安徽省淮南市城市湿地景观格局及其脆弱性
——以大通废弃矿生态湿地修复区为例

王 楠[1,2], 汪桂生[1,2], 郭伟玲[1,2]

(1. 安徽理工大学 空间信息与测绘工程学院, 安徽 淮南 232001;
2. 矿山采动灾害空天地协同监测与预警安徽省教育厅重点实验室, 安徽 淮南 232001)

摘 要: [目的] 对城市湿地景观格局及其脆弱性进行研究,为城市湿地保护和可持续发展提供科学依据。[方法] 以安徽省淮南市大通城市湿地为例,基于高空间分辨率 WorldView-3 遥感影像,提取景观类型分布信息,选取景观多样性指数、斑块密度、斑块数量等景观空间结构指标,综合利用地理信息系统(GIS)技术与景观生态学方法定量分析大通城市湿地的景观格局及其异质性。基于景观敏感度和适应度指数构建景观脆弱度评价模型,进而评价大通城市湿地的景观脆弱度。[结果] ①大通湿地内景观类型以乔木、水体和裸地等类型为主,各类型的数量规模相对均衡; ②各景观类型在空间上呈交错分布,形成明显的"网状结构",水体、裸地和水杉林分布相对连续,其他景观的破碎化程度较高,呈现出异质性; ③景观格局脆弱度以低脆弱度为主,呈现显著空间正自相关性和空间聚集模式,主要集聚类型的"高—高"值集聚区域及脆弱度的热点区主要分布东部裸地,"低—低"值集聚区及脆弱度冷点主要分布在水体区。④景观脆弱度与植被覆盖度、景观格局的复杂度具有空间一致性,即植被覆盖越高且空间分布的交错性越强,其脆弱性越小。[结论] 大通湿地内景观类型主要包括乔木、水体和裸地,景观脆弱性以低脆弱度为主,空间上表现为显著的集聚模式,且与植被覆盖度、景观格局的复杂度具有空间一致性。

关键词: 空间异质性; 景观格局脆弱性; WorldView-3; 热点分析; 莫兰指数; 城市湿地

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2020)06-0168-07 **中图分类号**: X826

文献参数: 王楠, 汪桂生, 郭伟玲. 安徽省淮南市城市湿地景观格局及其脆弱性[J]. 水土保持通报, 2020, 40(6):168-174. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2020.06.024; Wang Nan, Wang Guisheng, Guo Weiling. Landscape pattern and its vulnerability of urban wetland at Huainan County, Anhui Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(6):168-174.

Landscape Pattern and Its Vulnerability of Urban Wetland at Huainan County, Anhui Province
—A Case Study at Datong Abandoned Mine Ecological Wetland Restoration Area

Wang Nan[1,2], Wang Guisheng[1,2], Guo Weiling[1,2]

(1. *School of Spatial Information and Geomatics Engineering, Anhui University of Science & Technology, Huainan, Anhui* 232001, *China*; 2. *Key Laboratory of Aviation-aerospace-ground Cooperative Monitoring and Early Warning of Coal Mining-induced Disasters of Anhui Higher Education Institutes, Huainan, Anhui* 232001, *China*)

Abstract: [Objective] The landscape pattern and its vulnerability of urban wetland were investigated in order to provide a scientific basis for urban wetland protection and sustainable development. [Methods] Based on the high-resolution WorldView-3 remote sensing images, the distribution information of landscape types was extracted, and the landscape spatial structure indicators including landscape diversity index, patch density and number of patches were selected, and the spatial pattern and heterogeneity of landscape composition as well as the landscape vulnerability were evaluated by using geographic information system technology and theory of landscape ecology in the Datong wetland of Huainan City in Anhui Province. Based on the landscape sensitivity and fitness indexes, the landscape vulnerability assessment model was constructed to

收稿日期: 2020-04-21 **修回日期**: 2020-07-22

资助项目: 国家重点研发计划项目"国家水资源动态评价关键技术与应用"子课题"农业用水动态评价与需水预测"(2018YFC0407703-1); 国家自然科学基金项目(41501294); 安徽省留学人员创新项目择优计划项目(1X030); 安徽省高校自然科学研究项目(KJ2019A0136); 安徽省高等学校自然科学研究项目(KJ2017A072); 安徽理工大学青年教师科学研究基金项目(QN201639); 安徽理工大学引进人才科研启动项目(ZY529,12896)

第一作者: 王楠(1981—),男(汉族),山东省济南市人,博士,讲师,主要从事森林遥感、森林生态方面的研究。Email:wnbadinine@163.com。

evaluate the landscape vulnerability of Datong urban wetlands. [Results] ① The landscapes in Datong wetland with balanced area scale were dominated by arbor, water, and bare land. ② The landscapes were interlaced in space and formed a distinct "network structure", among which, the water, bare land, and *Metasequoia glyptostroboides* were continuously distributed, while the others were highly fragmented and heterogeneous. ③ The vulnerability of landscape pattern was dominated by low vulnerability, showing significant positive spatial autocorrelation and spatial aggregation pattern. The main "high-high" value aggregation areas and vulnerability hot spots were mainly distributed in eastern bare land. The "low-low" value agglomeration area and vulnerability cold spots were mainly distributed in the water body area. ④ Landscape vulnerability was consistent with vegetation coverage and landscape pattern complexity, that was, the higher the vegetation coverage and the greater the interlace of spatial distribution, the less vulnerable it was. [Conclusion] The landscape types in the Datong wetland mainly include arbor, water bodies, and bare land. The vulnerability of the landscape is mainly low, and shows a significant spatial agglomeration pattern. It has spatial consistency with the vegetation coverage and the complexity of the landscape pattern.

Keywords: spatial heterogeneity; vulnerability of landscape pattern; WorldView-3; hot spot analysis; Moran index; urban wetland

城市湿地是城市中陆地和水域生态系统相互作用形成的脆弱生态系统[1-2],是维持生态平衡和区域生物多样性重要基础,在防止内涝、改善环境和降低自然灾害方面具有积极作用[3-4]。随着城市扩张,一些地区湿地遭到破坏,规模减少、水土流失、生态功能退化等问题逐渐凸显[5-6]。研究城市湿地景观格局对湿地景观保护和湿地资源科学利用具有重要的科学意义,同时对认识景观抗干扰能力、恢复能力、系统稳定性和生物多样性具有科学价值[7]。景观异质性是湿地生态平衡和持续发展的重要指标,体现景观的空间结构和丰富程度。景观格局脆弱度集中体现景观在外界因素干扰下的脆弱程度[8],成为衡量生态安全的重要指标。生态过程在空间上的发生、发展驱动景观格局演变,影响系统自身抗干扰和恢复能力[9],进而影响区域水土保持、生态稳定性等生态状况,对生态脆弱性造成影响。遥感技术可以高效地捕捉到景观水平上有规律的格局信息。国内外学者应用遥感与地理信息技术,在提取湿地分布上,结合景观指数分析城市湿地景观格局时空特征等[10-14],为城市湿地景观格局研究提供了有效方法支撑。近年来,研究尺度更加细化,针对典型城市湿地公园的研究进一步拓展和深化了城市湿地景观格局研究内涵[15-16]。而关于湿地脆弱性的研究,目前主要集中在生态脆弱性方面[17-20]。然而,基于 Landsat 等低、中分辨率遥感影像分析小区域详细景观类型时,易出现"同谱异物,同物异谱"的现象[13,21-22],致使景观类型误判并且限于其分辨率而难以进行景观子类型提取。

因此,为了进一步提升景观空间特征研究的精细度,本文基于高分辨率 WorldView-3 遥感影像,将遥感、GIS 技术与景观生态学模型相结合,定量反映研究区景观组成的空间分布,以淮南泉大资源枯竭矿区生态环境修复的典型代表大通湿地公园为例,研究景观异质性并评估其景观格局及其脆弱性,为城市湿地保护和可持续发展提供科学依据。

1　研究区域与数据源

1.1　区域概况

大通国家湿地生态区(简称大通湿地)地处淮南市东部,舜耕山山前坡地,属丘陵地貌,地势自南向北逐渐降低,地形海拔差异约为 200 m,总面积约为 450 hm^2。该地气候类型为暖温带半湿润季风型气候,年降雨量近 1 000 mm;区域内土壤水分含量约为 6%～9%,适合乔木森林生存[19]。大通湿地原为大通废弃矿区所在,在 2004—2010 年基于湿地构建、固废覆绿、景观再造等技术实施了生态修复工程[23-24]。在此基础上,形成了大通湿地生态区(简称大通湿地)并挂牌为国家级矿山公园。目前,该生态区的主要景观类型包括水杉林、刺槐林和响叶杨林等类型。

1.2　数据源

主要数据源为覆盖研究区全境并采集于 2015 年 4 月 1 日的 WorldView-3 高空间分辨率卫星影像(空间分辨率为 1.2 m),光谱波段为红、蓝、绿和近红外波段,使用 WGS-84 坐标系统、通用横轴墨卡托(UTM)投影。该卫星是美国 Digital Globe 公司于 2014 年 8 月发射的第 4 代高解析度光学卫星,其空间分辨率达到同类最高,提供 0.3 m 全色,1.24 m 多光谱和 3.7 m 红外短波分辨率数据[25]。此外,研究中还采用了 60 个野外样方调查数据。本研究在大通湿地内设立了 60 个 5 m×5 m 的样地,测量了胸径大于 5 cm 的乔木的树种、胸径、树高和样地的中心点

位置，并使用手持 GPS（Garmin MAP 62 cs；精度：±3 m）全面调查大通湿地内景观生态类型以提供遥感影像分类样本及分类结果验证。

2 研究方法

2.1 湿地景观类型的提取

研究中首先对 WorldView-3 卫星影像进行以三次多项式模型为基础的几何纠正以及大气校正、图像增强等预处理工作。结合实地测量数据，将地物划分为 14 个分类类别，以野外所采集的 42 个（70%）样本实测数据、谷歌地球、土地类型专题地图和照片等其他信息作为参考，对各类型选择不少于 10 个的训练样本，基于最大似然法模型实施监督分类（附图 10）。根据提取结果，基于余下的 18 个（30%）观测样本进行精度检验、修正。

2.2 景观格局分析指标

景观格局表征了研究区内各类景观的基本构成情况，包括景观类型数目、斑块密度、各类景观的面积及面积比例[26]。本文选取边界密度、斑块密度、景观多样性指数和景观均匀度指数作为景观异质性的指标体系[9,27-28]，其含义详见表 1。为了在统一的尺度下进行计算，研究中将研究区范围划分成 5 m×5 m 的网格，以其为基本单元计算景观格局脆弱度指数。

表 1 景观异质性分析指标

景观指标	公式	指标说明
边界密度（ED）	$ED=C/A$	揭示景观边界的分割程度，直接反映景观破碎化程度
斑块密度（PD）	$PD_i=N_i/A$	反映景观破碎程度，景观异质性的重要组成性质
景观多样性指数（SHDI）	$H=-\sum_{1}^{m}(P_i\ln P_i)$	反映景观组分的多度和异质性程度，对景观中各类型斑块作均衡分布状况时较为敏感
景观均匀度指数（SHEI）	$SHEI=H/H_{max}$	景观组成的均匀度和优势度，多样性指标的重要组成

注：ED 为边界密度；C 为景观斑块的边界长度；P_i 为第 i 类景观要素组分比例；A 为景观总面积；A_i 为第Ⅰ类景观要素的面积；PD 为斑块密度；N_i 为第Ⅰ类景观要素的总面积；H 为景观多样性指数。

2.3 景观脆弱度指数构建

景观脆弱度性是外界扰动对景观系统的影响和系统本身的应对能力，能够反映城市湿地生态系统的稳定性和抗干扰能力[29]。景观脆弱度指数（LVI，简称脆弱度）是由景观敏感度指数（LSI）和景观适应度指数（LAI）构建而成。计算公式为：

$$LVI=LSI\times(1-LAI) \tag{1}$$

式中：LVI 为景观脆弱度指数，其值的大小是研究区景观格局脆弱状况的定量化表达；LSI 为景观敏感度指数；LAI 为景观适应度指数。

（1）景观敏感度指数（LSI）及其计算。景观敏感度指数表征某一区域生态系统在受内在变化和人类活动干扰时发生生态问题可能性、难易状况以及恢复速度[30]。为此，选取与干扰密切相关的破碎度、分离度、分维数来构建景观敏感度指数，最后将景观干扰度指数与易损度指数的叠加来反映景观格局受外界干扰后的敏感响应程度[31]。景观敏感度指数其主要由景观干扰度指数（U_i）和景观易损度指数（V_i）构成，计算公式为：

$$LSI=U_i\cdot V_i \tag{2}$$

$$U_i=aF_{Oi}+bF_{Di}+cF_{Ni} \tag{3}$$

式中：LSI 为景观敏感性指数；U_i 为干扰度指数；F_{Oi} 为景观类型 i 的优势度，研究中采用辛普森多样性指数表征；F_{Di} 为景观类型 i 的分维数的倒数，由于分维数是景观脆弱性的负向指标，采用倒数法，使其参数大小与景观脆弱性呈正相关；F_{Ni} 为景观类型 i 的破碎度指数；a，b，c 为各指标参数的权重，且 $a+b+c=1$，根据既有研究成果确定，将优势度、分维数的倒数、破碎化指数分别赋权重为 0.2，0.3，0.5[32]，其中评价单元为对应网格。V_i 为不同类型易损度。根据区域内森林的空间分布、景观扰动因素并借鉴既有成果[7,32]，将景观类型赋值进行排序，反映各景观类型的敏感程度。未利用地（裸地）的分值设定为 7，林地和草地的分值设定为 5，建设用地和水域的分值设定为 1。裸地最为敏感，水域最为稳定。在此基础上，根据研究区中各树种的空间分布和扰动因素的影响，将人工草地和各森林类型的分值设定为 5.5～4.7。根据上表各景观类型的排序关系，采用层次分析法计算各类型的特征向量并计算各指标的权重（表 2）。

表 2 景观类型敏感性分级及其权重计算结果

类型	水体	建设用地	栎树林	构树林	香樟林	刺槐林	天目玉兰林	广玉兰林	梧桐林	水杉林	响叶杨林	人工草地	柳树林	裸地
分值	1	1	4.7	4.8	4.9	5	5.1	5.2	5.3	5.4	5.5	5.5	5.5	7
权重	0.015 2	0.015 2	0.071 3	0.072 8	0.074 4	0.075 9	0.077 4	0.078 9	0.080 4	0.081 9	0.083 5	0.083 4	0.083 5	0.106 2

(2) 景观适应度指数(LAI)及其计算。景观脆弱性与景观敏感性和景观系统的适应性密切相关,而景观系统的适应能力与系统自身的结构和功能有关[33]。一般景观系统的多样性越多,结构越复杂且分布越均匀,系统越稳定,抗干扰的适应恢复能力越强,适应度越高,反之亦然。因此,本文选取斑块丰度密度指数PRD、香农多样性指数 SHDI 和香农均匀性指数 SHEI 构建景观适应度指数 LAI:

$$LAI=PRD\cdot SHDI\cdot SHEI \tag{4}$$

2.4　空间自相关分析

为了分析景观系统的脆弱性空间分布特征,揭示其内在的变化驱动机制,本文利用全局莫兰指数分析研究区景观脆弱性的聚集特征,验证大通湿地脆弱性空间相关关系;利用局部莫兰指数分析大通湿地景观脆弱性的空间分布特征和景观类型的相关程度。全局莫兰指数的计算公式为:

$$\text{GlobalMoran's } I=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}W_{ij}(x_i-\bar{x})(x_j-\bar{x})}{s^2\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}W_{ij}} \tag{5}$$

式中:s^2 和 $\bar{x}$ 的计算公式分别为:

$$s^2=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2 \tag{6}$$

$$\bar{x}=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}x_i \tag{7}$$

式中:x_i 表示第 i 地区的观测值;n 为栅格数;W_{ij} 为二进制的邻接空间权重矩阵,表示空间对象的邻接关系。$I=1,2,\cdots,n$;$j=1,2,\cdots,m$;当区域 I 和区域 j 相邻时,W_{ij} 的值为 1;当区域 i 和区域 j 不相邻时,W_{ij} 的值为 0。全局莫兰指数一般在 $-1\sim1$ 之间,小于 0 为负相关,等于 0 为不相关,大于 0 为正相关。

局部莫兰指数是将全局莫兰指数分解到各个空间单元,当局部莫兰指数值为正时,表示该空间单元周围相似值(高值或低值)的空间集聚,负的局部莫兰指数值表示非相似值之间的空间集聚。其公式如下:

$$\text{LocalMoran's } I_i=\left(\frac{x_i-\bar{x}}{m}\right)\sum_{j=1}^{n}w_{ij}(x_i-\bar{x}) \tag{8}$$

其中,m 的计算公式为:

$$m=\frac{\sum_{j=1,ji}^{n}x_j^2}{(n-1)-\bar{x}^2} \tag{9}$$

2.5　热点分析模型

热点分析通过计算数据集中的每一个要素得到高值或低值要素在空间上发生聚类的位置,反映空间数据在一定范围内的高值与低值的集聚效应及其聚集的密集程度。与莫兰指数相比,热点分析不仅能弥补莫兰指数不能准确揭示景观类型的空间独立性的缺失,还能准确揭示景观类型的景观脆弱度的聚集程度和位置。因此本文利用热点分析测度每个单元格的景观类型的脆弱度与周围单元格的景观类型的脆弱度的聚类关系,其计算公式为:

$$G_i^*(d)=\frac{\sum_{j}^{n}W_{ij}(d)X_j}{\sum_{j}^{n}X_j} \tag{10}$$

式中:G 值表示在区域内景观类型 I 在距离为 d 的范围内,与景观类型 j 的相关程度;W_{ij} 为景观类型 i 和 j 之间的空间权重;X_j 为景观类型的景观脆弱度值;n 为景观类型的总数。

3　结果与分析

3.1　景观类型分布

基于监督分类的结果如附图 10 所示,总体精度达到 88.50%,kappa 系数为 0.87,达到并满足进一步景观格局分析的精度要求。在提取的景观信息中,水杉林的提取效果最佳,而响叶杨林的用户精度最低,仅有 50.5%,其主要原因是由光谱造成的部分错分。尽管 WorldView-3 数据具有高空间分辨率的特性,其近红外波段长为 770～1 040 nm,对部分阔叶树林的分类精度存在影响[22]。从上述结果看,大通湿地内景观类型分布类型以乔木、水体和裸地等类型为主,各类型的数量规模相对均衡。其中,水体主要分布于湿地的西北和东部,占区域的面积的8.96%,裸地位于东部边缘地区,占总面积的 17.08%,乔木类型中,香樟规模最大,占总面积的 18.96%,响叶杨林、刺槐林、栎树林等次之,各约占共面积的 10%。从空间分布看,西部的水体、东部的裸地以及水杉分布相对连续,其他景观类型的斑块类型较为破碎,各类型的景观交错分布,形成明显的穿插网络结构。

3.2　景观异质性分析

3.2.1　景观格局分析　尺度的划分关系到定量评价的准确性。根据遥感影像的空间分辨率和地块面积的尺度,采用 5 m 边长的正方形格网作为最小斑块的单位,将分类后的矢量数据与格网进行空间叠加,并将落入对应格网单元的地物类型属性赋予该格网,在消除基于像元分类产生的破碎斑块后,分别计算景观级别和地物类别的每一个采样区的景观指数,并把这个值作为采样区中心点的属性值。使用 Fragstats 4.2 软件计算出大通湿地景观指数(表 3)。

由表 3 可知,大通湿地景观总面积为 26.84 hm^2,其中斑块面积最大的是香樟,占总面积的 18.73%;斑块面积最小是广玉兰,占整个景观面积的 0.1%。从斑块数量来看,栎树的数量最多,斑块数量最少的是广玉兰。香樟的斑块密度最大,广玉兰的斑块密度最小。由于香樟是研究区内价值最高的树种,种植密度

大，林冠郁闭度高，故而在遥感影像上形成了连续图斑。从边界密度来看，栎树、刺槐、香樟等冠层覆盖规模大的乔木植被密度最高。城市湿地景观破碎化程度与外界的扰动程度有关，扰动越大，城市湿地景观的破碎程度也越大，越不利于城市湿地内物种多样性的保护。

3.2.2 景观多样性空间分析 大通湿地景观多样性空间分布如图1所示。结果表明斑块密度的高值区位于林地类型交错分布的西部、中部和东北部地区，这些区域覆盖以林地的乔木为主，不同生态系统团聚程度低，而在水体和裸地分布的区域，其指数数值较低，对外界扰动敏感，大斑块团聚程度较高。从香农多样性指数和景观均匀度指数看，其分布格局与斑块密度丰度类似，即呈现林地交错地区数值高、水体和裸地等均质景观区数值低的格局。

表3 大通湿地景观指数计算结果

种 类	面积/hm^2	边界密度/($m \cdot m^{-2}$)	斑块数量/个	斑块密度/(个$\cdot hm^{-2}$)	组分比例/%
柳树林	2.775 0	219	815.946 3	423.062 6	10.34
栎树林	2.380 0	261	972.429 2	452.682 6	8.87
刺槐林	2.302 5	245	912.816 7	441.691 5	8.58
香樟林	5.027 5	255	950.074 5	779.061 1	18.73
广玉兰林	0.100 0	28	104.321 9	25.335 3	0.37
天目玉兰林	0.487 5	95	353.949 3	111.028 3	1.82
人工草地	0.310 0	42	156.482 9	54.396 4	1.15
梧桐林	0.590 0	147	547.690 0	144.560 4	2.20
构树林	0.815 0	112	417.287 6	162.630 4	3.04
响叶杨林	2.970 0	165	614.754 1	415.983 6	11.07
水杉林	1.030 0	43	160.208 6	140.089 4	3.84
水 体	2.395 0	218	812.220 6	365.126 7	8.92
裸 地	4.615 0	178	663.189 3	469.634 9	17.19
建设用地	1.042 5	130	484.351 7	145.119 2	3.88
合 计	26.840 0	2 138	7 965.723	4 130.402	100

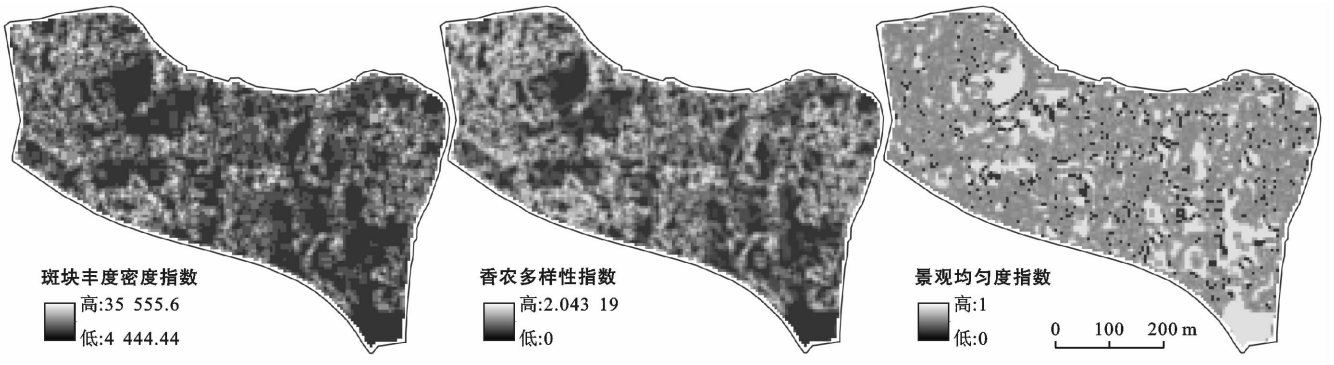


图1 大通湿地景观多样性空间分布

3.3 景观脆弱性分析

3.3.1 景观脆弱度分布特征 根据景观脆弱度的计算模型，获得大通湿地的景观脆弱度如图2所示。结果表明，研究区内的地物脆弱度指数均小于1，为低脆弱度。脆弱度高值主要分布在西北部和东部，而中部则以低值为主。从不同类型的脆弱度差异看，水体脆弱度最低，裸地的脆弱度最高，而林地所包含的不同树种则随着郁闭度、景观结构复杂度的增加而脆弱度减小。

3.3.2 景观格局脆弱度全局空间自相关分析 将大通湿地景观格局脆弱度分布转换为矢量数据，并利用GIS的空间统计工具，基于大通湿地的脆弱度指数，计算空间全局 Moran's I 指数为0.498。计算结果表明景观格局脆弱度存在较显著的空间正相关，景观格局整体破碎程度高，集聚程度低。进一步对大通湿地的景观格局脆弱度进行局部空间关联格局分析(图3)。

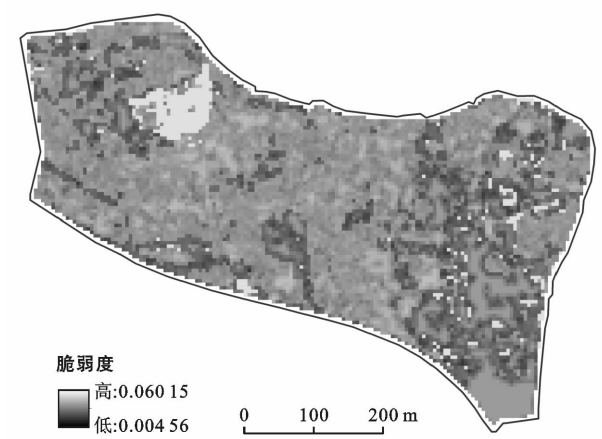


图2 大通湿地景观格局脆弱度分布

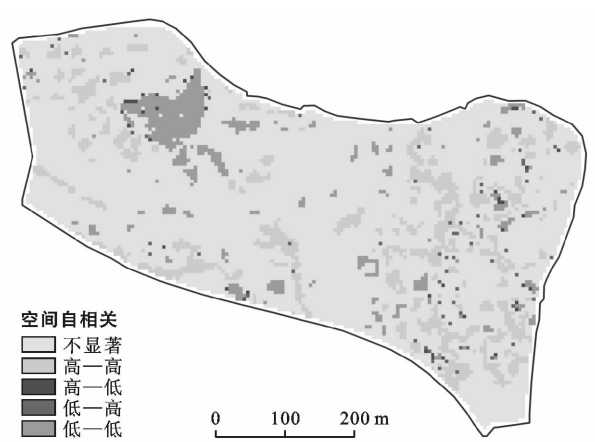


图3 大通湿地景观格局脆弱度局部空间自相关

大通湿地的景观格局脆弱度局部自相关主要是由“高—高”、“低—低”和“不显著”3 个类型组成。“高—高”值的区域主要分布在水体、建设用地、裸地区域。“低—低”值的区域主要零散地分布在西部和东北部,这些地区主要以交错分布的乔木林地为主。进一步利用景观脆弱度指数进行热度分析,分别统计景观脆弱度置信区间为 99%,95%和 90%的聚类显著性,并定义为极显著、显著和较显著,得出大通湿地景观脆弱度的热点分布如图 4 所示。根据统计结果,景观脆弱度高值统计热点区域呈现块状分布格局特征,与景观格局脆弱度局部空间自相关分布特征相似。景观格局脆弱度高值统计热点区域主要分布在大通湿地内西部水体的周边区域、东部的阔叶混交林区域。北部地区由于煤炭开采后采空区塌落,使上覆地层产生移动变形并出现导水裂隙,地表出现沉陷集水区,水体周围植被受到淹水胁迫,景观脆弱度出现热点。研究区的东南部存在大量裸地,其景观具有显著的脆弱性。景观格局脆弱度低值统计冷点区域主要零散分布在大通湿地西部的水杉林、香樟区域。由于该区域景观类型较单一,远离人类活动的区域,景观格局脆弱度的冷点分布呈显著性聚集。

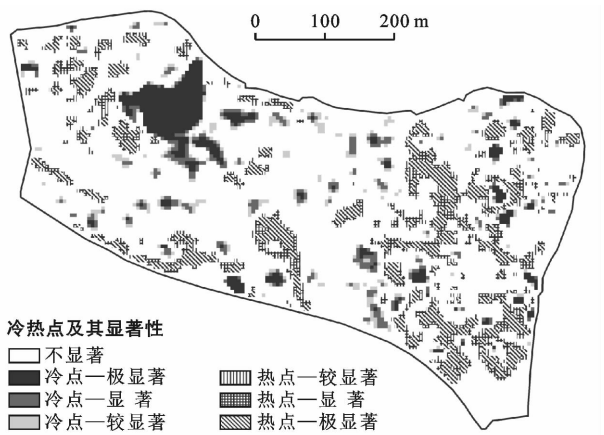


图 4　大通湿地景观格局脆弱度热点与冷点分布及显著性检验

4　结 论

(1) 景观类型分布类型以森林、水体和裸地等类型为主,各类型景观的数量规模相对均衡,其中林地主要由水杉林、响叶杨林、香樟林等 10 类组成。水体、东部的裸地以及水杉分布相对连续,其他景观类型则较为破碎,各类型交错分布,形成明显的“网状结构”。结合实地调查结果表明其形成原因是森林大多为混交林或被其他类型割裂。

(2) 大通湿地以低脆弱度为主,脆弱度高值主要分布在西北部和东部,而中部则以低值为主。水体脆弱度最低,裸地的脆弱度最高。

(3) 大通湿地内景观格局脆弱度存在正的相关现象,空间上主要表现为“高—高”、“低—低”的集聚状态,值区域及脆弱度的热点和冷点分别分布东部裸地和西部水体区域。景观脆弱度与植被覆盖度具有空间一致性,即植被覆盖越高且空间分布的交错性越强,其脆弱性越小。

(4) 针对湿地公园内景观脆弱性较低的地域,应根据其特点而采取不同改造措施。对裸地地区,采取增加植被类型、优化人工旅游通道,减窄道路宽度或采用石板形式铺设人行道路,尽量减少人类活动对中部廊道景观的破坏;对景观生态良好的其他区域,要注重采取保护性措施,提高景观格局的稳定性。

[参 考 文 献]

[1] Cieoge M, Barry G W, Edward A. Wetlands: environmental gradients, boundaries, and buffers [M]. Boca Raton: CRC Press, 1996.

[2] 孙广友,王海霞,于少鹏. 城市湿地研究进展[J]. 地理科学进展,2004,23(5):94-100.

[3] 刘厚田. 湿地的定义和类型划分[J]. 生态学杂志,1995,14(4):73-77.

[4] 王建华,吕宪国. 城市湿地概念和功能及中国城市湿地保护[J]. 生态学杂志,2007,26(4):555-560.

[5] 翟万林,龙江平,乔吉果,等. 长江口滨海湿地景观格局变化及其驱动力分析[J]. 海洋学研究,2010,28(3):17-22.

[6] 周亮进,由文辉. 闽江河口湿地景观格局动态及其驱动力[J]. 华东师范大学学报(自然科学版),2007(6):77-87.

[7] 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[J]. 生态学报,2014,34(2):247-257.

[8] 孙才志,陈富强. 鸭绿江口滨海湿地景观生态健康评价[J]. 湿地科学,2017,15(1):40-46.

[9] 徐燕,孙小银,张大智,等. 1980—2015 年南四湖流域景观格局及其脆弱性[J]. 应用生态学报,2018,29(2):635-642.

[10] Riva-Murray K, Riemann R, Murdoch P, et al. Landscape characteristics affecting streams in urbanizing regions of the Delaware River Basin (New Jersey, New York, and Pennsylvania, US) [J]. Landscape Ecology, 2010, 25(10): 1489-1503.

[11] 张明亮,史同广,王海霞. 近 20 年来开封湿地景观动态与保护对策[J]. 水土保持研究,2007,14(1):198-201.

[12] 郑忠明,李华,周志翔,等. 城市化背景下近 30 年武汉市湿地的景观变化[J]. 生态学杂志,2009,28(8):1619-1623.

[13] 孔春芳,王静,张毅,等. 武汉城市湿地景观格局时空结构演化及驱动机制研究[J]. 中山大学学报(自然版),2012,51(4):119-128.

[14] 张猛,曾永年.长株潭城市群湿地景观时空动态变化及驱动力分析[J].农业工程学报,2018,34(1):241-249.

[15] 汪建文,王季槐,吴纪华.国家城市湿地公园景观格局分析:以贵阳市花溪城市湿地公园为例[J].贵州科学,2013,31(6):80-84.

[16] 杨利,李会敏.西洞庭湖青山湖国家城市湿地公园景观格局变化研究[J].华中师范大学学报(自然科学版),2017,51(5):690-699.

[17] Gitay H, Finlayson C M, Davidson N. A Framework for assessing the vulnerability of wetlands to climate-change [R]. Swizerland Gland: Ramsar Convention Secretariat, 2011.

[18] Ma J. A geospatial methodology for assessing wetland vulnerability under anthropogenic pressures at a watershed scale [D]. Kansas City: University of Missouri, 2006.

[19] Stratford C J, Acreman M G, Rees H G, et al. A vulnerability assessment method for wetlands in the Himalayan Region [R]. Edinburgh: Centre for Ecology and Hydrology, 2008.

[20] Johnson W C, Millett B V, Gilmanov T, et al. Vulnerability of northern prairie wetlands to climate change [J]. BioScience, 2005, 55(10): 863-872.

[21] 买凯乐,张文辉.基于 ALOS 影像的黄土丘陵区典型流域景观空间格局[J].应用生态学报,2011,22(3):741-747.

[22] 杨朝辉,苏群,朱铮宇,等.利用 Landsat 8 遥感影像的苏州市湿地景观健康初步评价[J].湿地科学,2016,14(5):628-634.

[23] 张雨曲.安徽淮南大通煤矿废弃矿区生态修复研究[D].北京:首都师范大学,2009.

[24] 王楠,汪桂生,张震.高分遥感影像下的大通废弃煤矿区生态修复林淹水胁迫灾情信息提取[J].测绘通报,2018(7):13-17,47.

[25] 李国元,胡芬,张重阳,等. WorldView-3 卫星成像模式介绍及数据质量初步评价[J].测绘通报,2015(S1):11-16.

[26] 李团胜,肖笃宁.沈阳市城市景观结构分析[J].地理科学,2005,22(6):717-723.

[27] 贺佳,张莹.陕西省生态环境景观格局脆弱性及空间关联研究[J].环境科学与管理,2017,42(5):146-149.

[28] 姜永华,江洪.基于 RS 与 GIS 的森林景观空间异质性研究:以杭州市余杭区为例[J].中国农学通报,2008,24(6):139-145.

[29] Timmerman P. Vulnerability resilience and collapse of society: A review of models and possible climatic appli-cations [R]. Toronto, Canada: Institute for Environmental Studies, University of Toronto, 1981.

[30] 欧阳志云,王效科.中国生态敏感性及其区域差异规律研究[J].生态学报,2000,20(1):9-12.

[31] 宁静,张树文,王蕾,等.农林交错区景观敏感性分析:以黑龙江省牡丹江地区为例[J].东北林业大学学报,2009,37(1):35-38.

[32] 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[J].生态环境学报,2010,19(3):701-705.

[33] 李克让,曹明奎,吴绍洪.中国自然生态系统对气候变化的脆弱性评估[J].地理研究,2005,24(5):653-663.

(上接第 167 页)

[20] 高标,房骄,李玉波.基于 STIRPAT 模型的区域农业碳排放影响因素分析[J].环境科学与技术,2016,39(10):190-197.

[21] 许清涛,李玉波,杨淑杰.吉林省农业现代化进程中碳排放测算与分解[J].中国农机化学报,2018,39(7):103-109.

[22] 李苒.安徽省农业温室气体排放核算与特征分析[J].河南农业科学,2014,43(12):77-82.

[23] 田云,张俊飚.中国农业生产净碳效应分异研究[J].自然资源学报,2013,28(8):1298-1309.

[24] 杨红娟,徐梦菲.少数民族农户低碳生产行为影响因素分析[J].经济问题,2015(6):90-94.

[25] 金书秦,杜珉,魏珣,等.棉花种植的环境影响及可持续发展建议[J].中国农业科技导报,2011,13(6):110-117.

[26] 黄燕,周买春,陈瑛.中国与巴西农业碳排放动态变化及影响因素分析[J].世界农业,2018(6):116-121.

[27] 胡婉玲,张金鑫,王红玲.中国农业碳排放特征及影响因素研究[J].统计与决策,2020,36(5):56-62.

[28] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2002, 91(1/3):217-232.

[29] 伍芬琳,李琳,张海林,陈阜. 保护性耕作对农田生态系统净碳释放量的影响[J]. 生态学杂志,2007,26(12):2035-2039.

[30] IPCC. 2006 年 IPCC 国家温室气体排放清单指南[R]. 政府间气候变化专门委员会,2006.

[31] 吴胜军, 李涛, 薛怀平,等. 湖北省农作物种植结构区划[J]. 安徽农业科学, 2007, 35(16):4978-4979.

[32] 许庆,尹荣梁,章辉.规模经济、规模报酬与农业适度规模经营:基于我国粮食生产的实证研究[J].经济研究,2011,46(3):59-71,94.