

DOI: 10.5846/stxb201912202744

徐烨, 杨帆, 颜昌宙. 基于景观格局分析的雄安新区湿地生态健康评价. 生态学报, 2020, 40(20): 7132-7142.

Xu Y, Yang F, Yan C Z. Ecological health assessment of urban wetland in Xiong'an based on landscape pattern. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(20): 7132-7142.

基于景观格局分析的雄安新区湿地生态健康评价

徐 烨, 杨 帆*, 颜昌宙

中国科学院城市环境研究所, 城市环境与健康重点实验室, 厦门 361021

摘要:城市湿地是城市生态系统的重要组成部分。近年来,高度的城市化发展使城市湿地原有的自然生态本底和水文特征发生根本性的变化,严重威胁到湿地生态系统的安全。为了维持良好的城市环境质量,如何维持和保护城市湿地的生态健康和可持续发展成为人们关注的热点问题。选择雄安新区(起步区、安新组团和容城组团)为研究对象,借助 ArcGIS 平台对 Landsat 遥感影像进行地类的提取和划分,采用 Fragstats 软件对研究区景观格局进行分析;在此基础上,利用“压力-状态-响应”模型,构建雄安新区湿地生态系统健康评价指标体系,探讨湿地的生态系统健康状况。研究结果表明:研究区耕地和建设用地占地面积大,其完整性、聚合程度和连通性优于其他景观类型;水域、未利用地和林地占地面积小,受人为活动影响,破碎化程度高,连通性比较差。研究区整体景观破碎度、聚合度较高,连通性和均匀度不显著。研究区湿地类型主要为坑塘和沟渠,湿地分布不均匀,呈现南多北少的格局;沟渠占地面积较大,完整性和连通性较好;坑塘连通性较差,破碎化程度、聚合度高于沟渠。研究区湿地生态健康综合指数为 0.262,处于不健康状态,人为活动和气候是影响湿地生态环境的重要因子,急需加强湿地保护和修复工作。本研究结果为雄安新区的可持续发展和保护城市湿地资源提供理论依据。

关键词:雄安;景观格局;PSR 模型;生态健康

Ecological health assessment of urban wetland in Xiong'an based on landscape pattern

XU Ye, YANG Fan*, YAN Changzhou

Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China

Abstract: Urban wetland is an important part of urban ecosystem. In recent years, with the rapid development of urbanization, the original natural ecological background and hydrological characteristics of urban wetland have changed thoroughly, which seriously threatens the ecological security of wetland. In order to maintain high-quality urban environment, increasing concern has been focused on how to protect the ecological health of urban wetland and improve its sustainable development. In this study, the urban district in Xiong'an New Area (including start zone, Anxin group and Rongcheng group) was selected as the research objective. Under the support of ArcGIS platform, remote sensing data of the study area were used to extract landscape information about different land use types, and Fragstat software was used to analyze the landscape pattern characteristics. Based on landscape pattern and the characteristics of the wetlands in study district, the press-state-response (PSR) model was used to evaluate the health state of urban wetland ecosystem by building the index system of wetland ecosystem health. The results showed that the farmland and construction land in research area account for a larger proportion, and their integrity, degree of aggregation and connectivity are better than the other types of landscape. Besides, the water, unused land and woodland account for a smaller proportion. Affected by

基金项目:国家重点研发计划(2018YFC0506904)

收稿日期:2019-12-20; 网络出版日期:2020-08-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fyang@iue.ac.cn

frequent human activities, these types of landscape are characterized with high degree of fragmentation and poor connectivity. In the study area, the overall landscape fragmentation and aggregation degree of the research area are high, but their connectivity and uniformity are not significant. The wetlands in this area are unevenly distributed, showing a pattern of more in the south but less in the north. The wetland types mainly consist of ditches and pit-ponds; however, their characters differ from each other. Compared to pit-ponds, the ditches cover a larger area and show a better connectivity, but their degree of fragmentation and aggregation are lower than that of the pit-ponds. The analyzing results of PSR model showed the comprehensive index of wetland ecological health is 0.262, which means that the wetland system in the research district is in the state of unhealth. Moreover, human activities and climate are the most important factors affecting the wetland ecological environment. Therefore, there is an urgent need to protect and restore wetland system in Xiong'an New Area. Finally, the results of this study provide theoretical basis for the sustainable development of Xiong'an New Area and the protection of wetland resources in urban areas.

Key Words: Xiong'an; landscape pattern; PSR model; ecosystem health

湿地是介于陆地和水体之间的过渡性生态系统,具有独特的水文、土壤、植被和生物特征,是人类重要的生存环境之一^[1-2]。城市湿地作为城市格局中主要的生态景观,具有集蓄水调洪、净化水质、调节区域小气候、保护生物多样性等多重生态功能,在城市发展过程中扮演十分重要的角色^[3-4]。随着城市化的持续推进,城市湿地的功能和效益逐步被忽略,湿地资源不断被破坏,引发了水体污染、洪灾隐患、环境恶化等生态问题,严重阻碍了城市的可持续发展^[5-6]。在此背景下,如何维持和保护湿地的生态健康和可持续发展不仅成为世界关注的热点问题,还被提升到国家战略高度,以推进区域生态的可持续发展^[7]。

雄安新区是 2017 年设立的国家级新区,地处北京、天津和河北保定三市的腹地,新区规划范围包括雄县、容城、安新三县行政辖区(含白洋淀水域),任丘市鄭州镇、苟各庄镇、七间房乡和高阳县龙化乡;雄安新区的设立对疏解北京的非首都功能、优化京津冀地区的城市结构和布局具有深远的影响^[8-9]。在“五位一体”的总布局下,建设雄安绿色生态宜居新城区既是生态文明建设的根本要求,也是推进雄安新区可持续健康发展的必然选择。湿地作为城市重要的生态基础设施,在促进城市可持续发展方面有着其他自然生态系统不可替代的重要功能^[10]。在此背景下,探究雄安新区湿地景观格局和生态健康,对建设雄安绿色生态宜居新城区具有重要的意义。

目前,围绕雄安湿地生态系统展开的研究主要集中在白洋淀区域,研究内容主要涉及白洋淀湿地的景观动态变化及驱动机制、水文水资源的变化规律、水生态的现状与治理、生态现状辨析及生态修复措施等^[8,11-17],而对城区范围内的湿地研究较少。湿地是调节全球生态环境的“地球之肾”,坑塘则可看作保持生态能量循环基础的“肾细胞”^[18-19]。因此,基于文献调研和实地考察,本文拟以雄安城区湿地(坑塘和沟渠)为研究对象,基于景观格局和雄安城区湿地的特点,以“压力-状态-响应”框架和景观格局指数为基础,构建区域湿地生态系统健康评价指标体系,探究雄安城区湿地景观格局及生态健康状态,旨在为决策者在雄安绿色宜居新城区的开发建设和管理中提供行之有效的空间指引,从而促进新区建设过程中湿地生态健康和可持续发展。

1 研究区概况

本研究选取雄安城区(图 1)为研究对象,研究区域包括起步区、外围的安新组团和容城组团($115^{\circ}46' - 116^{\circ}2' E, 38^{\circ}54' - 39^{\circ}5' N$)。研究区紧邻白洋淀,总面积达 302.69 km^2 ,区域内地形开阔,地势较为平坦,土壤肥沃,植被覆盖率较低,土地利用类型以耕地为主,主要栽种农作物为小麦和玉米。研究区属于暖温带大陆性季风气候,四季分明,年均气温 $12.1^{\circ}C$,年均降雨量 560 mm ,降雨集中在 7、8 月。

本研究于 2019 年 6 月和 9 月对雄安启动区、容城组团、安新组团湿地系统开展了野外考察与调研。考察

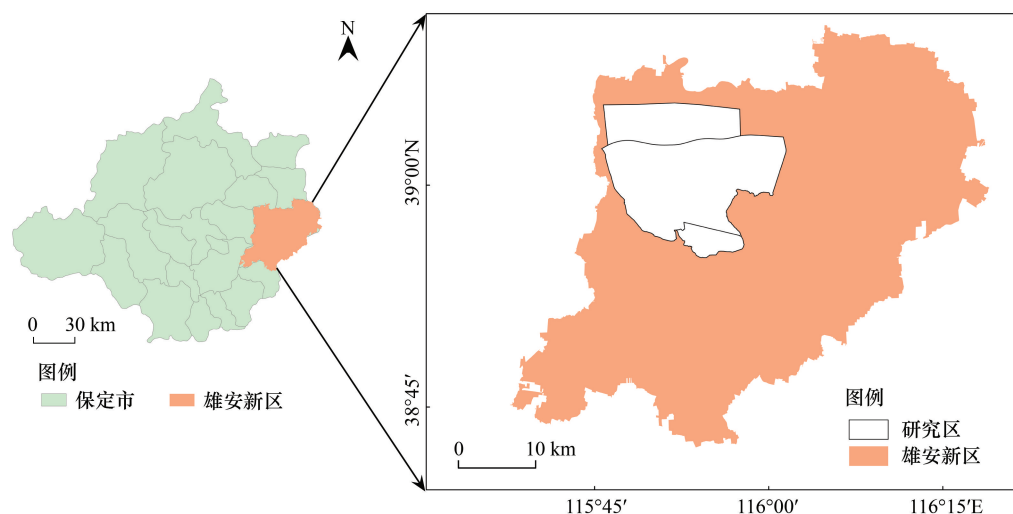


图1 研究区地理位置图

Fig.1 The location of study area

范围覆盖了安新县与容城县行政区域内 7 个镇 94 个村,获得的资料和信息主要包括城区湿地的经纬度、所属湿地类型、连通性、利用情况、水质和水生植物等。研究区湿地均为人工湿地,主要有坑塘和沟渠两种类型。坑塘是指人工开挖或天然形成的储水洼地,包括养殖、种植塘及湖泊、河渠形成的支汊水体^[18]。依据国家林业局发布的《全国湿地资源调查技术规程(试行)》,坑塘面积达不到库塘的规格,但考虑到其在涵养水源、蓄洪防旱、保持生物多样性、补充地下水、控制土壤侵蚀等方面的重要功能,许多学者也将坑塘划分为湿地一类^[20-21]。本研究参考国内外现有的湿地分类体系^[22-23],将雄安城区水深不超过 6 米的坑塘纳入研究范围。

2 研究方法与数据来源

2.1 空间数据预处理和景观类型分类

本研究的主要数据源是中国科学院遥感与数字地球研究所网站所提供的 2019 年卫星遥感影像 (Landsat),分辨率为 30 m。研究过程中利用 ENVI 5.3 软件对获取的影像依次进行校正、波段合成、信息加强、影像裁剪等影像预处理。借助 ArcGIS 10.3 软件,运用精度较高的目视解译分类法,提取不同地类的地物信息,建立不同的解译标识,进行影像分类。

参考《土地资源现状分类》(GB/T 21010—2017),结合野外实地调查和研究主题需要,将研究区划分为 5 种景观类型,即:水域(坑塘和沟渠)、建设用地(住宅区、商服用地和公共设施用地)、林地、耕地(旱地和水浇地)和未利用地(裸地和空闲地),得到研究区 2019 年土地利用类型图(图 2)。实地调查发现,草地多和林地混合分布,影像上难以区分,且在面积较小,因此在解译过程中将其统一划分为林地。

2.2 景观格局指数的选取

将解译的遥感影像分类图进行栅格化处理,转化为 GRID 格式,利用 Fragstats 4.2 软件从不同层面上进行景观格局指数的计算。可用于景观格局分析的指标种类较多,但许多指标缺乏对研究对象的代表性,且在进

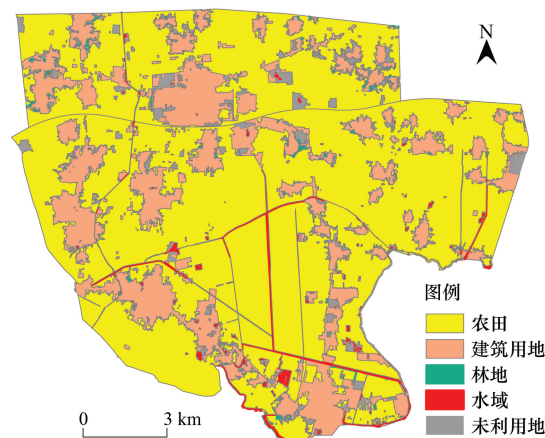


图2 研究区土地利用类型分布图

Fig.2 Distribution of land use type in study area

行景观空间特征分析时会相互干扰,对分析结果造成一定的误差^[24]。因此在参考其他学者对雄安新区景观格局的相关研究^[25-27],结合本文的研究目标,在不同层次上选取对应的特征指标,进行雄安城区湿地景观格局分析。

2.3 评价指标体系的建立

目前对于湿地生态系统健康的评价还没有一套较为成熟的标准^[28]。本研究综合考虑了雄安城区湿地的生态、经济和社会要素,借鉴前人关于湿地生态系统健康的研究^[29-32],运用 PSR 模型,从压力、状态、响应 3 个方面筛选出 11 个指标构建雄安城区湿地生态系统健康评价体系(表 1)。

压力指标:湿地生态健康的压力主要来源于系统自身和外界人为干扰。经过实地调查,雄安城区湿地生态健康主要受到人类活动的强烈影响,如城市化建设、污水排放、大规模农耕等,进而严重威胁湿地生态健康。另外,研究区湿地生态健康还受到气候因子的影响。因此,选取开发系数、人口密度、降雨和气温 4 个指标来反映研究区湿地所面临的压力。具体计算如下:

$$\text{开发系数} = \text{城镇面积} / \text{研究区总面积} \quad (1)$$

其中城镇面积来源于 ArcGIS 的面积统计计算。

$$\text{人口密度} = \text{研究区人口数} / \text{研究区总面积} \quad (2)$$

其中人口数据来自于 2018 年保定市统计年鉴,主要包括容城县和安新县的总人口。

气象数据来源于研究区周边的气象站(容城、徐水、安新、雄县),包括 2018 年降雨及气温的月平均数据和年平均数据。

状态指标:状态指标可以反映出自然环境的现状和生态系统的状况,包括环境及生态系统的结构、功能、弹性、活力等^[33]。本文选取了景观多样性指数、平均斑块面积、均匀度指数、水文调节指数、植被覆盖率、水体污染 6 个指标。其中景观多样性指数(Landscape Diversity Index, LDI)、平均斑块面积(Mean Patch Size, MPS)和均匀度指数(Shannon's Evenness Index, SHEI)通过 Fragstats 4.2 软件求得,具体计算公式如下:

$$LDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \times \log_2 P_i) \quad (3)$$

式中, P_i 表示第 i 类景观类型所占面积比例; m 为景观类型数目。

$$MPS = \frac{S_i}{N_i} \quad (4)$$

式中, S_i 表示第 i 类景观类型的总面积; N_i 为第 i 类景观类型的斑块数目。

$$SHEI = \frac{\sum_{i=1}^m (P_i \times \log_2 P_i)}{\log_2 m} \quad (5)$$

式中, P_i 表示第 i 类景观类型所占面积比例; m 为景观类型数目。

$$\text{水文调节指数} = (\text{坑塘面积} + \text{沟渠面积}) / \text{研究区总面积} \quad (6)$$

式中,坑塘和沟渠面积来源于 ArcGIS 的面积统计计算。

$$\text{植被覆盖率} = \text{林地面积} / \text{研究区总面积} \quad (7)$$

式中,林地面积来源于 ArcGIS 的面积统计计算。

水体污染指数:本研究采集研究区各湿地的水样,于中国科学院城市环境研究所城市环境与健康重点实

表 1 雄安城区湿地生态系统健康评价指标体系

Table 1 The ecological health assessment index system of urban wetland in Xiong'an

目标层 O Objective layer O	原则层 P Principle layer P	指标层 Q Quota layer Q
湿地生态系 统健康评价 Ecological health assessment of wetland	压力 P1 状态 P2 响应 P3	开发系数 Q11 人口密度 Q12 降雨 Q13 气温 Q14 景观多样性 Q21 平均斑块面积 Q22 水文调节指数 Q23 均匀度 Q24 水体污染 Q25 植被覆盖率 Q26 斑块破碎化指数 Q31

实验室进行了检测与分析,主要检测指标有氮磷营养盐、金属阳离子等,综合分析本研究将总氮浓度作为城区湿地污染指数。

响应指标:响应指标是指生态系统在人类活动影响下的自身反应,本文选取了斑块破碎化指数(Fragmentation Index of Patch, FN)作为响应指标,该指标通过 Fragstats 4.2 软件求得,计算公式如下:

$$FN = \frac{\sum N_i}{\sum A_i} \quad (8)$$

式中, $\sum N_i$ 为研究区景观斑块总数或某景观要素斑块类型的斑块总数; $\sum A_i$ 为研究区总面积或某景观斑块类型的面积。

2.4 单因子评价

对生态系统健康进行评价时,由于研究对象和评价尺度的不同,涉及多种不同类型、不同数量级、不同量纲的指标,不利于统一分析和评价。为消除量纲等差异带来的影响,需要对所有评价指标进行标准化处理,使其统一转化为无量纲的数值,从而完成数据间的计算。参照张猛^[34]在洞庭湖湿地生态系统健康评价中对模型参数的处理,本文采用极差法对数据进行标准化处理,把评价指标的数值标准化到 0 和 1 之间^[34]。

$$P = \frac{R_{\max} - R}{R_{\max} - R_{\min}} \quad (9)$$

$$P = \frac{R - R_{\min}}{R_{\max} - R_{\min}} \quad (10)$$

当单项指标量值增加方向与生态健康增加方向相同时采用公式(9)进行评价,反之采用公式(10)进行评价。

2.5 指标权重的确立

层次分析法(Analytic Hierarchy Process, AHP)是一种将复杂系统的思维过程通过层次化、数量化的方法进行简单化,定量分析指标权重的方法。本文运用 yaahp 层次分析软件,根据各指标对湿地生态系统健康影响程度的差异构建判决矩阵,最终确立湿地生态系统健康评价体系指标层和准则层的权重^[7, 29-31]。

层次分析法是一个较为成熟的给指标权重赋值的方法,大量研究用其来确定指标的权重^[30, 34],其主要步骤如下:

首先,将评价因子分类组合,构成一种包含目标层(Objective Layer, O)、准则层(Principle Layer, P)和指标层(Quota Layer, Q)在内的层次结构模型。其次,将同一层级下元素的重要程度进行两两比较分析,构建判决矩阵。矩阵形式如下:

$$P_k = (Q_{ij})_{n \times n} = \begin{bmatrix} Q_{11} & \cdots & Q_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ Q_{n1} & \cdots & Q_{nn} \end{bmatrix} \quad (11)$$

最后,构建的矩阵还需检验矩阵一致性 CR,若 $CR < 0.1$,表示判决矩阵满足一致性,否则需要调整判决矩阵初始取值^[33]。其中:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (12)$$

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (13)$$

式中, RI 为随机一致比例; $\lambda_{\max}$ 为判断矩阵的最大特征根; n 为矩阵阶数; CI 为一致性指标。

2.6 湿地生态系统健康指数计算

根据上述计算所得到的各指标的权重和单项指标评价值,通过加权求和综合评价湿地生态系统健康,其表达式为:

$$E = \sum_{i=1}^n S_i A_i \tag{14}$$

式中, E 为研究区湿地的生态系统健康指数,其值越大表示湿地生态系统越健康。 n 为指标个数, S_i 为单项指标评价价值, A_i 为指标对应的权重。

2.7 评价标准

参考前人有关湿地健康评断标准的研究内容^[27,35-37],并结合研究区的实际特征,本文建立了雄安城区湿地生态系统健康评定等级标准(表 2)。采用连续的实数区间 [0,1] 表示湿地生态系统健康等级,其值越接近 1,表示湿地生态系统健康状态越佳,反之湿地生态健康状态越差。将湿地生态健康分为 5 级,作为评定研究区湿地生态健康的判断依据。对照标准和计算所得的综合评价指数即可得到湿地生态健康的评价结果。

表 2 湿地生态系统健康等级标准

Table 2 Classification criterion of wetland ecosystem health		
健康等级 Health level	健康综合指数 Health composite index	健康状态描述 Health status
很健康 Very health	1.0—0.8	湿地生态系统结构完整,功能稳定,生态恢复能力强,各项指标良好,受到外部干扰极小,没有污染。
健康 Health	0.8—0.6	湿地生态系统结构较为完善,功能较稳定,生态恢复能力较强,略受到外部干扰,基本没有污染。
亚健康 Sub-health	0.6—0.4	湿地生态系统结构发生一定程度的改变,功能基本可以发挥,系统基本维持动态平衡,受到一定程度的外部干扰,有一定的污染。
不健康 Not health	0.4—0.2	湿地生态系统结构发生较大程度的改变,功能开始恶化,系统动态平衡受到威胁,部分干扰超出系统的承受能力,污染严重。
病态 Abnormal state	0.2—0	湿地生态系统结构破坏,功能严重退化或丧失,系统动态平衡被破坏,各类外部干扰超出系统自身的承载能力,污染极为严重。

3 结果与分析

3.1 类型水平上景观格局特征

为了直观有效地反映研究区景观的总体结构特征,并对不同类型景观的分布规律加以剖析,表 3 列出了研究区不同景观类型的基础信息。

表 3 不同斑块类型基本特征

Table 3 Basic characteristics of different patch types				
土地利用类型 Land use types	CA	PLAND	LPI	NP
建设用地 Construction land	6809.76	22.57	3.114	311
林地 Woodland	215.19	0.71	0.035	142
未利用地 Unused land	1126.62	3.73	0.174	313
耕地 Farmland	21567.78	71.49	66.101	17
水域 Water	449.37	1.49	0.079	294

CA, 斑块面积 Total Class Area; PLAND, 斑块面积百分比 Percentage of landscape; LPI, 最大斑块指数 Largest Patch Index; NP, 斑块数量 Number of Patch

斑块面积(Total Class Area, CA)指数和斑块面积百分比(Percantage of landscape, PLAND)均是表征景观中不同斑块类型组成的指标,斑块百分比还是确定区域中景观优势度的重要依据。根据表 3,我们不难发现研究区的主要景观是耕地和建设用地,是优势的土地利用类型。研究区耕地面积最大,面积占比达 71.49%;其次是建设用地,面积占比 22.57%;林地(0.71%)、未利用地(3.73%)和水域(1.49%)面积较小,面积占比均未超过 5%。最大斑块指数(Largest Patch Index, LPI)是指某种斑块类型的最大斑块占景观总面积的百分比,也是优势度的一种度量方法^[16]。各景观类型的最大斑块面积(LPI)的数值大小顺序与斑块面积百分比一致,即:耕地>建设用地>未利用地>水域>林地。斑块数量(Number of Patch, NP)分析结果表明研究区中建设用

地的斑块数量为 311 个,林地为 142 个,未利用地为 313 个,耕地为 17 个,水域为 294 个。结合 CA、PLAND 和 LPI 这三项指标,我们不难发现研究区中耕地和建设用地在环境中占主导地位,且耕地在保持研究区斑块整体性方面发挥主要的作用,建设用地起到了一定的辅助作用。

为了进一步分析研究区湿地景观的分布特征,本研究选取了斑块密度(Patch Density, PD)、平均斑块面积(Mean Patch Size, MPS)、聚合度(Aggregation Index, AI)和景观形状指数(Landscape Shape Index, LSI)这 4 个具有一定代表性,且独立性较好的景观格局指标进行计算分析^[34]。这些指标可以直观表征研究区的破碎化程度,很好地反映人类活动对景观格局的干扰。

斑块密度可以反映景观破碎化程度,PD 值越大,景观的破碎化程度越高。从表 4 中可以看出,水域、未利用地、建设用地、林地和耕地的 PD 值分别为 0.975、1.031、0.666、0.471 和 0.056。耕地的斑块密度最小,破碎化程度最低;未利用地的 PD 值最大,破碎化程度最高。通过 LPI 和 NP 值进一步验证,耕地的破碎度最低,集聚性最高,未利用地和水域的破碎度相对处于较高程度。平均斑块面积在一定程度上揭示了景观的破碎化程度,MPS 值越大,景观的破碎度越低^[11,34]。5 种斑块的 MPS 值从大到小依次为耕地>建设用地>未利用地>水域>林地,表明了耕地的低破碎度以及其他斑块类型对应的破碎度。聚合度指数(AI)是根据同种斑块类型的公共边界长度来表征同种斑块的聚合程度,值越大反映同一斑块类型的聚集程度越高,破碎度越低^[27]。表 4 说明了耕地和建设用地较高的聚合度,林地和未利用地的聚合度相对较低。结合 MPS 和 AI 分析,建设用地的破碎度高于耕地,聚合度小于耕地;未利用地、水域和林地主要呈现小斑块分布,破碎化程度高,聚合度低。景观形状指数(LSI)是反映斑块形状特征的指标,其值越大,表示该景观类型形状越复杂,景观的异质性越大。表 4 结果显示未利用地的 LSI 指数相对较高,其次为水域和建设用地,耕地和林地的 LSI 指数相对较低,说明耕地、林地的景观斑块形状较为规则,异质性更小,相对来说破碎度更低。

表 4 不同斑块类型破碎度指数
Table 4 Fragmentation index of different patch types

土地利用类型 Land use types	PD	MPS	AI	LSI
建设用地 Construction land	0.666	33.879	93.256	19.456
林地 Woodland	0.471	1.515	73.100	13.857
未利用地 Unused land	1.031	3.623	82.045	20.888
耕地 Farmland	0.056	1268.693	97.565	12.886
水域 Water	0.975	1.529	73.659	19.261

PD, 斑块密度 Patch Density; MPS, 平均斑块面积 Mean Patch Size; AI, 聚合度 Aggregation Index; LSI, 景观形状指数 Landscape Shape Index

连通性对景观的生态过程有重要的影响,是另一种反映景观分布特征的指标。本文采用平均邻近指数(Mean Proximity Index, PROXIM_MN)、最小邻近距离(Mean Euclidean Nearest-Neighbor Index, ENN_MN)和连接度指数(Connectivity Index, CONNECT)来反映景观的连通性。最小邻近距离(ENN_MN)用来度量同类型斑块间的最大距离。平均邻近指数(PROXIM_MN)反映了同类型斑块之间的邻近程度,其值越小,表示景观的连接性越差。耕地在最小邻近距离和平均邻近指数都具有最值,说明耕地有着最佳的连通状态。表 5 可见,耕地、林地、建设用地、未利用地和水域的 CONNECT 值分别为 13.791、1.458、1.503、0.807 和 0.792。五种土地利用方式中,耕地的连接度遥遥领先,说明耕地在研究区内连接程度最高,且斑块被分割得很少,呈集中连片分布,是核心优势景观。水域在平均邻近指数和连接度指数上具有最小值,最小邻近距离仅次于林地;林地的最小邻近距离最大,平均邻近指数略大于水域。结合土地利用类型分布图看,林地和水域景观分布破碎且连接度较差。建设用地斑块面积较大,但被道路、耕地等分隔,产生破碎化,连接度处于中等状态。

3.2 景观水平上景观格局特征

由表 3、表 4 和表 5 可知研究区不同景观类型的面积、破碎度及连接度等状况,为了在整体水平上对研究区景观格局进行更全面和更准确的解析,本研究取了斑块密度(PD)、聚合度指数(AI)、香农多样性指数(Shannon's Diversity Index, SHDI)、均匀度指数(SHEI)和蔓延度指数(Contagion Index, CONTAG)对研究区整

体景观格局进行剖析。

表 5 不同斑块类型连通性指数
Table 5 Connectivity index of different patch types

土地利用类型 Land use types	ENN_MN	PROXIM_MN	CONNECT	土地利用类型 Land use types	ENN_MN	PROXIM_MN	CONNECT
建设用地 Construction land	170.339	0.690	1.503	耕地 Farmland	117.616	0.690	13.971
林地 Woodland	357.459	0.594	1.458	水域 Water	311.133	0.588	0.792
未利用地 Unused land	245.892	0.649	0.807				

ENN_MN,最小邻近距离 Mean Euclidean Nearest-Neighbor Index; PROXIM_MN,平均邻近指数 Mean Proximity Index; CONNECT,连接度 Connectivity Index

聚合度指数和蔓延度指数均是表征景观构型的指数,AI 反映斑块的聚集程度,CONTAG 则描述斑块的团聚程度或延展趋势,二者的取值范围均在 0 到 100 之间^[27]。表 6 显示,研究区 AI 值为 95.482,CONTAG 值达 68.767,这表明研究区景观聚合度比较高,景观连接度处于中等水平。SHEI 是反映景观中优势斑块及其分布状态的指标,取值范围为 0-1。SHEI 值越接近于 1,说明景观中没有明显优势斑块,且各斑块均匀分布^[38]。研究区 SHEI 值为 0.495,表明景观中存在优势斑块类型。研究区景观以耕地为主,景观破碎度较高,连通性并不显著。吕金霞等^[27]对雄安新区的景观格局进行了研究,分析结果表明 2015 年雄安新区的 PD 值、SHDI 值和 AI 值分别为 0.59、0.6 和 96.75。由表 6 可知,研究区 PD 值为 3.199,SHDI 值为 0.797,显著高于 2015 年雄安新区的斑块密度和多样性指数,这说明与 2015 年相比,研究区斑块密度增加,多样性增加,表明研究区景观破碎度增加,景观异质性增加,各斑块类型在景观中呈现均衡化的趋势。

表 6 研究区景观格局特征指数
Table 6 Landscape pattern characteristics index of the study area

PD	AI	CONTAG	SHDI	SHEI
3.199	95.482	68.767	0.797	0.495

CONTAG: 蔓延度 Contagion Index; SHDI: 香农多样性指数 Shannon's Diversity Index; SHEI: 香农均匀度指数 Shannon's Evenness Index

3.3 湿地空间结构分析

已有研究表明坑塘和沟渠在节水、防洪和生态效益上具有重大的意义,并呼吁在今后的城市发展建设中将坑塘和沟渠纳入完善的管理体系中,使之因地制宜发挥其功能^[19,39]。因此,对雄安城区坑塘和沟渠进行空间结构分析,有助于深入剖析城区湿地的生态现状。

GIS 分析结果表明研究区湿地总面积 3.65 km²,主要有沟渠和坑塘两种类型,其中沟渠 2.30 km²,坑塘 1.35 km²。根据野外调研,沟渠均为人工挖掘,根据其功能分为道路排水渠、污水厂排污渠和耕地灌溉沟渠。沟渠系统在研究区呈现网状结构,沿道路、耕地分布。研究区坑塘共计 135 个,坑塘主要因农村建房、采集砖坯、灌溉等人工开挖而成,紧邻村镇分布。

由图 3 可知,研究区湿地分布极不均匀。南部邻近白洋淀区域湿地分布多,北部内陆地区分布较少,这可能与区域的高程和地下水位有关^[15]。华北平原干旱少雨,地下水资源是该区域生产、生活用水的主要来源,地下水超负荷开采导致其水位显著下降^[40],部分坑塘和沟渠出现季节性干涸现象,尤其是研究区北部,这一现

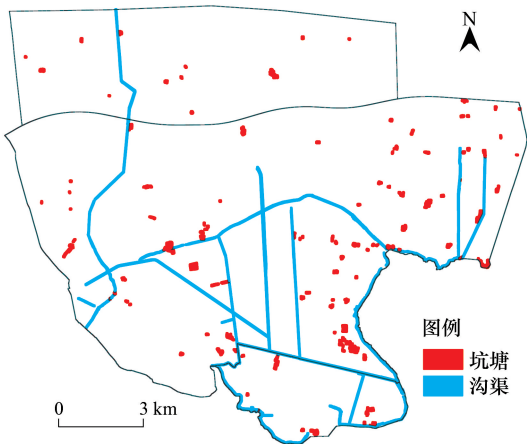


图 3 研究区湿地分布图
Fig.3 Distribution of wetland in study area

象尤为普遍。此外,白军红等^[41]研究也表明白洋淀上游经济的快速发展、水利设施的建设加之大面积开垦耕作,改变了水资源的时空分布,造成上游径流量减少。

通过图 3 只能宏观地描述湿地的分布状况,为此本研究借助景观格局指数进一步详细分析湿地的空间结构。根据表 7 可知,沟渠的 PLAND 值为 63.046,坑塘为 36.954,且沟渠的 LPI 值也大于坑塘,表明沟渠在研究区湿地景观中占据优势。从斑块密度看,沟渠的 PD 值为 102.307,远大于坑塘(37.028),说明沟渠的完整性要明显优于坑塘。根据现场勘查和遥感影像可知,沟渠间多有连接,形成一个较完整的沟渠网络体系;坑塘多独立分布,这与景观格局的分析结果一致。从聚合度指数看,坑塘和沟渠的 AI 值分别为 66.804、38.893,AI 的取值范围在 0 到 100 之间^[27],表明坑塘的聚集程度显著高于沟渠。沟渠的聚集程度低,在研究区中分布间隔较大;坑塘受村镇分布的影响,分布较为密集。

表 7 不同湿地类型景观格局特征指数
Table 7 Landscape pattern characteristics index of different wetland types

湿地类型 Wetland types	PLAND	PD	LPI	AI
沟渠 Ditch	63.046	102.307	8.886	38.893
坑塘 Pit-pond	36.954	37.028	2.913	66.804

3.4 湿地生态系统健康综合评价

本研究运用“压力-状态-响应”模型对雄安城区湿地生态系统健康状况进行综合评价,得出湿地的生态系统健康指数为 0.262(表 8),根据雄安城区湿地健康评价等级标准可知,当前研究区湿地生态系统处于不健康状态。

如表 8 所示,研究区湿地生态环境面临的主要压力为人为因素(开发系数、人口密度)和自然因素(降雨、气温),其中人为因素对湿地生态系统造成的威胁较大。Song 等^[41]也在其研究中指出,白洋淀上游受到强烈的人为活动作用,水位下降,甚至部分池塘等干枯、消失。近 30 年来,雄安新区人口持续增长,社会经济快速发展,城镇化建设不断推进^[27]。伴随人口的增加,人们对水资源的需求也在不断增长,地下水过度开采,地下水补给能力减弱,影响湿地的蓄水量,湿地面积萎缩^[41-43]。居民地面积扩张和耕地开垦等不合理的土地开发改变了原有的下垫面条件,如水土保持措施、植被覆盖、地表供水能力等^[44],致使湿地防洪调蓄、净化水质、维持生物多样性等生态功能发生不同程度的弱化^[39]。湿地周边污染源增加,且缺乏一定的防护管理措施,水质恶化,进而影响湿地的生态环境^[45]。

表 8 湿地生态系统健康综合评价结果
Table 8 Comprehensive evaluation of wetland ecological health

评价准则 Evaluation criteria	评价指标 Evaluation index	指标值 Index value	单项权重 Weight	综合评价价值 Comprehensive evaluation value
压力 Press 0.665	开发系数/%	0.226	0.263	0.262
	人口密度/(人/km ²)	713.157	0.263	
	降雨/mm	42.500	0.081	
	气温/℃	12.900	0.057	
状态 State 0.231	景观多样性	0.797	0.015	
	平均斑块面积/hm ²	31.263	0.012	
	水文调节指数/%	0.012	0.089	
	均匀度	0.495	0.021	
	水体污染/(mg/L)	5.566	0.056	
	植被覆盖率/%	0.007	0.039	
响应 Response 0.104	斑块破碎化指数	0.032	0.104	

频繁的人为干扰不是影响研究区湿地生态健康的唯一原因,气候因子在其中也占有相当比重。研究区湿地属于半干旱型湿地,湿地景观对水位的依赖性很强^[16]。凤蔚等^[40]通过分析雄安新区长时间的水位、降雨和北太平洋指数的周期性变化,证实了雄安新区地下水位动态变化与区域降雨呈现较强的相关性。降雨是研究区水体主要的补给方式,对湿地生态环境有着制约作用^[25]。1990年以来,华北地区气候趋向于暖干,降雨量持续减少,径流量急剧减少,地下水位明显下降^[11,14]。地下水位的下降,对植被、土壤等产生一系列影响,从而改变原有的生态环境状态,使得湿地面积萎缩,地表景观格局发生变化^[45]。虽然有研究表明气温与白洋淀区域水位的相关性不显著^[43],但湿地小环境气温的升高会增加蒸发量,对湿地景观格局造成一定的影响^[16,46]。

从状态系统看,制约湿地生态健康的主要因素有水文调节指数、植被覆盖率和水体污染。研究区景观异质性增加,斑块破碎化现象严重;植被覆盖率低,生物多样性降低,水体受污染程度严重,湿地生态系统健康面临威胁。从响应系统看,研究区整体的破碎化程度较高,尤其是坑塘和沟渠之间连通性较差,无法发挥其调控水源、防洪调蓄、净化水质等功能,湿地资源遭到严重破坏,湿地当前的保护和管理水平较低。

从以上评价结果可知,目前雄安城区湿地生态系统健康状况不容乐观。因此,需要降低雄安城区湿地生态健康的压力和威胁,采取对应的措施使其向有利于稳定的方向发展。结合景观格局分析和生态健康评价结果,提出以下建议:(1)贯通坑塘、沟渠及河流,增加景观连通性,优化水资源配置,充分发挥其在经济、生态和景观上的重大价值;(2)改变农业种植结构,改变农业灌溉方式,提高水资源利用率,减少水资源的过度开采;(3)限制周边企业生产、农业生产活动、人类生活等源头污染物的排放,利用湿地植被构建湿地污水处理系统,提高湿地自身的水质净化功能;(4)增大湿地植被覆盖面积,调整景观构型,增强景观格局的异质性和稳定性。

4 结论

作为继深圳经济特区和上海浦东新区之后设立的雄安新区,具有承载优化京津冀城市布局、疏解北京非首都功能等重任。在此背景下,本文以雄安城区(起步区、容城组团和安新组团)为研究对象,基于景观格局和雄安城区湿地的特点,以“压力-状态-响应”模型为主线,探讨雄安城区湿地的生态系统健康和景观格局特征,给未来的城市发展建设和湿地生态恢复提供正确的指引。研究结果如下:

(1)耕地和建设用地是研究区的优势景观,受人类活动的影响,二者斑块形状较规则。耕地完整性最高,连接度最好;其次为建设用地。水域、未利用地和林地占地面积较小,破碎化程度高,连接度较差;水域和未利用地的聚合度比林地低。研究区整体聚合度较高,非优势景观破碎度较高,连通性和均匀度不显著。

(2)沟渠为研究区主要湿地类型,湿地分布集中在南部淀区旁,北部内陆区分布较少。沟渠在区域中优势度高,整体性和连通性都优于坑塘,但聚集度低;坑塘破碎度高,连通性差,但分布较沟渠密集。

(3)本文通过综合评价计算出研究区湿地生态系统健康指数为0.262。受频繁的人为活动和多变的气候影响,湿地生态系统处于不健康状态。湿地植被覆盖率低,水体污染严重,连通性较差,景观破碎化严重,生态功能退化。未来需加强管理和保护工作,减少湿地生态系统健康的压力和生态威胁,推进湿地生态可持续发展。

参考文献(References):

- [1] Kayastha N, Thomas V, Galbraith J, Banskota A. Monitoring wetland change using inter-annual landsat time-series data. *Wetlands*, 2012, 32(6): 1149-1162.
- [2] Lin W P, Li Y, Xu D, Zeng Y. Changes in landscape pattern of wetland around Hangzhou bay. *ISPRS Annals of Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Science*. 2018, IV-3: 153-159.
- [3] 王建华, 吕宪国. 城市湿地概念和功能及中国城市湿地保护. *生态学杂志*, 2007, 26(4): 555-560.
- [4] 宋艳曦, 余世孝, 李楠, 李勇. 深圳快速城市化过程中的景观类型转化动态. *应用生态学报*, 2007, 18(4): 788-794.

- [5] 刘红玉, 李玉凤, 曹晓, 郝敬峰, 胡俊纳, 郑因. 我国湿地景观研究现状、存在的问题与发展方向. 地理学报, 2009, 64(11): 1394-1401.
- [6] Wang C H, Hou Y L, Xue Y J. Water resources carrying capacity of wetlands in Beijing: analysis of policy optimization for urban wetland water resources management. Journal of Cleaner Production, 2017, 161: 1180-1191.
- [7] 王荣军, 谢余初, 张影, 潘峰, 王颖, 巩杰. 基于 PSR 模型的旱区城市湿地生态安全评估. 生态科学, 2015, 34(3): 133-138.
- [8] 王树强, 徐娜. 雄安新区生态环境承载力综合评价. 经济与管理研究, 2017, 38(11): 31-38.
- [9] 徐涵秋, 施婷婷, 王美雅, 林中立. 雄安新区地表覆盖变化及其新区规划的生态响应预测. 生态学报, 2017, 37(19): 6289-6301.
- [10] 潮洛蒙, 李小凌, 俞孔坚. 城市湿地的生态功能. 城市问题, 2003, (3): 9-12.
- [11] 闫欣, 牛振国. 1990—2017 年白洋淀的时空变化特征. 湿地科学, 2019, 17(4): 436-444.
- [12] 刘俊国, 赵丹丹, 叶斌. 雄安新区白洋淀生态属性辨析及生态修复保护研究. 生态学报, 2018, 39(9): 3019-3025.
- [13] 程伍群, 薄秋宇, 孙童. 白洋淀环境生态变迁及其对雄安新区建设的影响. 林业与生态科学, 2018, 33(2): 113-120.
- [14] 杨泽凡, 胡鹏, 赵勇, 曾庆慧. 新区建设背景下白洋淀及入淀河流生态需水评价和保障措施研究. 中国水利水电科学研究院学报, 2018, 16(6): 563-570.
- [15] 张敏, 宫兆宁, 赵文吉. 近 30 年来白洋淀湿地演变驱动因子分析. 生态学杂志, 2016, 35(2): 499-507.
- [16] 张敏, 宫兆宁, 赵文吉, 阿多. 近 30 年来白洋淀湿地景观格局变化及其驱动机制. 生态学报, 2016, 36(15): 4780-4791.
- [17] 武士蓉, 徐梦佳, 赵彦伟, 徐菲, 梁振明, 钟祖林. 白洋淀湿地水质与水生物相关性研究. 环境科学学报, 2013, 33(11): 3160-3165.
- [18] 刘乙玄, 关欣. 坑塘在土地生态系统中的功能研究. 安徽农业科学, 2011, 39(29): 18110-18111, 18207-18207.
- [19] 陈珊, 陈立松. 新农村建设中雨洪坑塘湿地景观利用研究. 产业与科技论坛, 2011, 10(10): 215-216.
- [20] 段亮, 宋永会, 张临绒, 徐微雪, 郅二铨, 赵伟伟. 辽河保护区坑塘湿地恢复研究. 环境工程技术学报, 2014, 4(1): 24-28.
- [21] 王艳颖, 王沛芳, 徐海波. 坑塘湿地对生源要素氮的净化效果. 河海大学学报: 自然科学版, 2006, 34(6): 627-630.
- [22] 才大伟, 陈敏. 湿地分类与土地利用现状分类标准对比分析. 林业建设, 2015, (5): 54-57.
- [23] 刘子刚, 马学慧. 湿地的分类. 湿地科学与管理, 2006, 2(1): 60-63.
- [24] 江涛. 基于景观格局分析的湿地生态系统健康评价[D]. 上海: 上海师范大学, 2016.
- [25] 王滨滨, 刘静玲, 张婷, 陈秋颖. 白洋淀湿地景观斑块时空变化研究. 农业环境科学学报, 2010, 29(10): 1857-1867.
- [26] 黎聪, 李晓文, 郑钰, 宋晓龙, 曾桢. 衡水湖国家级自然保护区湿地景观格局演变分析. 资源科学, 2008, 30(10): 1571-1578.
- [27] 吕金霞, 蒋卫国, 王文杰, 刘颖慧, 邓越, 王晓雅. 基于移动窗口法雄安新区湿地景观演变及其与人为干扰间的关系. 国土资源遥感, 2019, 31(2): 140-148.
- [28] 宋创业, 胡慧霞, 黄欢, 任红旭, 黄翀. 黄河三角洲人工恢复芦苇湿地生态系统健康评价. 生态学报, 2016, 36(9): 2705-2714.
- [29] 徐浩田, 周林飞, 成遣. 基于 PSR 模型的凌河口湿地生态系统健康评价与预警研究. 生态学报, 2017, 37(24): 8264-8274.
- [30] 朱卫红, 郭艳丽, 孙鹏, 苗承玉, 曹光兰. 图们江下游湿地生态系统健康评价. 生态学报, 2012, 32(21): 6609-6618.
- [31] 蒋卫国, 李京, 李加洪, 谢志仁, 王文杰. 辽河三角洲湿地生态系统健康评价. 生态学报, 2005, 25(3): 408-414.
- [32] Jia H C, Pan D H, Zhang W C. Health assessment of wetland ecosystems in the Heilongjiang River Basin, China. Wetlands, 2015, 35(6): 1185-1200.
- [33] 崔保山, 杨志峰. 湿地生态系统健康评价指标体系 II. 方法与案例. 生态学报, 2002, 22(8): 1231-1239.
- [34] 张猛. 基于景观格局的生态系统健康评价——以洞庭湖湿地系统为例[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2014.
- [35] 周云鹏, 胡志行, 张曼, 龚亚玲, 刘日林. 基于 PSR 模型的浙江望东垅高山湿地生态安全评价. 湿地科学与管理, 2017, 13(2): 20-24.
- [36] 彭建, 李慧蕾, 刘焱序, 胡熠娜, 杨旸. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略. 地理学报, 2018, 73(4): 701-710.
- [37] 徐菲, 赵彦伟, 杨志峰, 陈彬. 白洋淀生态系统健康评价. 生态学报, 2013, 33(21): 6904-6912.
- [38] 平原. 南汇边滩湿地景观格局分析和生态系统健康评价[D]. 上海: 华东师范大学, 2010.
- [39] 张春梅, 冒建华, 李瑞君, 赵迅. 朝阳区农村坑塘的水资源综合利用. 北京水务, 2009, (S1): 34-35.
- [40] 凤蔚, 祁晓凡, 李海涛, 李文鹏, 殷秀兰. 雄安新区地下水水位与降水及北太平洋指数的小波分析. 水文地质工程地质, 2017, 44(6): 1-8.
- [41] Song C Q, Ke L H, Pan H, Zhan S G, Liu K, Ma R H. Long-term surface water changes and driving cause in Xiong'an, China: from dense Landsat time series images and synthetic analysis. Science Bulletin, 2018, 63(11): 708-716.
- [42] 白军红, 房静思, 黄来斌, 邓伟, 李爱农, 孔博. 白洋淀湖沼湿地系统景观格局演变及驱动力分析. 地理研究, 2013, 32(9): 1634-1644.
- [43] 庄长伟, 欧阳志云, 徐卫华, 白杨. 近 33 年白洋淀景观动态变化. 生态学报, 2011, 31(3): 839-848.
- [44] 刘克岩, 张轲, 张光辉, 刘佳, 严明疆. 人类活动对华北白洋淀流域径流影响的识别研究. 水文, 2007, 27(6): 6-10.
- [45] 张明阳. 基于 RS、GIS 和景观格局分析的白洋淀流域生态环境变化研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2004.
- [46] 孟梦, 田海峰, 郭明权, 王力, 牛铮. 基于 Google Earth Engine 平台的湿地景观空间格局演变分析: 以白洋淀为例. 云南大学学报: 自然科学版, 2019, 41(2): 416-424.