相关分析 为揭示研究区各网格单元与相邻单元之间的关系,本文选择全局莫兰指数(Global Moran's I)来探索 685 个景观生态脆弱性网格样本单元的空间关联性. Moran's I 指数通过数值的正负和大小来反映自相关的性质和程度,值域范围为 $[-1, 1]$,采用 Z 值和 P 值检验空间聚集显著性. 公式^[30]为:

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - x_a) (x_j - x_a)}{\sum_{i=1}^n (x_i - x_a)^2} \quad (5)$$

式中, I 为 Global Moran's I 指数; x_i 和 x_j 分别为第 i 个和第 j 个生态脆弱性网格样本的观测值; W_{ij} 为网格样本 i 和网格样本 j 二者间的空间权重矩阵; x_a 为观测值的平均值; $n=685$,为网格样本单元数.

1.3.3 地理加权回归模型分析 基于最小二乘法(OLS)参数估计的经典线性回归模型对空间平稳性数据的回归估计效果较好,但对于存在空间自相关性(非平稳性)数据,其 OLS 模型中残差项独立的假设将无法满足. 考虑到景观生态脆弱度具有空间非均质性,而利用 OLS 进行回归关系分析时,所得的回归参数是研究区的平均拟合,无法真实反映二者的关系,可能存在空间非稳定性^[15],而地理加权回归模型对传统回归模型参数进行了扩展,增加了空间权重矩阵的应用,是一种有效改进空间非平稳性的空间线性回归模型,从而较好的探测地理现象的空间分异特征,其模型^[13-15]公式如下:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} + \varepsilon_i \quad (6)$$

式中, y_i 为全局因变量, x_{ik} 为自变量, (u_i, v_i) 为第 i 个网格单元的空间地理位置坐标(作为地理加权); $\beta_k(u_i, v_i)$ 为独立变量 x_k 系数连续函数 $\beta_k(u_i, v_i)$ 在 i 网格样本空间单元的值, ε_i 为随机误差项, β_0 和 β_k 为一套参数, k 为因子数. 本文 GWR 模型采用调整空间核(adaptive spatial kernels),选择 AICc(修正的 Akaike 信息准则)法确定最优带宽. 在进行 GWR 回归分析前,将采用 OLS 进行变量共线性检验,通过后进行 GWR 分析.

2 结果与分析

2.1 巢湖流域水环境保护区土地景观类型变化

1970—2015 年间的土地利用景观变化分析显示,研究区近 45 a 来的景观结构主要表现为“两降三升”

变化趋势,即农地、林地景观面积下降,草地、水域和建设用地景观面积上升. 其中,农地面积下降明显,年下降率为 0.147%;建设用地面积上升显著,年增加率为 0.139%. 不同发展时期也表现出不同的变化速率,在 1970—2000 年的 30 a 间,景观变化较为缓慢,但 2000 年以后,巢湖流域的城镇化工业化进入快速发展时期,相应地土地景观变化也呈现快速发展,如 1970—2000 年,研究区农地面积下降速率为 0.083%,建设用地面积增长率为 0.078%,而 2000—2015 年间,其变化率分别为 0.276% 和 0.261%,为前一阶段的 3 倍多(表 1),表现出较为快速的变化趋势,其中建设用地增长主要以合肥市区为核心向周边辐射扩张(图 2).

表 1 巢湖流域水环境保护区土地利用景观结构变化(1970—2015 年)

Tab.1 Landscape change of water environmental protection region in Chaohu Basin (1970–2015)

时间	农地面积 占比/%	林地面积 占比/%	草地面积 占比/%	水域面积 占比/%	建设用地面积 占比/%
1970 年	66.877	5.999	5.251	13.655	8.218
2000 年	64.394	5.994	5.268	13.784	10.559
2015 年	60.254	5.946	5.357	13.966	14.476
年变化率					
1970—2000 年	−0.083	0.000	0.001	0.004	0.078
2000—2015 年	−0.276	−0.003	0.006	0.012	0.261
1970—2015 年	−0.147	−0.001	0.002	0.007	0.139

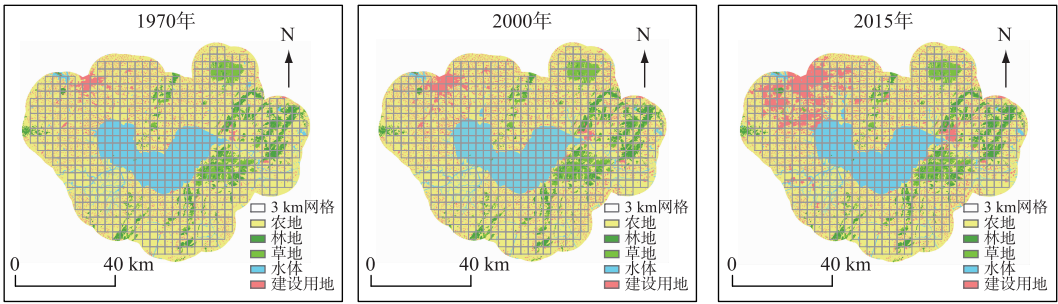


图 2 1970—2015 年研究区土地景观类型

Fig.2 Landscape types of the study area from 1970 to 2015

2.2 巢湖流域水环境保护区景观生态脆弱性评价及驱动分析

2.2.1 研究区景观生态脆弱性时空变化特征分析 基于构建的生态脆弱性指数模型,依据式(1)~(4)分别计算 1970、2000 和 2015 年的巢湖流域水环境保护区 685 个网格单元的景观生态脆弱性指数(LVI). 时序变化统计分析表明:1970、2000 和 2015 年研究区 LVI 的平均值分别为 2.9347、2.6720 和 2.7989,表明景观生态脆弱度呈现“先下降后上升”的 V 型变化趋势,近 45 a 来,整体上研究区的 LVI 呈下降趋势,但 LVI 的标准差从 1.9532 上升至 2.0218,表明空间上网格单元之间的 LVI 差异在扩大(表 2).

巢湖流域水环境保护区的景观生态脆弱度受到不同时期土地利用所导致的景观组分及其格局变化综合影响. 近 45 a 来,研究区 LVI 从 1970 年的 2.9347 下降为 2015 年的 2.7989,整体变化不大,但在局部区域,尤其是巢湖北部滨湖区域及合肥市区与周边县域连接区变化较大,反映了巢湖流域受土地利用影响的 LVI 区域性变化特点. 另外,近 45 a 来,LVI 的“V”型变化趋势,也反映了不同时期社会经济发展及人为干扰下的 LVI 阶段性变化特点.

表 2 研究区景观生态脆弱性统计性描述参数 (1970—2015 年)

Tab.2 Spatial statistics of the LVI in the study area from 1970 to 2015

年份	景观生态脆弱性指数			
	最小值	最大值	平均值	标准差
1970	0.9012	26.9261	2.9347	1.9532
2000	0.4506	26.9261	2.6720	1.5461
2015	0.4506	24.6516	2.7989	2.0218

根据 LVI 评价结果,在 ArcGIS 10.2 中采用四分位方法将研究区内景观生态脆弱性划分为低、较低、中等、较高和高等级共 5 级 LVI。分析表明,研究区内的高等级 LVI 主要分布于水环境功能区的东部、南部和巢湖中北部,低等级 LVI 主要分布在研究区中部和北部,中等级 LVI 则零散分布于研究区(图 3)。从景观类型在各等级 LVI 中的占比来看(图 4),研究区较低和低等级 LVI 的范围内主要以农地、建设和水域景观类型为主,因城乡用地和农地较为有序,特别是巢湖大面积水域类型相对稳定,所以呈现低等级脆弱度;而景观生态脆弱性较高和高等级 LVI 多处于研究区东部地区和南部的山区周边,该区域以林地、草地为主,且林地、草地与农地交错分布,破碎化程度高,所以呈现出高 LVI(图 3)。随着流域城镇化进程的加快,人类活动干扰的进一步增强,建设用地由合肥市向南扩张至巢湖周边北部,造成巢湖湖区周边农用地生态系统干扰程度加剧,随着滨湖新区整体成片大力开发的推进,大面积农地转为集中连片的建设用地,从而景观生态脆弱度也在下降(图 3)。2000 年以后,作为巢湖流域中心特大城市的合肥市进入快速发展期,建设用地以主城区为核心向四周扩展,尤其与周边县域发展联系紧密,用地布局上随着二者建成区的各自拓展,造成其间地类的破碎化程度加剧,景观生态脆弱性明显上升(图 3)。因此,流域景观生态脆弱度的空间分布与景观类型及格局变化具有较强的耦合关联性。景观生态脆弱性表达了生态系统对于外部干扰的适应性以及敏感性,对于低生态脆弱性区域需通过景观格局优化、生态资源的有效配置来提高土地生态系统功能,如进一步降低建设用地破碎度,加强绿地斑块覆盖度,提高城镇区域的生态质量,加强水资源保护和防止湿地功能退化,增强生态系统抗风险能力;另外,也需加强农用地综合整治,降低农地斑块破碎化等问题。对于林地、草地、农地生态系统交错区的高生态脆弱度的区域,应进一步加强区域生态系统的健康诊断,优化景观格局,降低生态用地的破碎度,加大退耕还林、还草的力度和山区土壤侵蚀、水土流失等自然灾害的生态治理、保育与预警,提高生态系统的稳定性和健康程度。

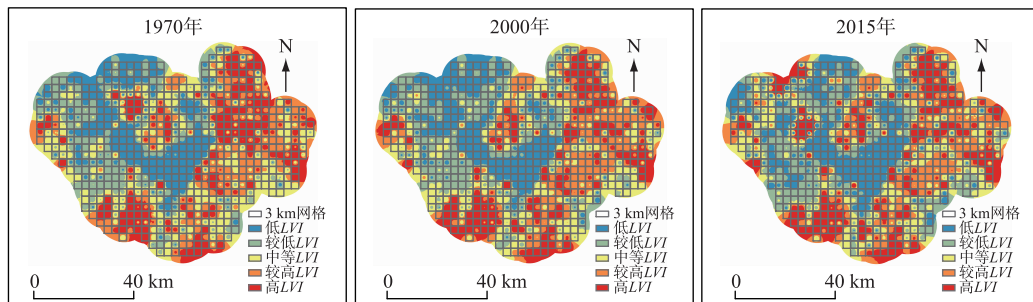


图 3 1970—2015 年研究区景观生态脆弱性指数空间分布特征

Fig.3 Spatial distribution characteristics of LVI in the study area from 1970 to 2015

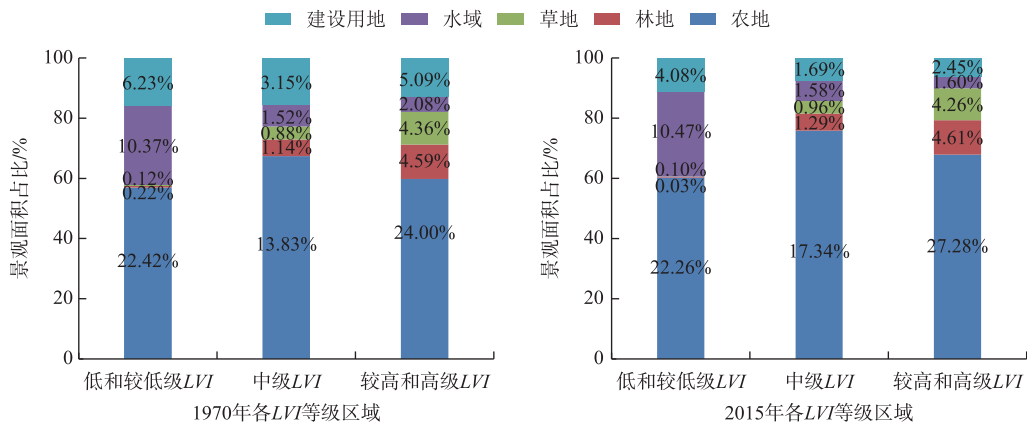


图 4 研究区不同等级 LVI 范围内的景观类型分布

Fig.4 Distribution of landscape types under different levels of LVI in the study area

1970、2000 和 2015 年研究区不同等级景观生态脆弱度变化分析表明,研究区主要以较低、中和较高等级脆弱度为主,1970 年分别占全区面积的 21.46%、20.61% 和 21.76%,2015 年分别占全区面积的 20.97%、19.71% 和 20.83%,面积占比呈下降趋势,而低和高等级脆弱度范围分别呈上升的扩张趋势(表 3)。从变化率上看,1970—2015 年,低等级脆弱度范围年增长速率最大为 0.039%,较高等级范围在降低,年下降率最大为 0.021%。其中,低等级脆弱度范围增加主要发生在 2000—2015 年间,年增加速率达 0.067%,为第一阶段 1970—2000 年 0.025% 的 3 倍多,而高等级范围增加主要发生在 1970—2000 年,年变化率为 0.017%,2000—2015 年变化率较小,为 0.005%(表 3)。各等级的景观脆弱度时空变化特征分析表明,巢湖流域水环境保护区景观生态脆弱性变化具有典型的阶段性和区域性复杂特点。

表 3 研究区不同等级景观生态脆弱性指数时空变化趋势

Tab.3 Spatial and temporal variation trend under different levels of LVI in the study area

LVI 等级	1970 年		1970—2000 年	2000 年		2000—2015 年	2015 年		1970—2015 年
	面积/ km ²	占比/ %	变化率/ %	面积/ km ²	占比/ %	变化率/ %	面积/ km ²	占比/ %	变化率/ %
低	1198.46	17.50	0.025	1249.82	18.25	0.067	1318.31	19.25	0.039
较低	1469.66	21.46	-0.012	1445.69	21.11	-0.009	1436.10	20.97	-0.011
中	1411.45	20.61	-0.003	1405.28	20.52	-0.054	1349.81	19.71	-0.020
较高	1490.20	21.76	-0.027	1434.73	20.95	-0.008	1426.51	20.83	-0.021
高	1278.58	18.67	0.017	1312.83	19.17	0.005	1317.62	19.24	0.013

2.2.2 研究区景观生态脆弱性空间自相关分析 空间自相关分析参数显示,1970—2015 年,景观生态脆弱性指数全局 Moran's *I* 指数均大于 0,且 *Z* 值均大于 1.96,表现出较显著的空间集聚特征,但全局 Moran's *I* 由 1970 年的 0.1625 上升为 2000 年的 0.2972,表明景观生态脆弱性空间分布特征有进一步集中的趋势;但 Moran's *I* 由 2000 年的 0.2972 下降为 2015 年的 0.0754(表 4),表明流域水环境保护区景观生态脆弱性空间分布特征有明显的分散趋势,从而具有多中心分布特点。

2.3 巢湖流域水环境保护区景观生态脆弱性驱动机制分析

2.3.1 景观生态脆弱性影响因子多重共线性检验分析 首先利用 ArcGIS 10.2 的 Modeling Spatial Relationships 模块工具进行 OLS 回归检验,结果显示,各因子方差膨胀系数(*VIF*)均小于 7.5,通过了因子多重共线性检验(表 5)。其次,利用 Modeling Spatial Relationships 模块中的 Geographically Weighted Regression 工具进行 GWR 模型回归分析。结果显示,OLS 模型的校正可决系数为 0.6472,而 GWR 模型的校正可决系数为 0.6592,表明 GWR 模型可以解释景观生态脆弱性空间变异程度的 65.92%,而传统 OLS 模型解释了 64.72%;另外,GWR 赤池信息(*AICc*)由 OLS 的 2202.92 下降到 2181.54,残差则进一步减小。总体上,GWR 模型较全局估计 OLS 模型有更好的适用性。

表 4 研究区景观生态脆弱性指数空间探索
Tab.4 Spatial statistics of the LVI in the study area

年份	景观生态脆弱性指数空间探索			
	Moran's <i>I</i>	Z-Score	P-Value	阈值
1970	0.1625	7.5260	0.0000	1.96
2000	0.2972	8.5406	0.0000	1.96
2015	0.0754	2.1006	0.0357	1.96

表 5 OLS 模型回归检验参数
Tab.5 Regression test parameters of OLS model

驱动因子	标准误差	<i>P</i> 值	显著类型	<i>VIF</i>
<i>FN</i>	0.3537	0.000000	极显著	1.2405
<i>NDVI</i>	0.0577	0.000000	极显著	1.0222
<i>SLOP</i>	0.0186	0.000127	极显著	1.3696
<i>LUI</i>	0.0011	0.006008	显著	1.1877

2.3.2 景观生态脆弱性影响因子的 GWR 驱动解析 以 2015 年为例,基于 ArcGIS 10.2 进行景观生态脆弱性的多维因子驱动解析。GWR 模型回归分析后,会根据每个网格评价单元计算出所有变量的回归系数,该系数大小反映驱动因子对各网格评价单元脆弱度的作用程度及性质,其代表了每个自变量对因变量的贡献度与关系类型,当系数的绝对值越大时,表示该变量在模型中的贡献越大,也表示了该自变量与因变量的关系

越紧密;另外,系数的正负代表了二者关系的正负作用类型. 本文选择的各驱动因子回归系数均为正值,说明其与景观生态脆弱性均呈正作用关系,各驱动因子对景观生态脆弱度具有促进作用.

各因子回归系数阈值范围分别为: FN 在 2.0084~2.6299 之间,均值 2.0710; $NDVI$ 在 0.6797~2.1273 之间,均值 1.7457; $SLOP$ 在 0.0646~0.2779 之间,均值 0.1096; LUI 在 0.0018~0.0085 之间,均值 0.0046. 表明所选取的驱动力回归系数值波动范围较大,输出的回归系数具有较强的时空差异性,尤其是 $NDVI$ 、 $SLOP$ 和 LUI 因子,最值差异较大,也显示出驱动因子的空间非平稳性,表明了景观生态脆弱性空间差异的形成是一个复杂的过程. 总体上,GWR 回归系数排序分别为: $FN>NDVI>SLOP>LUI$,表明各因子对景观生态脆弱性的作用影响力大小各异. 其中,植被指数与农地破碎度每增加 1 个单位,脆弱度将增加约 2 倍. 坡度与土地利用程度对景观生态脆弱性的影响也达到显著水平,但作用力相对较小. 分析显示,研究区景观生态脆弱性与研究区植被状况、景观格局、地形地貌以及人为活动存在着较为显著的关联性.

2.3.3 景观生态脆弱性驱动因子空间作用机制分析 GWR 模型计算出各影响因子的回归系数,可制作出驱动因子作用的空间特征图,可直观地表现出各因子对景观生态脆弱性变化的影响程度(图 5). 通过 GWR 回归系数,反映出不同因子对 LVI 的作用强度不同,按均值排序为: $FN>NDVI>SLOP>LUI$. 回归系数的空间分布特征显示出不同因子对景观生态脆弱性的影响作用具有各向异性,各因子对脆弱性的空间作用影响特征主要有:(1) FN 因子对景观生态脆弱性的促进作用在空间上由西向东逐渐增强,最显著区位于东部. 主要由于研究区以农地分布为主,且农地主要分布于西部,东部主要是林地、草地和农地交错分布区,因此,东部农地破碎化的变动相较于西部农地区会进一步加剧景观生态脆弱度的变化. 因此,东部农地的 FN 对景观生态脆弱性的影响作用要大于西部.(2) $NDVI$ 因子回归系数的空间分布由中部向两侧递减. 主要与 $NDVI$ 的空间分布有关,由于研究区 $NDVI$ 最小值位于中部湖区和西北部建设用地区,而高值区位于东部山地区,且相对稳定. 因此,东部 $NDVI$ 的变化对景观生态脆弱性影响的显著性要弱于中西部.(3) $SLOP$ 因子回归系数的分布则由西向东依次递减,表明坡度因子对西部平缓地区的景观生态脆弱性的影响要强于东部高坡度区域. 研究表明,海拔与坡度对生境脆弱性具有一定的影响^[31],本研究区的地形较为复杂,整体表现为东高西低,东部高坡区域地表主要分布林地和草地植被,且与农地交错分布,而西部平缓坡地主要分布城镇用地和农用地,坡度因子变化对 LVI 的影响在西部区域较东部区域大,因此,回归系数表现出由西向东呈递减趋势.(4) LUI 因子回归系数表现出从东、南向西北逐渐减弱趋势,表明 LUI 因子对东部、南部的景观生态脆弱度空间作用影响要强于西北部. 研究表明,土地利用程度是景观生态脆弱性重要因子^[32],整体上,研究区土地利

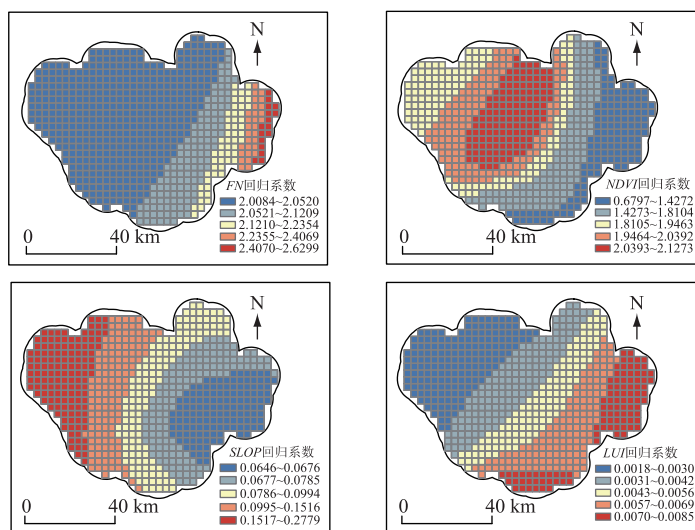


图 5 景观生态脆弱性驱动因子的空间作用特征

Fig.5 Spatial impact characteristics of driving factors for LVI

用程度越高,斑块破碎度越低,连通性越强^[9],则区域景观生态脆弱度越低。研究区西北部回归系数较低的区域,其土地利用程度较高,随着建设用地核心区不断扩张及成片开发后,景观连通性增强,景观结构及分布更有序、斑块形状更规则,从而降低了整个流域的破碎度,提高了景观稳定性及抗干扰能力,降低了区域的景观生态脆弱度^[10]。而研究区东部和南部主要以山区为主,人为干扰强度进一步减小,随着土地利用程度的下降,其景观生态脆弱度呈上升趋势。

3 结论与讨论

3.1 结论

本文基于网格评价单元,应用景观生态学、空间数据探索及地理加权回归等技术方法,对生态文明建设示范区巢湖流域水环境保护区的景观生态脆弱性进行评估,分析 1970—2015 年间的时空演变特征,最后应用 GWR 模型进行景观生态脆弱性影响因子的驱动解析。研究表明:

1) 1970—2015 年间,研究区农地下降明显,年下降率为 0.147%;建设用地上升显著,年增加率为 0.139%。但不同发展时期的变化速率差别较大,如 1970—2000 年间,研究区农地面积下降速率为 0.083%,建设用地面积增长率为 0.078%,而 2000—2015 年间,其变化率分别为 0.276% 和 0.261%,为前一阶段的 3 倍多。建设用地增长主要以合肥市区为核心向南至巢湖滨湖区以及周边县域扩张。

2) 1970、2000 和 2015 年研究区 *LVI* 的平均值分别为 2.9347、2.6720 和 2.7989,生态脆弱度呈现“先降后升”的“V”型变化特征。近 45 a 来,研究区的 *LVI* 整体上在呈下降趋势,但 *LVI* 的标准差从 1.9532 上升至 2.0218,表明网格单元之间的 *LVI* 空间分布的差异在扩大。另外,空间分析表明,*LVI* 具有显著的空间集聚性分布特点。

3) GWR 回归系数显示 *FN*、*NDVI*、*SLOP* 和 *LUI* 因子的回归系数为正值,且系数值波动范围较大,表明驱动因子具有空间非平稳性和在空间上对 *LVI* 的作用力不同且方向各异的特点。整体表现为: $FN > NDVI > SLOP > LUI$ 。其中,农地 *FN* 因子表现出由西向东作用力逐渐增强,*NDVI* 因子表现出从中部向两侧的作用力递减,*SLOP* 因子作用力由西向东依次递减,*LUI* 因子作用力表现出从东、南向西北逐渐减弱趋势。回归系数的空间分布特征表明各因子对 *LVI* 空间差异形成的驱动是一个复杂的过程。

3.2 讨论

GWR 模型广泛应用于城镇化、旅游业、耕地、房地产和城市形态变化等研究领域^[12-15],但较少被用于景观生态脆弱性的驱动影响分析。本文基于网格法建立脆弱性评价单元,遵循易获取性、自然与人文因子相结合原则,选择对景观生态脆弱性影响大、易于收集的指标,引入 GWR 模型在网格单元尺度上探讨了植被分布、景观格局、地形、人为干扰等影响因子对景观生态脆弱性的空间作用特征及机制,研究结果也佐证了景观生态脆弱性与影响因子间的作用关系^[5,10],且 GWR 模型的分析结果可通过定量、直观的空间可视化技术揭示不同因子在空间上的作用程度。同时,应用 GWR 模型对巢湖流域生态核心区的景观生态脆弱性的空间作用驱动机制的探索具有可行性,研究结果可为流域景观生态恢复与生态安全重建的多维精准调控提供决策依据。

基于景观格局法的生态脆弱性评价结果显示,巢湖流域水环境保护区的景观生态脆弱性具有空间集聚性、阶段性变化的特征,结果较好的体现了巢湖流域水环境保护区的生态脆弱性时空演变特征。研究表明,流域景观生态脆弱性的空间分布与景观类型及格局变化具有较强的耦合关联性,景观脆弱度的变化与区域社会经济发展下的土地利用模式、城市扩展特征及趋势等密切相关,该方法对研究区的 *LVI* 评估结果无论从空间分布特征、阶段性变化及其趋势上都与区域内自然及城市发展实际情况较为吻合。但该方法仍存在主观赋值所带来的结果不确定性等问题,如干扰度指数中的各指标权重赋值具有一致性,而针对不同景观类型的干扰度,其参与组合的各指数的权重赋值应当考虑不同景观类型的生态效应特点进行差异化处理。同样,不同景观类型的易损度反映了不同景观类型的易受损程度,赋值也具有一定的主观性,这需要研究者对所研究区域的景观类型的转换特点及社会经济发展现状、土地利用模式等较为熟悉。因此,如何客观的进行各指数的影响权重与各景观类型易损度的合理赋值,以及景观生态脆弱性对参数敏感性等问题仍需进一步探讨和验证^[7]。由于生态脆弱程度为生态系统的物质、能量、结构和功能等特征所决定,同时与物种的丰富

度、群落类型、组成及其变化等有关^[7,33]。因此,基于景观生态脆弱性影响因素的复杂性,需进一步加强多维影响因子的耦合驱动分析及作用机制探讨。另外,受到研究区乡镇、村行政单元数据收集的限制,本文基于685个网格样本单元进行生态脆弱性评价及其驱动因素分析,研究结果可为行政单元的生态系统调控优化提供精确的数据支持,但网格样本单元尺度的分析结果仍难以行政单元水平尺度上的生态管控提供更为有效的实践基础和指导依据^[34]。因此,有必要加强乡镇、村等基层行政单元尺度水平的景观生态脆弱性研究^[35],从而便于在景观生态恢复重建的管理实践中制定更加有效的、可实施、易操作的精准调控方案,促进巢湖流域水环境保护区的生态系统优化,为流域生态文明建设提供可靠保障。

4 参考文献

- [1] Song CQ, Yang GS, Leng SY. Progress and prospect of scientific research of lakes and river basin. *J Lake Sci*, 2002, **14**(4): 298-300. DOI:10.18307/2002.0401. [宋长青, 杨桂山, 冷疏影. 湖泊及流域科学研究进展与展望. 湖泊科学, 2002, **14**(4): 298-300.]
- [2] Xu GC, Kang MY, He LN *et al.* Advances in research on ecological vulnerability. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, **29**(5): 2578-2588. [徐广才, 康慕宜, 贺丽娜等. 生态脆弱性及其研究进展. 生态学报, 2009, **29**(5): 2578-2588.]
- [3] Liu HH, Wang N, Xie JC *et al.* Assessment of ecological vulnerability based on fuzzy comprehensive evaluation in Weihe River Basin. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2014, (1): 73-77. [刘珏珏, 汪妮, 解建仓等. 基于模糊综合评价法的渭河流域生态脆弱性评价. 沈阳农业大学学报, 2014, (1): 73-77.]
- [4] Hong W, Jiang R, Yang C *et al.* Establishing an ecological vulnerability assessment indicator system for spatial recognition and management of ecologically vulnerable areas in highly urbanized regions: A case study of Shenzhen, China. *Ecological Indicators*, 2016, **69**: 540-547.
- [5] Zhu Q, Zhou WM, Jia X *et al.* Ecological vulnerability assessment on Changbai Mountain National Nature Reserve and its surrounding areas, Northeast China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, **30**(5): 1633-1641. [朱琪, 周旺明, 贾翔等. 长白山国家自然保护区及其周边地区生态脆弱性评估. 应用生态学报, 2019, **30**(5): 1633-1641.]
- [6] Wang LJ, Xi CY, Fu Q *et al.* Landscape pattern-based eco-environment vulnerability assessment of Three Gorges reservoir area. *Research of Environmental Sciences*, 2010, **23**(10): 1268-1273. [王丽婧, 席春燕, 付青等. 基于景观格局的三峡库区生态脆弱性评价. 环境科学研究, 2010, **23**(10): 1268-1273.]
- [7] Sun CZ, Yan XL, Zhong JQ. Evaluation of the landscape patterns vulnerability and analysis of spatial correlation patterns in the lower reaches of Liaohe River Plain. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(2): 247-257. [孙才志, 闫晓露, 钟敬秋. 下辽河平原景观格局脆弱性及空间关联格局. 生态学报, 2014, **34**(2): 247-257.]
- [8] Ren ZY, Zhang H. Effects of land use change on landscape pattern vulnerability in Yinchuan Basin, Northwest China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, **27**(1): 243-249. [任志远, 张晗. 银川盆地土地利用变化对景观格局脆弱性的影响. 应用生态学报, 2016, **27**(1): 243-249.]
- [9] Tian P, Li JL, Jiang YM *et al.* Ecological vulnerability of the bay landscape and its response to human activities: a case study of the East China Sea. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(4): 1463-1474. [田鹏, 李加林, 姜忆涓等. 海湾景观生态脆弱性及其对人类活动的响应——以东海区为例. 生态学报, 2019, **39**(4): 1463-1474.]
- [10] Sun HC, Zhang ZX. Changes of landscape pattern vulnerability of Songhua River Basin in Jilin Province and its driving forces. *Arid Zone Research*, 2019, **36**(4): 1005-1041. [孙鸿超, 张正祥. 吉林省松花江流域景观格局脆弱性变化及其驱动力. 干旱区研究, 2019, **36**(4): 1005-1041.]
- [11] Tu J, Xia ZG. Examining spatially varying relationships between land use and water quality using geographically weighted regression I: model design and evaluation. *Science of the Total Environment*, 2008, **407**(1): 358-378.
- [12] Wang HJ, Zhang B, Liu YL *et al.* Multi-dimensional analysis of urban expansion patterns and their driving forces based on the center of gravity-GTWR model: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Acta Geographica Sinica*, 2018, **73**(6): 92-108. [王海军, 张彬, 刘耀林等. 基于重心—GTWR模型的京津冀城市群城镇扩展格局与驱动力多维解析. 地理学报, 2018, **73**(6): 92-108.]
- [13] Hu YN, Mei L, Wei JG. Spatial differentiation and dynamic mechanism of regional travel agency efficiency in China based on GWR model. *Scientia Geographica Sinica*, 2018, **38**(1): 107-113. [胡宇娜, 梅林, 魏建国. 基于GWR模型的中国区域旅行社业效率空间分异及动力机制分析. 地理科学, 2018, **38**(1): 107-113.]

- [14] Xing LP, Fang B, Xiang MJ. Temporal and spatial variation of cultivated land intensive use level and its influencing factors in Jiangsu province based on GWR model. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, **28**(2): 376-386. [邢璐平, 方斌, 向梦杰. 基于 GWR 模型的江苏省耕地集约利用水平时空变化特征及影响因素. 长江流域资源与环境, 2019, **28**(2): 376-386.]
- [15] Zhang T, Chen S, Li GY *et al.* Quantifying the relationship between urban form and the lost vegetation biomass under urban expansion based on GWR model. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, **25**(12): 1891-1898. [张童, 陈爽, 李广宇等. 基于 GWR 的城市扩张下生物量损失与城市形态格局的关系研究. 生态环境学报, 2016, **25**(12): 1891-1898.]
- [16] Wang CH, Guo ZY, Gao C *et al.* Changes of landscape pattern in the Chaohu Lake Basin based on remote sensing. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2013, **22**(12): 1586-1592. [王传辉, 郭振亚, 高超等. 基于遥感的巢湖流域景观格局变化研究. 长江流域资源与环境, 2013, **22**(12): 1586-1592.]
- [17] Li YS, Zhou GJ, Liang T *et al.* Study of land use change on the gains and losses of ecosystem service function values of Chaohu Lake Basin. *Geographical Research*, 2009, **28**(6): 1656-1664. [李云生, 周广金, 梁涛等. 巢湖流域的土地利用变化及其生态系统功能损益. 地理研究, 2009, **28**(6): 1656-1664.]
- [18] Huang MY, He X. Landscape ecological risk assessment and its mechanism in Chaohu Basin during the past almost 20 years. *J Lake Sci*, 2016, **28**(4): 785-793. DOI:10.18307/2016.0411. [黄木易, 何翔. 近 20 年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制. 湖泊科学, 2016, **28**(4): 785-793.]
- [19] Gao JF, Zhang ZM, Huang Q *et al.* eds. Aquatic eco-function regions of Chaohu Basin. Beijing: Science Press, 2017. [高俊峰, 张志明, 黄琪等. 巢湖流域水生态功能分区研究. 北京: 科学出版社, 2017.]
- [20] Huang MY, Fang B, Yue WZ *et al.* Spatial differentiation of ecosystem service values and its geographical detection in Chaohu Basin during 1995–2017. *Geographical Research*, 2019, **38**(11): 2790-2803. [黄木易, 方斌, 岳文泽等. 近 20 年来巢湖流域生态服务价值空间分异机制的地理探测. 地理研究, 2019, **38**(11): 2790-2803.]
- [21] Su HM, He AX. Land use based on RS and geostatistics in Fuzhou City. *Journal of Natural Resources*, 2010, **25**(1): 91-99. [苏海民, 何爱霞. 基于 RS 和地统计学的福州市土地利用分析. 自然资源学报, 2010, **25**(1): 91-99.]
- [22] Huang MY, Yue WZ, He X. Correlation analysis between land surface thermal environment and landscape change and its scale effect in Chaohu Basin. *China Environmental Science*, 2017, **37**(8): 3123-3133. [黄木易, 岳文泽, 何翔. 巢湖流域地表热环境与景观变化相关分析及其尺度效应. 中国环境科学, 2017, **37**(8): 3123-3133.]
- [23] Xu XL, Liu JY, Zhang SW *et al.* Remote Sensing Monitoring Data Set for Land Use and Cover in China. *Data Registration and Publishing System of Resource and Environment Science Data Center of Chinese Academy of Sciences* (<http://www.resdc.cn/DOI>), 2018. DOI: 10.12078/2018070201. [徐新良, 刘纪远, 张树文等. 中国多时期土地利用土地覆被遥感监测数据集. 中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统 (<http://www.resdc.cn/DOI>), 2018.]
- [24] Zhuang DF, Liu JY. Study on the model of regional differentiation of land use degree in China. *Journal of Natural Resources*, 1997, (2): 10-16. [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, (2): 10-16.]
- [25] Thomas MF. Landscape sensitivity in time and space—an introduction. *Catena*, 2001, **42**(2): 83-98.
- [26] Li KR, Cao MK, Yu L *et al.* Assessment of vulnerability of natural ecosystems in China under the changing climate. *Geographical Research*, 2005, **24**(5): 653-663. [李克让, 曹明奎, 於琨等. 中国自然生态系统对气候变化的脆弱性评估. 地理研究, 2005, **24**(5): 653-663.]
- [27] Ren JT, Yang KM, Chen QL *et al.* Spatio-temporal variation of vulnerability of landscape ecology of Caohai wetland. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, **34**(2): 232-239. [任金铜, 杨可明, 陈群利等. 草海湿地区域景观生态脆弱性时空变化特征. 生态与农村环境学报, 2018, **34**(2): 232-239.]
- [28] Han ZH, Li JD, Yin H *et al.* Analysis of ecological security of wetland in Liaohe River delta based on the landscape pattern. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, **19**(3): 701-705. [韩振华, 李建东, 殷红等. 基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析. 生态环境学报, 2010, **19**(3): 701-705.]
- [29] Wang J, Cui BS, Yao HR *et al.* The temporal and spatial characteristic of landscape ecological security at Lancang River Watershed of longitudinal range gorge region in Southwest China. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, **28**(4): 1681-1690. [王娟, 崔保山, 姚华荣等. 纵向岭谷区澜沧江流域景观生态安全时空分异特征. 生态学报, 2008, **28**(4): 1681-1690.]

- [30] Liu YL, Zhang Y, Zhang Y *et al.* Conflicts between three land management red lines in Wuhan city: Spatial patterns and driving factors. *Progress in Geography*, 2018, **37**(12): 1672-1681. [刘耀林, 张扬, 张琰等. 特大城市“三线冲突”空间格局及影响因素. 地理科学进展, 2018, **37**(12): 1672-1681.]
- [31] Liu TD. Study on landscape pattern and ecological fragility assessment of Zagunao river watershed in Sichuan province [Dissertation]. Harbin: Northeast Forestry University, 2011. [刘铁冬. 四川省杂谷脑河流域景观格局与生态脆弱性评价研究[学位论文]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2011.]
- [32] Sati PV. Landscape vulnerability and rehabilitation issues: a study of hydropower projects in Garhwal region, Himalaya. *Natural Hazards*, 2015, **75**(3): 2265-2278.
- [33] Turner BLI, Kasperson RE, Matson PA *et al.* A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2003, **100**(14): 8074-8079.
- [34] Zhang HF, Ouyang ZY, Zheng H. Spatial scale characteristics of ecosystem services. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, **26**(9): 1432-1437. [张宏锋, 欧阳志云, 郑华. 生态系统服务功能的空间尺度特征. 生态学杂志, 2007, **26**(9): 1432-1437.]
- [35] Zhang JX, Li HY, Cao EJ *et al.* Assessment of ecological vulnerability in multi-scale and its spatial correlation: A case study of Bailongjiang Watershed in Gansu Province, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, **29**(9): 2897-2906. [张金茜, 李红瑛, 曹二佳等. 多尺度流域生态脆弱性评价及其空间关联性——以甘肃白龙江流域为例. 应用生态学报, 2018, **29**(9): 2897-2906.]