doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2020.01.022

巢湖流域景观生态质量时空分异评价

李素萃[1]　赵艳玲[1]　肖　武[2]　张禾裕[3,4]

(1.中国矿业大学(北京)地球科学与测绘工程学院,北京 100083;2.浙江大学公共管理学院,杭州 310058;
3.浙江大学土地与国家发展研究院,杭州 310058;4.湖南恒业腾飞房地产土地资产评估有限公司,长沙 410015)

摘要:以景观质量和生态质量构建了包含 8 个指标的景观生态质量评价指标体系;基于 GIS 及 GeoDa 平台,采用层次分析法(AHP)与均方差决策法的混合模型确定权重,从等级划分和指数差研究了 2005—2010 年巢湖流域快速城镇化背景下景观生态质量在村庄尺度的时空演变特征,采用空间自相关法分析其空间分异与聚集特征,并提出了相应的生态规划建议。结果表明:2005—2010 年巢湖流域景观生态质量整体以稳定不变型为主,但其局部退化程度较改善程度在村庄数量占比和面积比方面分别提高了 28.61% 和 29.90%;整体呈现研究区西部改善而北、东和南部退化的空间格局。从景观生态质量指数差方面,2010 年的景观生态质量较 2005 年退化的面积占研究区的 78.65%,在研究区北部、东北部、东部及南部密集分布和西部零星分布。2005 年景观生态质量为较强的空间集聚性,2005—2010 年景观生态质量变化随时间推移而空间集聚性减弱。根据两期的高高区、低低区及低高或高低区的特征分区,并在生态用地保护、产业布局优化、土地用途与低效工业用地管制、绿色基础设施与生态廊道的规划建设等方面提出了相关生态规划建议。研究结果可为区域生态景观规划、生态管护及景观生态系统的可持续发展提供科学借鉴。

关键词:景观生态质量;景观质量;生态质量;空间自相关;巢湖流域

中图分类号:P901;X826　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2020)01-0203-11　　**OSID**:

Spatial and Temporal Differentiation of Landscape Ecological Quality in Chaohu River Basin

LI Sucui[1]　ZHAO Yanling[1]　XIAO Wu[2]　ZHANG Heyu[3,4]

(1. *College of Geoscience and Surveying Engineering, China University of Mining and Technology (Beijing), Beijing* 100083, *China*
2. *School of Public Affairs, Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*
3. *Land Academy for National Development, Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*
4. *Hunan Hengye Tengfei Real Estate Land Assets Appraisal Co., Ltd., Changsha* 410015, *China*)

Abstract: Regional landscape ecological quality assessment and research of its spatial and temporal differentiation would help to locate regional ecological function, optimize resource allocation and maintain regional sustainable development. The evaluation index system of landscape ecological quality was constructed on the basis of landscape quality and ecological quality, which covered eight comprehensive indexes. Based on GIS and GeoDa platform, the weight of indexes were determined by using the mixed model of AHP and mean variance decision method, the spatio-temporal evolution characteristics of the landscape ecological quality were studied in the village of Chaohu Basin during 2005—2010 in the context of rapid urbanization from the aspects of gradation and index difference, the spatial autocorrelation method was used to analyze the spatial differentiation and aggregation characteristics and the corresponding ecological planning suggestions were put forward. The results showed that the landscape ecological quality in the Chaohu Basin was mainly stable in 2005—2010, but its local degradation was 28.61% and 29.90% respectively higher than that of improvement in ratio of villages' number and area, in which the western part of the study area was improved and the north, east and south parts were degraded. From the index difference of landscape ecological quality, the degraded area of landscape

收稿日期:2019-04-08　修回日期:2019-07-15

基金项目:自然资源部土地整治中心项目(20180126)和国土资源部公益性行业科研专项(201411006-05)

作者简介:李素萃(1990—),女,博士生,主要从事景观生态学、生态安全格局与生态风险及国土资源遥感研究,E-mail:lisucui528@163.com

通信作者:肖武(1983—),男,研究员,主要从事土地整治与生态修复、无人机遥感监测研究,E-mail:xiaowuwx@126.com

ecological quality in 2010 accounted for 78.65% of the study area compared with 2005, and distributed densely in the north, northeast, east and south of the study area and sporadically in the west. The spatial agglomeration of landscape ecological quality, which was stronger in 2005, was decreased with time from 2005 to 2010. According to the characteristic zoning of high-high, low-low, high-low and low-high zones in the two phases, some related planning suggestions were put forward in the aspects of ecological land protection, industrial layout optimization, land use and low efficiency industrial land control, green infrastructure and ecological corridor. The research results can provide a scientific reference for the regional ecological landscape planning, ecological management and protection, and the sustainable development of landscape ecosystem.

Key words: landscape ecological quality; landscape quality; ecological quality; spatial autocorrelation; Chaohu Basin

0 引言

快速的城镇化进程和不合理的土地利用激化了人地矛盾和生态环境的负效应[1],1978—2016 年中国年均城镇化增长率为 1.01%,耕地非农化与农村空心化等不合理的土地利用引发了植被覆盖度降低、生物多样性减少、景观破碎度加剧及生态环境的恶化。景观生态质量是衡量生态系统生态环境及稳定性的重要因素,研究其时空演化特征有助于资源的优化配置、区域的生态平衡及社会经济的协调发展[2]。

当前国外关注景观生态学理论[3]规划质量的提升[4]、生态质量与景观特征间的权衡[5]、景观生态空间概念对生境质量和数量的影响[6]、景观视觉质量与生物多样性[7]、城市景观质量指数[8]及生态景观质量综合指数构建[9]等方面。而国内景观质量主要从景观生态学和形式美学选取指标构建景观质量评价模型,常采用层次分析法(Analysis of hierarchy process,AHP)和美景度评价法获取矿区沉陷地复田[10]、绿地植物[11]、风景游憩森林[12]、湿地公园[13]与郊野公园[14]等景观的评价结果。生态质量则选择地形地貌、植被气候、土地利用、水文地质等构建生态质量评价指数或模型[15]对城市群、自然保护区和生态脆弱区等采用主成分分析、AHP、熵值和变异系数等单一或组合赋权分析其评价结果及时空差异。当前景观生态质量常采用景观格局指数或生态要素等方法对生态敏感或脆弱区开展景观生态质量评价[16]、空间格局及时空演变特征[17-19]等研究,研究尺度以省或市域为主;其主要从稳定性和干扰度方面选择指标构建评价体系,通过综合指数法研究景观生态质量变化,研究对象多为土地复垦矿区[18]与都市郊区[2]等。而基于景观质量和生态质量两视角综合构建评价体系及细化至村镇尺度的区域景观生态质量的研究目前尚少。景观生态系统是在自然状态下受外来干扰和自身调节的双重作用下演替发展的具有特定结构、功能与特征的土地镶嵌体,其因系统稳定和受干扰程度的影响而变化[18]。景观生态质量是景观生态系统维持自身结构与功能稳定性和抗外来干扰的能力[2,18],以往研究侧重于稳定性和受干扰程度的视角,而本文研究侧重于景观生态系统的景观属性和生态属性,认为景观生态质量是景观生态系统的景观质量和生态质量的综合指数;其中景观质量是以景观生态学和景观类型为切入点,从景观尺度衡量景观生态系统中景观组分的稳定性和受干扰程度;生态质量是以生态环境特征和生态问题为导向,衡量景观生态系统中的生态要素、生态过程和生态功能的稳定性与干扰程度。以景观生态系统的景观属性和生态属性为视角,将景观生态质量评价目标层因子分为景观质量和生态质量两个准则层;景观质量选用景观指数表征景观尺度上系统维持自身稳定的能力,而生态质量则利用遥感数据和计算模型构建能表征当前生态环境质量的综合生态指标,表征维持生态系统在生态过程和功能的稳定与调节能力;这种将景观指数和生态指标分为不同隶属层的计算可以较好地实现数据融合;通过对景观生态质量评价结果的研究可为区域生态安全格局的规划及区域生态管护策略的实施提出一定的研究基础。

本文从景观质量和生态质量两个方面,选取景观干扰度、景观连接度、景观脆弱度、景观优势度、生态适宜性、生态敏感性、生态脆弱性和生态功能性指标构建区域景观生态质量评价体系;其次,采用 AHP 与均方差决策法混合模型确定指标权重,基于 GIS 从单个指标、等级划分和指数差方面研究快速城镇化背景下巢湖流域 2005—2010 年景观生态质量值在村庄尺度的空间分异演变特征;最后,基于 GeoDa 的空间自相关分析研究其空间分异与聚集特征并提出相关生态规划建议,以期为指导区域生态景观规划与生态管护和维护区域可持续发展提供建议。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

巢湖流域位于安徽省中部，长江流域下游左岸，东以山脉与长江下游平原为界，西邻大别山-江淮分水岭。地理坐标为 116°26′～118°29′E，30°56′～32°37′N，本文根据行政区域的完整性，划定合肥市、金安区、舒城县、巢湖市、无为县、含山县及和县等 14 个县区作为研究范围，面积约为 1.97 万 km^2。巢湖流域地貌多样，西为大别山，沿江沿湖为平原圩区，其余是丘陵山地；研究区西南高，北部及东部低，总体渐向巢湖倾斜。气候湿润，年均气温 15～16℃，年均降雨 1 100 mm；土壤以黄棕壤为主。巢湖流域是全国重要的水源地和生态保护区、安徽省省会经济圈和皖江城市带融合发展的核心区域。水系密布，沿湖水系 33 条，水资源丰富；路网密布，合六、合九与合宁高速、312 与 206 国道及铁路便捷了各县区间的交流与运输能力（图 1）。土地利用类型以耕地、林地、建设用地与水域为主。

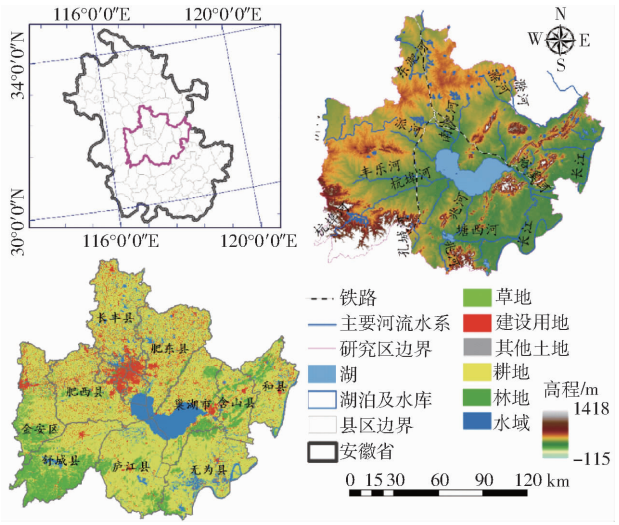

图 1　研究区概况

Fig. 1　Overview of study area

1.2　数据来源及处理

研究数据有 2005、2010 年的土地利用与覆被、高程、坡度、土壤类型、MODIS 产品（植被指数、植被净初级生产力（Net primary production，NPP）及蒸散数据（Evapotranspiration，ET））、河流水系、行政区划、统计年鉴及气象资料等（表 1）。其中对土地利用与覆被数据重分类、栅格化及 Fragstats 4.1 中景观指数的计算；基于 MRT（Modis reprojection tool）和 Python 语言对 MODIS 产品（MOD13Q1、MOD17A3H 和 MOD16A2 数据集）的数据批量镶嵌、投影及信息提取；采用薄板样条函数插值法空间化降雨数据，基于 GIS 软件测算年降雨量和降雨侵蚀力因子。研究数据投影信息统一为 WGS_1984_UTM_ZONE_50N，归一化后重采样为 30 m。

1.3　研究方法

1.3.1　景观生态质量评价方法

（1）评价体系构建

景观生态质量衡量生态系统维持结构与功能的稳定性[18]，体现景观生态系统抵御外来干扰和调节自身演替的能力[2]。从景观生态系统的景观属性和生态属性特征出发，将景观生态质量分为景观质量和生态质量两个准则层，景观质量于景观尺度上利用景观指数测算系统的景观抗干扰度、连接度、脆弱度及优势度的能力，而生态质量则考虑生态环境质量特征基础上综合地形、气候、水土、植被及生态服务供给价值量等生态指标，衡量系统维持自身稳定和调节能力；景观生态质量是景观质量和生态质量的综合指数反映，两者地位同等重要，存在相辅相成的关系，只是研究的切入点和表达方式不同。本文从景观质量和生态质量 2 方面构建景观生态质量

表 1　研究数据的类型、用途及来源

Tab. 1　Types, uses and sources of study data

	数据类型	分辨率	用途	来源
矢量数据	土地利用与覆被	shp 格式	测算水土保持因子、景观指数及生态功能性	中国科学院资源环境科学数据中心
	河流湖泊水系图	shp 格式	水资源分布情况	项目资料
	行政区划	shp 格式	区位及结果空间分析	
栅格数据	高程 DEM	（30 m，30 m）	坡度坡长因子、生态敏感性	地理空间数据云
	坡度 Slope			
	土壤类型数据库	（850 m，850 m）	测算土壤可蚀性因子	世界土壤数据库
	植被指数（16 d 合成生长季（4—9 月）44 景影像的 MOD13Q1 数据集）	（250 m，250 m）	植被覆盖与作物管理因子	
	NPP（全年共 92 景影像的 MOD17A3H 数据集）	（500 m，500 m）	测算生态脆弱性	NASA－USGS 平台
	ET（8d 合成的全年共 184 景影像的 MOD16A2 数据集）	（500 m，500 m）	测算生态适宜性	
.txt 数据	温度与降雨数据	月值	年降雨量与降雨侵蚀力因子	中国气象数据网
	2000、2010 年统计年鉴		各县区的粮食产量与价格	安徽省统计局

综合评价模型(表 2),分析区域景观生态质量状况及探讨其时空分异特征。表中 ω_j 为指标 j 的权重,ω_j^{ahp} 为指标 j 的 AHP 法权重,$\overline{\omega}_j^{\varepsilon t}$ 为 t 期研究数据评价指标 j 的均方差决策法权重的均值。

表 2 景观生态质量评价指标体系及权重

Tab. 2 Landscape ecological quality evaluation index system and weight

目标层	准则层	指标层	内涵	正负	$\overline{\omega}_j^{\varepsilon t}$	ω_j^{ahp}	ω_j
景观生态质量评价	景观质量	景观干扰度	综合分析景观破碎度、分离度和分维数	负向	0.18	0.24	0.21
		景观连接度	斑块或斑块类型间的连通	正向	0.15	0.02	0.09
		景观脆弱度	依据土地利用与覆被类型脆弱度赋值	负向	0.11	0.02	0.07
		景观优势度	景观多样性与最大多样性离差表示	正向	0.14	0.13	0.14
	生态质量	生态适宜性	水源涵养,分析降雨、地表径流和蒸散	正向	0.13	0.32	0.22
		生态敏感性	土壤侵蚀,RUSLE 模型	负向	0.01	0.14	0.07
		生态脆弱性	以植被的调节能力表征,CASA 模型	负向	0.10	0.01	0.06
		生态功能性	生态系统的服务价值 ESV	正向	0.17	0.11	0.14

(2)评价指标及计算方法

景观干扰度可衡量生态系统受到自然或人为干扰后的破碎、空间离散及形态变化程度[20]。景观连接度指促进或阻碍生物体或某种生态过程在源斑块间物质能量信息与生态流的流通功能[21],衡量景观生态系统维持连通各组分的能力。景观脆弱度为景观类型抵御干扰和应对变化的敏感程度[22],其值越大则抗干扰能力越弱。景观优势度为综合分析景观多样性和均匀度指数测算斑块在景观中的支配程度[23]。生态适宜性为区域土地生态与开发利用条件,其采用综合降雨、地表径流和蒸散的水量平衡模型[24-25]测算的水源涵养表示。生态敏感性利用土壤侵蚀[26]表征生态过程对环境变化的响应程度,反映地形气候、人为、植被及本底因素的影响。生态脆弱性为生态源对干扰的敏感反应和恢复能力,采用 CASA 模型[27]量化区域固碳释氧能力,定量反映生态系统的调节能力。生态功能性为生态过程中形成的维持人类生存的自然环境条件和服务价值;以谢高地等[28]改进的价值当量表测算得生态系统服务价值(Ecosystem service value,ESV)来表示,并以水田与旱地占耕地比重修正稻谷和小麦的价格而获得研究区的粮食价格。计算方法见表 3。其中 8 个指标的算法和赋值是在前人研究基础上,综合考虑区域地形地貌、土壤类型、土地利用类型、降雨量、粮食产量与价格等社会经济因素等情况,对脆弱性赋值、持水系数及生态系统服务价值等系数进行修正,从而更好地反映区域景观生态质量状况。

其中,景观破碎度、分离度、分维数、连接度、多样性和均匀度等景观指数均用 100 m × 100 m 移动窗口法在 Fragstats 4.1 中获取;生态质量指标利用 GIS、ENVI 和 MRT 软件处理。以 GIS 区域统计获取各村庄的评价指标均值。

(3)评价指标权重的确定

判断指标对改善区域景观生态质量的正负作用,采用极差标准化法消除指标间量纲影响。AHP 是较主观的定性与定量结合的比例对比构权法,均方差决策法是基于元数据的变异信息构权;故采用 AHP 与均方差决策法的混合构权模型可避免权重确定的机械性,可体现指标间重要程度的主观认知,亦能客观反映元数据的作用强度[29]。利用 AHP 与均方差决策法的混合模型确定权重,计算方法为

$$\omega_j = \beta\omega_j^{ahp} + \gamma\overline{\omega}_j^{\varepsilon t} \tag{1}$$

其中

$$\overline{\omega}_j^{\varepsilon t} = \sum_{t=1}^{u} \omega_j^{\varepsilon t}/u \tag{2}$$

$$\omega_j^{\varepsilon} = \sigma(X_j) \Big/ \sum_{j=1}^{m} \sigma(X_j) \tag{3}$$

$$\sigma(X_j) = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} (X_{ij} - \overline{X}_j)^2/(n-1)} \tag{4}$$

式中 u——总期数

ω_j^{ε}——评价指标 j 的均方差决策法权重

β、γ——评价指标 j 的 AHP 和均方差决策法的权重系数

$\sigma(X_j)$——评价指标 j 的均方差

X_{ij}——评价指标的标准化值

$\overline{X}_j$——评价指标 j 的均值

m——评价指标数量

n——评价单元 i 数量

本文确定权重混合模型中 AHP 与均方差决策法各占 0.5(表 2)。评价单元为村。

(4)评价模型构建

利用综合指数评价模型计算景观生态质量指数

$$Y_i = \sum_{j=1}^{n} \omega_j X_{ij} \tag{5}$$

1.3.2 空间统计分析方法

空间自相关可衡量空间位置要素观测值与其周

表 3　评价指标的计算方法及说明

Tab. 3　Calculation method and description of evaluation indicators

指标	计算公式	参数说明
景观干扰度	$E_l = bC_l + cV_l + dF_l$ $C_l = N_l/A_l$ $V_l = B_lA/A_l$ $F_l = 2\ln(P_l/4)/\ln A$	E_l、C_l、V_l与 F_l分别为景观类型 l 的干扰度、破碎度、分离度和分维数，N_l、B_l与 A_l分别为景观类型 l 的斑块数、距离指数和总面积，A 为景观总面积，P_l为斑块周长[20]
景观连接度	$C_{ONNECT} = \dfrac{\sum_{g=1}^{q}\sum_{h\neq s}^{p} C_{ghs}}{\sum_{g=1}^{q}[q_g(q_g-1)/2]} \times 100$	q_g为斑块类型 g 斑块数，C_{ghs}为给定距离内 g 中斑块 h 和 s 间连接，$C_{ghs}=1$ 为连通，$C_{ghs}=0$ 为不连通，值越大，景观连接功能越高[21]
景观脆弱度		按经验赋值[22]为：耕地 0.186；林/草/园地 0.084；建设用地 0.061；水域 0.27；未利用地 0.399
景观优势度	$D_o = 1 + \sum_{g=1}^{q} P'_g \ln P'_g/\ln q$	P'_g为斑块类型 g 在景观中出现的概率，q 为景观中斑块类型的总数[23]
生态适宜性	$W = P - ET - Q$ $Q = \begin{cases} (P-0.2S')^2/(P+0.8S') & (P>0.2S') \\ 0 & (P\leqslant 0.2S') \end{cases}$ $S' = 25\,400/C_N - 254$	W 为年涵养水量，P 为年降雨量，ET 为年蒸散量，Q 为地表径流量，mm；S'为持水系数，C_N为反映流域土地利用类型、土壤透水性及土壤含水量等特性的综合参数[24-25]
生态敏感性	$G = KRLSCP'$ $R = \sum_{e=1}^{12} 1.735 \times 10^{\left(1.5\lg\frac{P_e^2}{P} - 0.8188\right)}$ $L = (\lambda/22.13)^{\alpha}$ $S = \begin{cases} 10.8\sin\theta + 0.03 & (\theta<5°) \\ 16.8\sin\theta - 0.50 & (5°\leqslant\theta<10°) \\ 21.9\sin\theta - 0.96 & (\theta\geqslant 10°) \end{cases}$ $C = \begin{cases} 1 & (f_c = 0) \\ 0.6508 - 0.3436\lg f_c & (0<f_c<78.3\%) \\ 0 & (f_c\geqslant 78.3\%) \end{cases}$	G 为单位面积年均土壤保持量(t/(hm²·a))，K 采用 Wischmeier 土壤可蚀性因子通用方程获得(t·h/(MJ·mm))，R 为降雨侵蚀力因子(MJ·mm/(hm·a))，P_e为月降雨量(mm)；L 为坡长因子，λ 为坡长，α 为坡长因子指数；S 为坡度因子，θ 为坡度；C 为植被覆盖与作物管理因子，无量纲，f_c为植被覆盖情况；P'为水土保持措施因子(无量纲)，由文献及研究区农事活动确定水田 0.1、旱地 0.3、林园草地与裸地为 1、水域与裸岩均为 0[26]
生态脆弱性	$NPP(x,r) = APAR(x,r)\varepsilon(x,r)$	$NPP(x,r)$、$APAR(x,r)$和 $\varepsilon(x,r)$分别为空间位置上 x 的植被在 r 时段内的净初级生产力、光合有效辐射和光能转化率[27]
生态功能性	$ESV = \sum S_k V_{ck}$	ESV 为生态系统服务价值，S_k为研究区土地利用类型 k 的面积，hm²；V_{ck}为生态系统服务功能的价值系数，元/(hm²·a)[28]

边空间位置要素观测值间的关联度[30]。全局空间自相关用 Moran's I 表征整个区域空间上是否存在聚集特性；而局部空间自相关可用局部 Moran's I 统计量 LISA 和散点图表示区域与周边区域各单元间的空间关联与差异程度，表征局部小区域单元上某变量值的空间异质性，评估其集聚的空间位置与范围[2,31]。本文利用 GeoDa 的全局和局部空间自相关，旨在研究巢湖流域各村庄景观生态质量的空间差异与聚集特征，揭示 2005—2010 年景观生态质量空间变化特征，计算式为

$$I = \frac{N\sum_i\sum_v W_{iv}(Y_i - \overline{Y})(Y_v - \overline{Y})}{\left(\sum_i\sum_v W_{iv}\right)\sum_i (Y_i - \overline{Y})} \tag{6}$$

$$I_i = \frac{Y_i - \overline{Y}}{S_x^2}\sum_v [W_{iv}(Y_v - \overline{Y})] \tag{7}$$

其中

$$S_x^2 = \sum_v W_{iv}(Y_i - \overline{Y})^2/n \tag{8}$$

式中　N——区域空间单元数

W_{iv}——空间权重　　S_x^2——方差

Y_i、Y_v——区域 i 和 v 的变量属性值

$\overline{Y}$——变量均值

I——全局 Moran 指数，小于 0 负相关，等于 0 不相关，大于 0 正相关

I_i——局部 Moran 指数

当 $I_i \geqslant E(I_i)$时，表明第 i 个空间单元周围有相似属性值的空间集聚现象，即空间正相关；当 $I_i < E(I_i)$时，表明第 i 个空间单元与其周围区域的属性值差别较大，即空间负相关。

2　结果与分析

2.1　景观生态质量评价指标

分析 2005—2010 年景观生态质量评价指标分布(图 2)，景观干扰度呈西北高于东南、西部高于东部、北部高于南部的空间分布；高值区主要分布在研

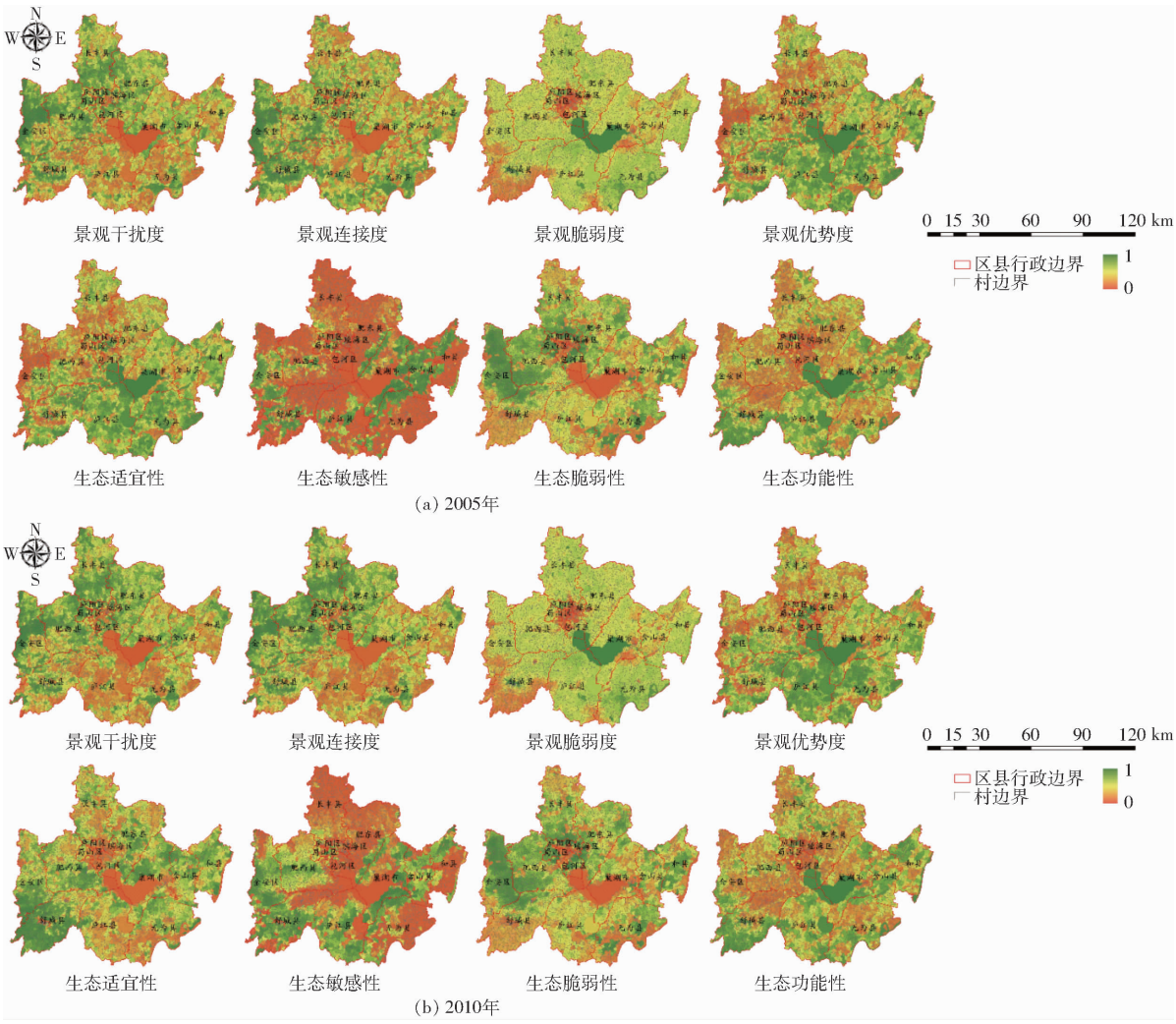

图 2 2005 年和 2010 年景观生态质量评价指标空间分布

Fig. 2 Spatial distribution maps of landscape ecological quality assessment indicators in 2005 and 2010

究区西、西北和北部,低值区主要位于巢湖和长江沿线;较 2005 年,2010 年景观干扰度的低值区扩张主要出现在合肥市城区、庐江县西南部;而高值区扩张出现在长丰县北部及和县的东北部。景观连接度为西部高东部低中部最低;2000 年景观连接度高值区分布在金安区西部、舒城县中部及无为县南部;低值区分布在长丰县北部、庐江县东部、巢湖及长江干流周边;2010 年景观连接度较 2005 年改善区分布在金安区、肥西县和肥东县的北部、长丰县中部及和县的东北部;而退化区分布在庐江县南部、无为县西南部和西北部及和县南部。景观脆弱度高值区为湖泊河流水系区域,而低值区为合肥市与建成区、舒城县南部及西南部等山林地区;研究区因耕地和水域占比大而整体脆弱度处于较高水平;2010 年较 2005 年因合肥市建成区的扩张而脆弱度低值区增加。景观优势度整体为西北及北部低,南部及东南部高;低值区主要分布在金安区的中西部、舒城县中部、合肥市建成区外围、长丰县的中部及北部以及无为县东南部;高值区分布于巢湖、庐江县和舒城县东北部、无为县的西北部及和县的南部;2010 年较 2005 年改善区有金安区北部及无为县南部,退化区有和县东北部、含山县南部及无为县东南部等。生态适宜性则呈东部、东北部及西南部高,西部、西北部及南部低;2005 年生态适宜性高值区主要分布在和县、含山县、巢湖市、肥西县东南部及舒城县的南部,而高值区分布于巢湖、长江干流、合肥市建成区、肥西县的北部;2010 年较 2005 年的改善区有舒城县和金安区的南部及肥西县北部,退化区有庐江县西北部、含山县及和县境内部分地区零散分布。生态敏感性整体为低水平,高值区为地势较高植被覆盖较低降雨量较丰富的山地丘陵区;2010 年较 2005 年敏感性高值区有所减少,如含山县及金安区境内均有改善。生态脆弱性整体呈西、西北及东部高,西南、南、中及北部低的格局;2005 年生态脆弱性高值区有金安区、舒城县西北部、合肥市建成区及无为县东部,低值区有巢湖、长江干流及建成区;2010 年较 2005 年脆弱值变高区域主要有和县的中部和南部及巢湖市北部,脆弱性变低区域有金安区西南部、长丰县北

部及舒城县西部。生态功能性整体呈西、北、西北及东南部低，西南、南、中及东北部高；其 2010 年较 2005 年改善区有长丰县东北部，退化区主要是庐江县南部。

分析景观生态质量整体空间分布（图 3），其以中等级为主，集中分布于研究区北部而零散分布于南部；而稍高等级分布则与之相反，2010 年较 2005 年稍高等级在东部大多退化为中等级；高等级质量占比最低，主要分布于西南和东北山区及巢湖中东部，2010 年较 2005 年在研究区东部的和县有所退化；低等级集中分布于研究区西部的金安区中西部、合肥市建成区和东南部长江水系周边，零散分布于研究区北部。其中，2005 年和 2010 年区域景观质量分别具有相同的最大值（0.83）和均值（0.59），景观质量整体呈东部高于西部、南部高于北部、西北部较低、西南部高和中部巢湖最高的格局；而 2010 年的景观质量较 2005 年存在最小值减少和均方差变大的现象，其中景观质量改善区主要集中于金安区北部和中部、巢湖、庐江县南部和中西部以及和县南部地区；而退化区则聚集于舒城县南部和西南部、长丰县北部、肥东县东北部、含山县、和县北部及无为县北部和西南部等地区。2005 年和 2010 年区域生态质量整体呈西南部、东部和东北部高，而西部、西北部、东南部和南部较低的格局；而 2010 年的生态质量的最小值、最大值和均值均低于 2005 年，研究区生态质量整体处于下降趋势，其中生态质量仅在舒城县西北部和金安区西南部交界处、肥西县西北部和巢湖中东部地区存在较小程度的改善。

2.2　基于等级划分的景观生态质量时空分异

为减小多期数据按照自然断点法划分等级中阈值区间断点的差异而导致多期对比等级转化分析产生的误差和克服等间距划分法忽视评价结果元数据分布特征的缺点，本文综合 2005 年和 2010 年两期景观生态质量评价结果自然断点法的各等级阈值区间值和数据分布特征，确定了将景观生态质量评价结果按照 0 ~ 0.20、0.20 ~ 0.48、0.48 ~ 0.55、0.55 ~ 0.60、0.60 ~ 0.80、0.80 ~ 1.00 划分为极低、低、中、稍高、高及极高质量等级，对应分值为 1、2、4、6、8 和 10；统计各质量等级间转移规则及空间分异。因本研究景观生态质量值为（0.20，0.80），故对极低与极高等级不作阐述。在景观生态质量变化中，浮动上升型是“低-高、低-稍高、低-中、中-高、中-稍高、稍高-高”的等级上升情况，稳定不变型为“低-低、中-中、稍高-稍高和高-高”等级不变情况，而浮动下降型为“高-低、高-中、高-稍高、稍高-低、稍高-中和中-低”的等级下降情况。

2.2.1　景观生态质量的时间变化

2005—2010 年巢湖流域景观生态质量整体以稳定不变型为主，因其下降程度远大于上升改善程度，使 2010 年整体景观生态质量较 2005 年有所退化。由表 4 可知，2005—2010 年景观生态质量整体为低与中等级增加，稍高与高等级减少的特点；2010 年区域整体景观质量得分较 2005 年在各等级村庄数量转移方面减少了 12.30% 和在各等级面积转移

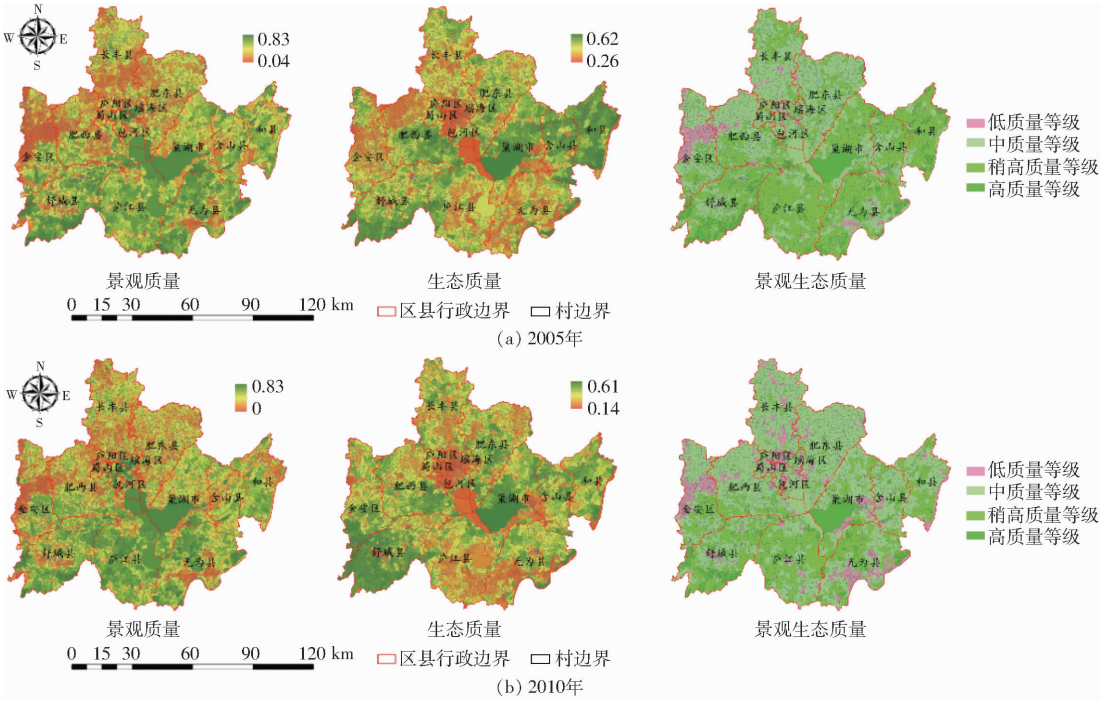

图 3　2005 年和 2010 年景观生态质量空间分布

Fig. 3　Spatial distribution maps of landscape ecological quality in 2005 and 2010

方面减少了 11.71%,其中以稍高等级减少为主,相应的村庄数量和面积减少了 416 个和 3 160.16 km^2。2005—2010 年景观生态质量变化中,稳定不变型的村庄数量为 1 918 个,占总村庄数量的 63.81%,而其面积为 1.29 万 km^2,占 63.31%;浮动下降型的村庄数量和面积占比分别为 32.40% 和 33.89%,比浮动上升型情况提高了 28.61% 和 29.90%。总体而言,巢湖流域景观生态质量以稳定不变为主,但景观生态质量下降区远大于上升区,需要引起足够的重视。

表 4 2005—2010 年景观生态质量等级转移

Tab. 4 Level transfer of landscape ecological quality from 2005 to 2010

等级	村庄数量/个					面积/km^2				
	低	中	稍高	高	总计	低	中	稍高	高	总计
低	184	256	30	1	471	659.14	1 324.56	144.34	0.42	2 128.46
中	44	1 110	550	18	1 722	169.07	7 100.14	4 012.64	55.57	11 337.42
稍高	2	54	546	119	721	0.58	305.96	4 094.20	766.73	5 167.47
高	1	2	11	78	92	0.01	1.44	76.45	1 058.16	1 136.06
总计	231	1 422	1 137	216	3 006	828.80	8 732.10	8 327.63	1 880.88	19 769.41

2.2.2 景观生态质量的空间变化

(1)浮动上升型

占研究区 2.80%;呈西部密集、南北部零散和东部零星分布(图 4)。其中“低-中”和“中-稍高”的村庄数量和面积为(98 个,475.04 km^2),而占比最大,集中分布于研究区西部的金安区的中东部,零散分布于肥西县南部和西北部、长丰县南部及合肥市郊区。“低-高、低-稍高和中-高”占比最小,其村庄数量和面积为(5 个,2.03 km^2);面积最大为研究区北部的李集村(1.38 km^2)。该区水资源充足,地势平坦,生态保护意识增强,2010 年较 2005 年景观连接度与优势度和生态适宜性有所提升。

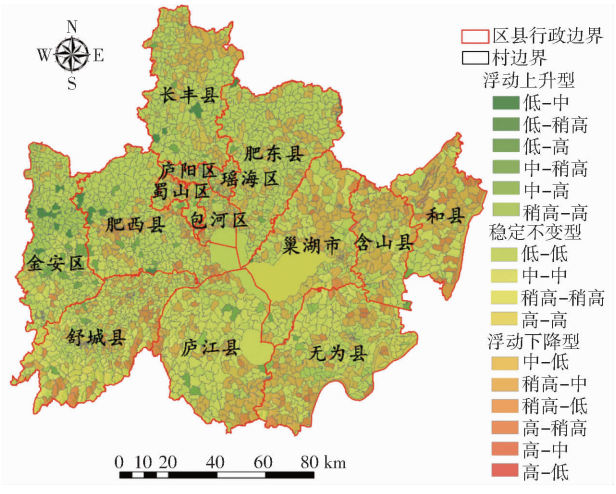

图 4 2005—2010 年景观生态质量等级转移空间图

Fig. 4 Level transfer map of landscape ecological quality from 2005 to 2010

(2)稳定不变型

占研究区 63.31%,均匀分布于巢湖流域。村庄数量和面积为(1 110 个,7 100.14 km^2)的“中-中”占比高,集中分布于研究区西与西北部及巢湖的西部,零散分布于南部和中东部;较高的耕地占比虽提升了景观干扰度,但因景观连接度、景观脆弱度、生态适宜性和生态功能性的权重和大于 0.5 且均为中等水平而被弱化;2005—2010 年景观生态质量变化因等级划分消减了其空间细微变化而使等级不变。“高-高”的村庄数量和面积为(78 个,1 058.16 km^2)而占比最低,主要分布于研究区西南的山地区及巢湖的中东部,这与景观干扰度、生态敏感性和生态脆弱性低,景观优势度和生态功能性高有关;植被覆盖度高和人为干扰活动少使 2005—2010 年景观生态质量等级不变。

(3)浮动下降型

占研究区 33.89%,于研究区北、东及南部密集分布而西部零散分布。其中村庄数量和面积为(550 个,4 012.64 km^2)的“稍高-中”占比最大,集中分布于研究区的北、东北、东和南部,零散分布于西、中和西南部,该区以耕/林地和农事活动干扰为主,2010 年较 2005 年景观干扰度和生态脆弱性增强,景观优势度、生态适宜性和生态功能性退化而使景观生态质量下降。“高-低、高-中和稍高-低”的跨等级转化占比小,村庄数量和面积为(49 个,200.33 km^2),零星分布于合肥市城郊区、巢湖与长江水系周边等人为干扰活动大的区域。

因此,2005—2010 年景观生态质量变化中稳定不变型占比最大而浮动上升型占比最小,浮动下降型为研究区东部、南部及北部密集分布而西部零散分布,其与浮动上升型分布相反。景观生态质量等级转换以相邻等级的转化为主,跨等级转化的村庄数量和面积占比仅为(1.80%,1.02%)。

2.3 基于景观生态质量指数差的时空变化

为避免分期等级划分模糊变化过程,利用 Matlab 编程以空间坐标为 X、Y 轴,两期景观生态质量指数值之差为 Z 轴构建 2005—2010 年景观生态

质量的时空变化三维曲面图。如图 5a 所示，由“蓝-青-黄-红”的颜色渐变显示了两期景观生态质量由退化变成改善。整体而言，2010 年较 2005 年景观生态质量为退化区大于改善区，如 $Z<0$ 的退化区面积占比为 78.65%，村庄数量为 2 393 个；呈北部、东北部、东部及南部密集分布，西部零星分布的格局，与长江中下游平原的农业大型机械化耕作、粗放型土地整治中硬化道路沟渠等建设用地扩张等干扰活动的实施有关；而 $Z>0$ 的改善区面积为 42.23 km^2，村庄数量仅占 20.39%；呈西部密集、南北部零散和东部零星分布，该区雨量充沛，且景观连接度、优势度及生态适宜性有所改善（图 5b）。巢湖流域研究区 2005—2010 年总人口增加了 49.39 万人，GDP 增加了 76.67%，而建设用地增加了 30.45%；快速城镇化进程促使人口向中心城市和城镇区迁徙集中，人口的增加加剧了对城镇空间资源的占用，导致建设用地的扩张、优质耕地资源或生态用地被占用及能源消耗量的激增等，人为干扰活动强度的加大威胁景观生态系统的稳定性和抗干扰能力。城镇区作为从外界获取资源以维持区内正常的生存活动的被供养区，大量涌入人口的就业生存问题致使政府或企业无法在短时间内实行产业结构调整与低效产业的淘汰与改造等措施，维持以工业为主的产业结构在一定程度上影响着景观生态系统的质量[32]。快速的城镇化进程使农村人口向城市迁移，造成农村这种生产型生态系统农业生产能力的下降，空心村、农用地的荒废及农村人均建设用地的超标等问题对景观生态系统的景观质量和生态质量均存在一定程度的负效应。

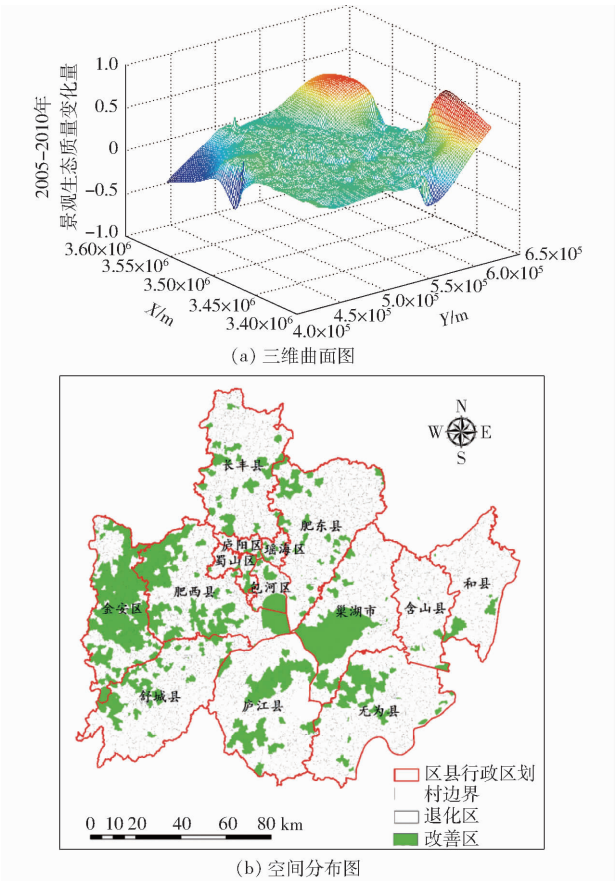

图 5　2005—2010 年景观生态质量的时空变化

Fig. 5　Temporal and spatial variation of landscape ecological quality from 2005 to 2010

2.4　景观生态质量空间自相关分析

基于 GeoDa 空间自相关分析计算 2005 年和 2010 年巢湖流域景观生态质量的空间关联度，如图 6 所示，2005 年巢湖流域景观生态质量在空间上呈较强的空间集聚性。2005 年的全局 Moran's I 指数为 0.46，可通过 5% 的显著性检验，空间呈显著正相关；2005 年景观生态质量 LISA 图以高高和低低类型为主，低高和高低聚集零散而数据较少；其中高高区位于研究区西部、西南部、南部、东南及东部沿长江水系区域，低低区位于研究区西北部、北部及合肥市及巢湖市与含山县交界的中东部地区。2005—

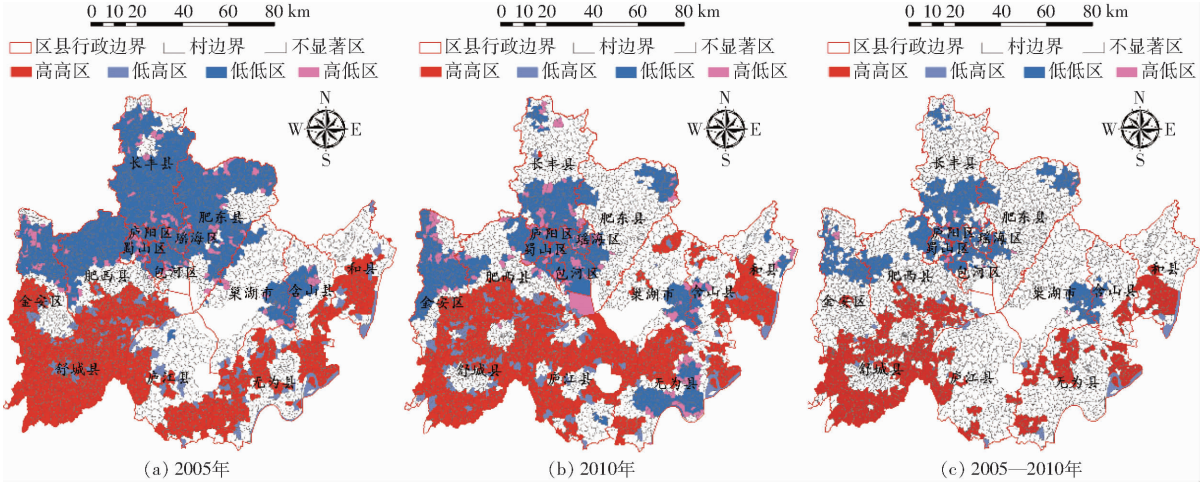

图 6　景观生态质量 LISA 图

Fig. 6　LISA maps of landscape ecological quality

2010 年景观生态质量的空间集聚随时间推移呈减弱趋势。2010 年的全局 Moran's *I* 指数较 2005 年减少了 0.11;2010 年较 2005 年高高区和低低区数量分别减少了 68 和 287 个,空间集聚程度降低。

分析 2005—2010 年的空间自相关类型转移可知:

高值集聚区(高高区):主要集中于研究区西南的舒城县境内呈空心环状分布,呈外部边缘聚集、内部异质性增强的空间格局;该区共 487 个村庄。因其位于生态条件好、人为干扰小和区域景观生态质量高的山地或平原区,故需秉承"生态优先、尊重自然"的原则,加强区域林地保护和水土流失治理。

低值集聚区(低低区):位于合肥市建成区及其周边、长丰县南部、肥东县和肥西县东北部及西部、金安区中北部及巢湖市中东部等 444 个村庄。在快速的城镇化和工业化背景下,建设用地的扩张与开发等人类活动干扰强度的加大等使区域景观生态质量相对较低;故应严格控制土地开发强度和建设密度,加强绿色基础设施规划和景观生态安全格局的优化。

低高或高低值集聚区(低高或高低区):低高区零星分布于研究区南部,而高低区零星分布于研究区北部和中部,呈空间负相关。该区应因地制宜地实施生态景观规划,淘汰低效工业用地,适度归并农村零散居民点,规划生态绿地,设置合理生态廊道,积极引导景观生态资源的合理配置,优化用地及产业布局。

3 结论

(1)从景观质量和生态质量视角构建了区域景观生态质量评价指标体系。

(2)在快速城镇化背景下,2010 年整体景观生态质量较 2005 年有所退化。2005—2010 年景观生态质量变化中稳定不变型的占比较大,村庄数量占比和面积比均高于 63.30%;浮动下降程度在村庄数量占比和面积比方面较上升改善程度分别提高了 28.61% 和 29.90%。景观生态质量等级间变化以相邻等级的转化为主,跨级转化的占比小。分析 2010 年和 2005 年的景观生态质量指数差值,其退化面积占 78.65%,密集分布于研究区北部、东北部、东部及南部。

(3)巢湖流域景观生态质量于 2005 年呈较强的空间集聚性,而 2005—2010 年其空间集聚性随时间推移而减弱。分析高高区、低低区及低高或高低区的特征,并在生态用地保护、产业布局优化、土地用途与低效工业用地管制、绿色基础设施与生态廊道的规划建设等方面提出建议,指导区域生态景观规划与生态管护。

参 考 文 献

[1] LI Yangfan, SUN Xiang, ZHU Xiaodong, et al. An early warning method of landscape ecological security in rapid urbanizing coastal areas and its application in Xiamen, China[J]. Ecological Modeling, 2010, 221(19): 2251 - 2260.

[2] 任国平,刘黎明,卓东. 都市郊区景观生态质量空间差异及影响因素分析[J]. 农业工程学报, 2016, 32(21): 252 - 263.
REN Guoping, LIU Liming, ZHUO Dong. Analysis of spatial differentiation of landscape ecological quality and its affecting factors in metropolitan suburbs[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(21): 252 - 263. (in Chinese)

[3] LEE S W, HWANG S J, LEE S B, et al. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics[J]. Landscape and Urban Planning, 2009, 92(2): 80 - 89.

[4] KANGAS J, STORE R, LESKINEN P, et al. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools[J]. Forest Ecology and Management, 2000, 132(2): 157 - 171.

[5] GROOT J C J, JELLEMA A, ROSSING W A H. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs[J]. European Journal of Agronomy, 2010, 32: 112 - 119.

[6] PENTEADO H M. Assessing the effects of applying landscape ecological spatial concepts on future habitat quantity and quality in an urbanizing landscape[J]. Landscape Ecology, 2013, 28(10): 1909 - 1921.

[7] FELIX G, MARENZI R C, POLETTE M, et al. Landscape visual quality and meiofauna biodiversity on sandy beaches[J]. Environmental Management, 2016, 58(4): 682 - 693.

[8] GAVRILIDIS A A, CIOCANEA C M, NITA M R, et al. Urban landscape quality index-planning tool for evaluating urban landscapes and improving the quality of life[J]. Procedia Environmental Sciences, 2016, 32: 155 - 167.

[9] SOWINSKA-SWIERKOSZ B. Application of surrogate measures of ecological quality assessment: the introduction of the indicator of ecological landscape quality[J]. Ecological Indicators, 2017, 73: 224 - 234.

[10] 胡振琪,付梅臣,何中伟. 煤矿沉陷地复田景观质量评价体系与方法[J]. 煤炭学报, 2005, 30(6): 695 - 700.
HU Zhenqi, FU Meichen, HE Zhongwei. Quality evaluation system for reclaimed farmland landscape in coal mining area[J]. Journal of China Coal Society, 2005, 30(6): 695 - 700. (in Chinese)

[11] 翁殊斐,朱锦心,苏志尧,等. 岭南地区滨水绿地植物景观质量评价[J]. 林业科学, 2017,53(1): 20 - 27.
WENG Shufei, ZHU Jinxin, SU Zhiyao, et al. Landscape quality assessment of waterfront plants in green areas of Lingnan region[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2017, 53(1): 20 - 27. (in Chinese)

[12] 陈勇,孙冰,廖绍波,等. 深圳市城市森林林内景观的美景度评价[J]. 林业科学, 2014, 50(8): 39 - 44.
CHEN Yong, SUN Bing, LIAO Shaobo, et al. Scenic beauty estimation of in-forest landscapes in Shenzhen urban forests[J].

Scientia Silvae Sinicae, 2014, 50(8): 39 – 44. (in Chinese)
[13] 吕勇,孙谦,张超家. 基于粗糙集的湿地景观质量评价研究—以重庆市阿蓬江国家湿地公园为例[J]. 中南林业科技大学学报, 2014, 34(1): 12 – 18.
LÜ Yong, SUN Qian, ZHANG Chaojia. Study on evaluation of wetland landscape quality based on rough set[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2014, 34(1): 12 – 18. (in Chinese)
[14] 章志都,徐程扬,龚岚,等. 基于 SBE 法的北京市郊野公园绿地结构质量评价技术[J]. 林业科学, 2011, 47(8): 53 – 60.
ZHANG Zhidu, XU Chengyang, GONG Lan, et al. Assessment on structural quality of landscapes in green space of Beijing suburban parks by SBE method[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2011, 47(8): 53 – 60. (in Chinese)
[15] HU Xisheng, XU Hanqiu. A new remote sensing index for assessing the spatial heterogeneity in urban ecological quality: a case from Fuzhou City, China[J]. Ecological Indicators, 2018, 89: 11 – 21.
[16] TIAN Yuhong, JIM C Y, WANG Haiqing. Assessing the landscape and ecological quality of urban green spaces in a compact city[J]. Landscape and Urban Planning, 2014, 121: 97 – 108.
[17] XU Jiaxing, LI Gang, ZHAO Hua. Study on the change of landscape ecological quality based on land use: a case study in resource-exhausted mining area[C]//International Conference on Sustainable Energy and Environmental Engineering, 2012: 29 – 30.
[18] 徐嘉兴,李钢,陈国良,等. 土地复垦矿区的景观生态质量变化[J]. 农业工程学报, 2013, 29(1): 232 – 239.
XU Jiaxing, LI Gang, CHEN Guoliang, et al. Changes of landscape ecological quality for land reclamation in mining area[J]. Transactions of the CSAE, 2013, 29(1): 232 – 239. (in Chinese)
[19] 苏琪娇,安裕伦,马士彬. 喀斯特山区不同岩性分区下的景观生态质量差异: 以罗甸县为例[J]. 中国岩溶, 2017, 36(4): 454 – 462.
SU Qijiao, AN Yulun, MA Shibin. Landscape ecological quality of different lithological regions in Karst mountains: a case study in the Luodian county of Guizhou Province[J]. Carsologica Sinica, 2017, 36(4): 454 – 462. (in Chinese)
[20] PENG Jian, WANG Yangling, ZHANG Yuan, et al. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial pattern[J]. Ecological Indicators, 2010, 10(2): 217 – 223.
[21] 肖武,李素萃,梁苏妍,等. 土地整治生态景观效应评价方法及应用[J]. 中国农业大学学报, 2017, 22(7): 152 – 162.
XIAO Wu, LI Sucui, LIANG Suyan, et al. Evaluation and application of landscape ecological effects before and after land consolidation[J]. Journal of China Agricultural University, 2017, 22(7): 152 – 162. (in Chinese)
[22] 李保杰,顾和和,纪亚洲. 矿区土地复垦景观格局变化和生态效应[J]. 农业工程学报, 2012, 28(3): 251 – 256.
LI Baojie, GU Hehe, JI Yazhou. Evaluation of landscape pattern changes and ecological effects in land reclamation project of mining area[J]. Transactions of the CSAE, 2012, 28(3): 251 – 256. (in Chinese)
[23] 肖武,李素萃,梁苏妍,等. 生态景观型土地整治的研究进展与展望[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(18): 31 – 35.
[24] 董文涛,程先富,张群,等. SCS – CN 模型在巢湖流域地表产流估算中的应用[J]. 水土保持通报, 2012, 32(3): 174 – 187.
DONG Wentao, CHENG Xianfu, ZHANG Qun, et al. Application of SCS – CN model estimating surface run off to Chaohu lake basin[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2012, 32(3): 174 – 187. (in Chinese)
[25] 彭建,郭小楠,胡熠娜,等. 基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建——以云南省玉溪市为例[J]. 应用生态学报, 2017, 28(2): 627 – 635.
PENG Jian, GUO Xiaonan, HU Yina, et al. Constructing ecological security patterns in mountain areas based on geological disaster sensitivity: a case study in Yuxi City, Yunnan Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(2): 627 – 635. (in Chinese)
[26] LI Xiaosong, WU Bingfang, WANG Hao, et al. Regional soil erosion risk assessment in Hai Basin[J]. Journal of Remote Sensing, 2011, 15(2): 372 – 387.
[27] PENG Jian, SHEN Hong, WU Wenhuan, et al. Net primary productivity(NPP) dynamics and associated urbanization driving forces in metropolitan areas: a case study in Beijing City, China[J]. Landscape Ecology, 2016, 31: 1077 – 1092.
[28] 谢高地,张彩霞,张雷明,等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243 – 1254.
XIE Gaodi, ZHANG Caixia, ZHANG Leiming, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area[J]. Journal of Natural Resource, 2015, 30(8): 1243 – 1254. (in Chinese)
[29] 王颂吉,白永秀,宋丽婷. 县域城乡发展一体化水平评价——以陕西 83 个县(市)为样本[J]. 当代经济科学, 2014, 36(1): 116 – 123.
WANG Songji, BAI Yongxiu, SONG Liting. Evaluation of county territory's urban and rural integration level: taking 83 counties (cities) in Shaanxi Province as the sample[J]. Modern Economic Science, 2014, 36(1): 116 – 123. (in Chinese)
[30] 罗志军,赵越,赵杰,等. 基于景观格局与空间自相关的永久基本农田划定研究[J/OL]. 农业机械学报, 2018, 49(10): 195 – 204.
LUO Zhijun, ZHAO Yue, ZHAO Jie, et al. Defining of permanent basic farmland based on landscape pattern and spatial autocorrelation [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2018, 49(10): 195 – 204. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx? file_no = 20181022&flag = 1. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2018.10.022. (in Chinese)
[31] 杨丽霞,杨桂山,姚士谋,等. 基于 ESDA – GWR 的粮食单产及其驱动因子的空间异质性研究[J]. 经济地理, 2012, 32(6): 120 – 126.
YANG Lixia, YANG Guishan, YAO Shimou, et al. A study on the spatial heterogeneity of grain yield per hectare and driving factors based on ESDA – GWR [J]. Economic Geography, 2012, 32(6): 120 – 126. (in Chinese)
[32] 吴见,张艳,侯兰功. 安徽省 2000—2010 年景观生态质量变化研究[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2015, 39(2): 84 – 90.
WU Jian, ZHANG Yan, HOU Langong. Landscape ecological quality change of Anhui Province in 2000—2010[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2015, 39(2): 84 – 90. (in Chinese)