

基于生态评价的威海市自然保护地保护空缺识别与优化

Identification and Optimization of Natural Reserve Vacancies in Weihai City Based on Ecological Assessment

姜芊孜^{1*} 刘娜¹ 赵怡康² 王玉华³
JIANG Qianzi^{1*} LIU Na¹ ZHAO Yikang² WANG Yuhua³

(1. 山东建筑大学建筑城规学院, 济南 250101; 2. 山东省国土空间数据和遥感技术研究院, 济南 250011; 3. 山东省自然资源厅, 济南 250014)

(1. School of Architecture and Urban Planning, Shandong Jianzhu University, Jinan, Shandong, China, 250101; 2. Shandong Institute of land spatial data and remote sensing technology, Jinan, Shandong, China, 250011; 3. Department of natural resources of Shandong Province, Jinan, Shandong, China, 250014)

文章编号: 1000-0283(2023)06-0099-09

DOI: 10. 12193 /j. laing. 2023. 06. 0099. 012

中图分类号: TU986

文献标志码: A

收稿日期: 2022-12-26

修回日期: 2023-05-09

摘要

国内自然保护地存在大量保护空缺,影响着自然保护地体系的总体建设。自然保护地保护空缺分析多基于生态系统服务功能评价,鲜少文献对生态敏感性进行量化分析,难以满足当前空缺分析的要求。生态系统服务功能重要性生态敏感性评价是国内确定生态保护空间的重要途径。研究以威海市为例,基于生态系统服务功能重要性和生态敏感性评价,识别自然保护地生态空间以及保护空缺,并提出优化建议。研究结果显示:威海市生态资源优势明显,生态评价中等以上区域主要分布在自然保护地附近以及部分山区;自然保护地内的生态空间面积占比为66.3%,其中湿地公园、自然保护区内的生态空间面积占比较低;自然保护地外有497.4 km²的生态空间尚未被保护,空缺区域呈现小聚集大分散的分布特征。在未来自然保护地建设与整合优化中,应对湿地公园进行生态修复和分区分管;对不适宜的自然保护区进行降级或撤销;将外部保护空缺分类分时纳入自然保护地体系。

关键词

自然保护地;生态评价;生态空间;生态系统服务功能重要性;生态敏感性;整合优化

Abstract

A significant number of protection gaps in nature reserves are present in China, hindering the overall development of the nature reserve system. Most analyses of these protection gaps are grounded in evaluating ecosystem service functions; however, only some studies have quantified ecological sensitivity, making it challenging to fulfill current analysis requirements. The assessment of ecosystem service functions' importance and ecological sensitivity serves as a crucial means for determining ecological protection spaces in China. Using Weihai City as a case study, this article identifies the ecological spaces and protection gaps in nature reserves based on evaluating ecosystem service function importance and ecological sensitivity while providing optimization suggestions. Research results show that Weihai City has significant ecological resource advantages, and the areas with medium and above ecological evaluation are mainly distributed around nature reserves and some mountainous regions; the proportion of ecological space in nature reserves is 66.3%, with a relatively low proportion in wetland parks and natural protected areas; there are 497.4 km² of ecological space outside nature reserves that have not been protected, and the gap areas show a distribution pattern of small aggregation and large dispersion. In the future construction and integration optimization of nature reserves, ecological restoration and zoning management should be carried out in wetland parks; unsuitable natural protected areas should be downgraded or revoked; and external protection gaps should be classified and incorporated into the nature reserve system in stages.

Keywords

nature reserves; ecological evaluation; ecological space; importance of ecosystem services; ecological sensitivity; integration and optimization

姜芊孜

1988年生/女/山东德州人/博士/研究员、副教授/研究方向为景观生态规划与设计、绿色基础设施与生态系统服务、城市雨洪管理等

刘娜

1997年生/女/山东菏泽人/在读硕士研究生/研究方向为景观生态规划与设计、乡村景观等

赵怡康

1986年生/女/山东蓬莱人/硕士/高级工程师/研究方向为自然资源信息化规划、数据、标准和业务应用等

*通信作者 (Author for correspondence)
E-mail: jiangqianzi@sdjzu.edu.cn

基金项目:

教育部人文社会科学研究青年基金项目“基于水生态系统服务供给与需求的城市绿地评价及布局优化”(编号: 18YJCZH066); 山东省高等学校“青创团队计划”项目“生态系统服务与居民福祉耦合的黄河流域下游生态空间评估与优化研究——以大汶河流域为例”(编号: 2022KJ202); 山东省住房和城乡建设厅软科学研究项目“‘公园城市’背景下城市综合公园空间品质评价研究”(编号: 2021-R3-4); 山东省住房城乡建设科技计划项目“城市公园绿地体检与生态价值评估技术”(编号: 2022-K2-3)

自然保护地是中国生态文明建设的载体, 拥有重要生态价值, 在维护国家生态安全中占据着重要地位^[1]。长期以来国内自然保护地实行“抢救式保护”策略, 缺乏顶层设计和整体规划^[2], 自然保护地体系建设面临破碎化、交叉重叠以及保护空缺等多重挑战^[3]。以资源价值评估为依据的自然保护地整合优化是解决上述问题的重要途径^[4-5], 亦是构建自然保护地体系的重要举措和关键路径^[6]。目前, 自然保护地整合优化预案已通过了专家组评议审查^[7]。但现仍有大量的、具有重要生态保护价值的潜在空间被忽视, 影响自然保护地体系总体建设^[8]。

学界关于自然保护地保护空缺分析多基于生物多样性的地理学方法^[9], 运用GIS^[10]、C-Plan^[11]、MARXAN^[12]和Zonation^[13]等软件, 围绕特殊生态系统类型^[14]、珍稀濒危动植物^[15-20]等生物多样性指标^[21-23]展开。也有不少学者从生态系统服务功能的角度^[24-26]判断自然保护地保护空缺。但较少从生态敏感性角度出发展开探讨。仅依据生态功能重要性判断保护空缺, 难以满足目前国内自然保护地保护空缺分析要求。

守护自然生态是建立自然保护地的目的。生态系统服务功能是指生态系统及其物种所提供的能够满足和维持人类生活所必需的条件和过程, 包括直接或间接得到的产品和服务^[27]。作为一种天然的资源资本^[28], 生态系统服务功能的重要性越高生态价值越高。生态敏感性是指生态环境问题出现的概率大小^[29]。生态敏感性高的区域生态系统较脆弱, 易发生自然灾害, 应着重保护^[30], 生态越敏感生态保护价值越高。整合生态系统服务功能重要性与生态敏感性的生态评价是评估生态水平、衡量生态价值、确定生态保护区域的重要途径, 在识别生态空间^[31]、



图1 威海市自然保护地现状图
Fig. 1 Current situation of Weihai Nature Reserve

划定生态红线^[32]、构建生态安全格局^[33]与评估生态保护重要性^[34]等方面发挥着重要作用。

基于此, 以威海市为例, 从生态系统服务功能重要性和生态系统敏感性两方面构建生态评价体系。基于评价结果, 分析威海市生态空间布局; 通过生态空间与自然保护地的叠加分析, 识别威海市自然保护地保护空缺, 为自然保护地优化提出合理化建议。

1 研究区域概况

1.1 研究区域

威海市位于山东半岛东端, 地处北纬 $36^{\circ} 41' - 37^{\circ} 35'$ 、东经 $121^{\circ} 11' - 122^{\circ} 42'$ 。北、东、南三面濒临黄海, 北与辽东半岛相对, 东与朝鲜半岛隔海相望, 西与烟台市接壤。威海市是山东“鲁东低山丘陵生态屏障”的一部分, 在区域生物多样性保护、水源涵养、气候调节等方面具有重要意义。东西最大横距135 km, 南北最大纵距81 km, 土地总面积5 799.8 km²。威海市属于起伏缓

和、谷宽坡缓的波状丘陵区, 地势中部高, 山脉呈东西走向。该市三面黄海环绕, 海岸线总长978 km, 约占山东省的1/3。境内属于北温带季风型大陆性气候, 与同纬度的内陆地区相比, 雨水丰富、年温适中、气候温和。全市历年平均气温12.2℃, 历年平均降水量737.7 mm, 历年平均日照时数2 480 h。土壤类型为棕壤、潮土、滨海盐土、风沙土、粗骨土、水稻土。陆域和海域共拥有生物资源779种, 其中动物647种, 植物132种。市内主要分布城市生态系统、农田生态系统、海洋生态系统、森林生态系统和湿地生态系统, 其中海洋生态系统、森林生态系统和湿地生态系统三类具有重要保护价值。

1.2 自然保护地概况

威海市现有自然保护地32处(图1), 除去交叉重叠部分的面积为601.9 km², 陆域面积为383.2 km²。自然保护地类型丰富(表1), 包括自然保护区、森林公园、湿地公园、地

质公园、风景名胜区以及海洋特别保护区(含海洋公园),其中森林公园8个、湿地公园和海洋特别保护区(含海洋公园)各7个,数量位居前三;自然保护区占地面积最大,约137.2 km²,占威海市自然保护地总面积的22.80%。

2 研究方法 with 数据来源

2.1 研究方法

2.1.1 生态系统服务功能重要性评价

生态系统服务功能重要性评价主要是对区域提供典型生态系统服务的能力进行评价,明确区域各类生态系统服务功能重要性,并将生态系统服务功能划分成不同重要性级别,揭示其空间分布特征^[35]。生态系统服务功能重要性评价指标主要包括生物多样性保护、水源涵养、水土保持、防风固沙与海岸防护等^[36-37],常用于生态空间类型划分^[38]、生态保护红线划定^[39]与国土空间生态评价^[40]的研究。根据《威海市“十四五”生态环境保护规划》《威海中心市区生态保护与建设规划(2017-2020年)》与《威海市水土保持规划(2019-2030年)》等政策文件以及政府信息公开信息可知,威海市物种丰富,水资源禀赋先天不足,水土流失问题较为严重。结合自然保护地整合优化的相关要求,选择生物多样性保护、水源涵养、水土保持三个指标(表2)进行评价。生物多样性保护运用InVEST模型生境质量模块计算^[41];水源涵养采用水量平衡方程模型评估^[40];水土保持采用修正的通用土壤流失方程计算^[26]。运用层次分析法,邀请12位生态、林业领域专家确定指标权重。对评价结果进行归一化处理,并根据权重叠加,再通过自然断点法,将生态系统服务功能重要性评价结果划分1~5等级,分别代表不重要至极重要5个等级。

2.1.2 生态敏感性评价

生态敏感性评价是对现状自然环境下潜在的生态问题进行明确辨识,并将其落实到具体空间区域的过程^[42]。评价指标的选取需具有生态代表性。研究区域水资源禀赋先天不足、水土流失严重,因此选取水域与水系、土壤类型与土壤侵蚀三个指标反映现有生态问题。另外,为保障评价的全面性,选取高程、坡度、植被覆盖度、土地利用

类型4个生态敏感性评价的常用指标。参考前人研究^[43-45],确定上述7个生态敏感性评价指标的划分标准,邀请专家确定指标权重(表3)。将7个指标加权叠加后,利用自然断点法将生态敏感性评价结果划分为等级1~5,分别代表不敏感至极敏感5个等级。

2.1.3 自然保护地保护空缺识别

基于木桶效应,叠加生态系统服务功

表 1 威海市自然保护地概况
Tab. 1 Overview of natural protected areas in Weihai City

类型 Type	数量 Quantity	名称 Name
森林公园	8	双岛森林公园、正棋山森林公园、海滨森林公园、天福山森林公园、伟德山森林公园、槎山森林公园、岬嵎山森林公园、刘公岛森林公园
湿地公园	7	羊亭河湿地公园、五渚河湿地公园、青龙河湿地公园、八河港湿地公园、乳山河湿地公园、五垒岛湾湿地公园、林泉河湿地公园
海洋特别保护区 (含海洋公园)	7	文登海洋生态海洋特别保护区、塔岛湾海洋生态海洋特别保护区、刘公岛海洋生态海洋特别保护区、小石岛海洋生态特别保护区、大乳山海洋公园、刘公岛海洋公园、海西头海洋公园
自然保护区	5	米山湖自然保护区、昆崙山自然保护区、荣成大天鹅自然保护区、成山头自然保护区、乳山河自然保护区
风景名胜区	4	里口山风景名胜区、赤山风景名胜区、圣水观风景名胜区、胶东半岛海滨风景名胜区——刘公岛景区
地质公园	4	昆崙山地质公园(威海部分)、槎山地质公园、岬嵎山地质公园、刘公岛地质公园

表2 生态系统服务功能重要性评价指标体系
Tab. 2 Evaluation index system of ecosystem service function

评价类型 Evaluation types	计算公式 Formula	参数 Parameters	权重 Wight
生物多样性保护	$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^e}{D_{xj}^e + k^z} \right) \right)$	$Q_{x,j}$ 是土地利用j中栅格x的生境质量; H_j 表示土地利用类型j的生境适宜性; D_{xj} 表示土地利用类型j中的栅格x所受胁迫水平; Z 表示归一化常量,采用模型默认参数; k 为半饱和常数,此处取值为0.05	0.4905
水源涵养	$TQ = \sum_{i=1}^j (P_i - R_i - ET_i) \times A_i \times 10^3$	TQ 是水源涵养量; P_i 为降雨量; R_i 为地表径流量; ET_i 为蒸散量; A_i 为 <i>i</i> 类生态系统面积; i 为研究区第 <i>i</i> 类生态系统类型; j 为研究区生态系统类型数	0.3119
水土保持	$A = R \times K \times L \times S \times (1 - C)$	A 为土壤保持量; R 为降雨侵蚀力因子; K 为土壤可蚀性因子; L 表示坡长因子; S 表示坡度因子; C 为植被因子	0.1976

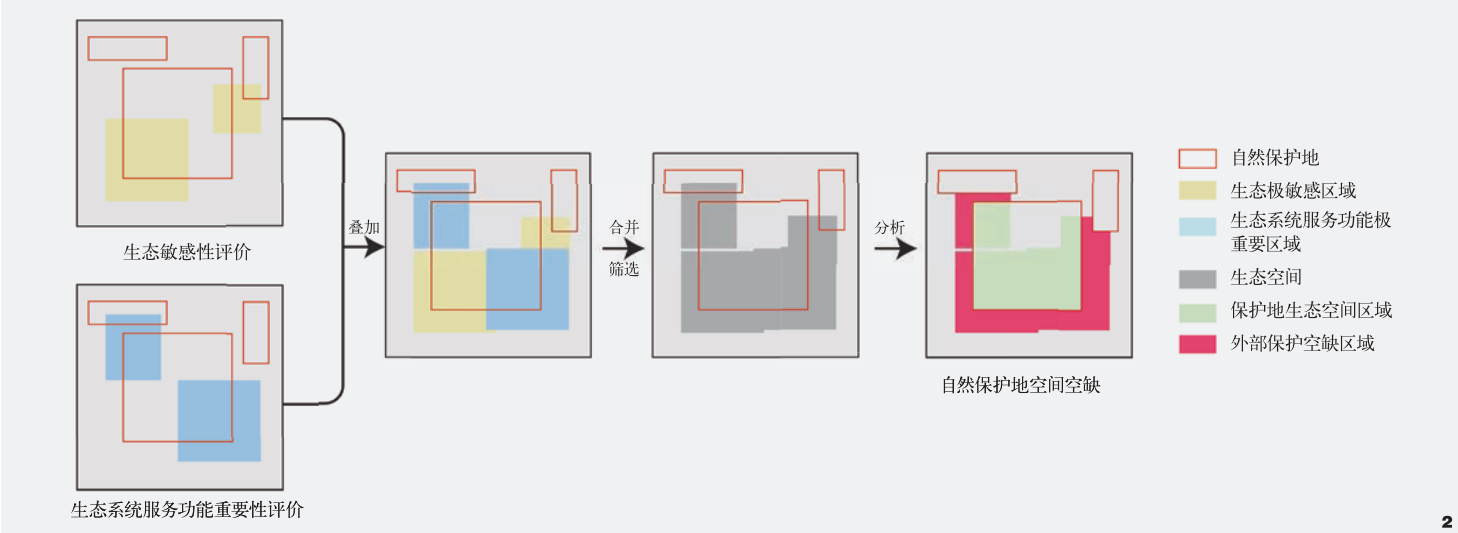


图2 自然保护地保护空缺分析
Fig. 2 Analysis of conservation vacancy in nature reserves

能重要性、生态敏感性结果得到生态评价结果，将其分为1～5级，分别代表低至高5个等级。基于此分析威海市生态空间布局。如图2所示，取生态评价高值区域作为进一步空间识别的生态斑块，为保证生态斑块的完整性，填补斑块孔隙并进行边缘修整，保留5 km²以上以及自然保护地周边的生态斑块作为生态空间。将生态空间与现状自然保护地

叠加，分析落入自然保护地内的生态空间面积与位置，判断自然保护地内部生态保护空缺。未落入自然保护地的生态空间用于识别自然保护地外部生态保护空缺，基于空间分布位置将自然保护地空缺分为保护地周边空缺与单独保护空缺两部分，并根据邻近原则归纳空缺斑块，分析自然保护地外部保护空缺的面积、空间分布等特征。

2.2 数据来源及处理

研究的基础数据包括Landsat8影像、DEM、气象、土壤、水域与水系数据等。其中，Landsat8影像和DEM数据来源于地理空间数据云，空间分辨率为30 m，为栅格数据；气象数据来源于小麦芽10 m精度气象数据 (<http://www.wheata.cn/>)，为表格数据；土壤数据来源于世界土壤数据库 (<http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en>)，为栅格数据；水域与水系数据来源于Bigemap下载器 (<http://www.bigemap.com/>)，为矢量数据。其他过程数据(表4)均由上述基础数据处理计算所得。数据经ArcGIS10.6处理成统一像元大小的栅格数据，并投影成同一空间坐标系。由于数据限制，本研究未涵盖海洋公园和海域部分。

3 结果与分析

3.1 威海市生态评价

如图3所示，威海市水源涵养服务功能水平最高、生物多样性保护功能水平次之、

表3 生态敏感性评价指标体系
Tab. 3 Ecological sensitivity evaluation index system

评价因子 Evaluation factor	生态敏感性等级 Ecological sensitivity level					权重 Wight
	极敏感 Extremely sensitive	较敏感 Relatively sensitive	一般敏感 General sensitive	较不敏感 Less sensitive	不敏感 Insensitive	
水域与水系/m	500	1 000	2 000	3 000	>3 000	0.1877
土地利用类型	林地、水体、湿地	灌木	耕地	草地	建设用地	0.2291
植被覆盖度/%	0.75-1	0.65-0.75	0.5-0.65	0.35-0.5	0-0.35	0.0682
高程/m	>450	125-450	120-250	120-30	0-30	0.1338
坡度/°	>25	15-25	8-15	3-8	0-3	0.0972
土壤类型	滨海盐土	粗骨土	风沙土、石质土	棕壤	潮土、水稻土	0.1881
土壤侵蚀	高	较高	中	较低	低	0.0959

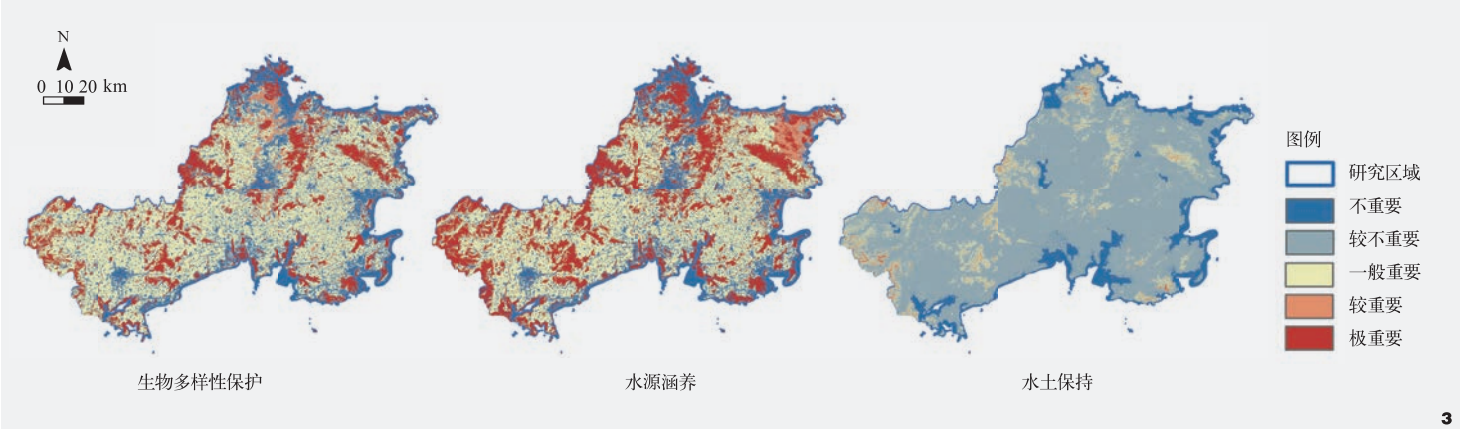


图3 生态系统服务功能重要性评价
Fig. 3 Ecosystem service function evaluation

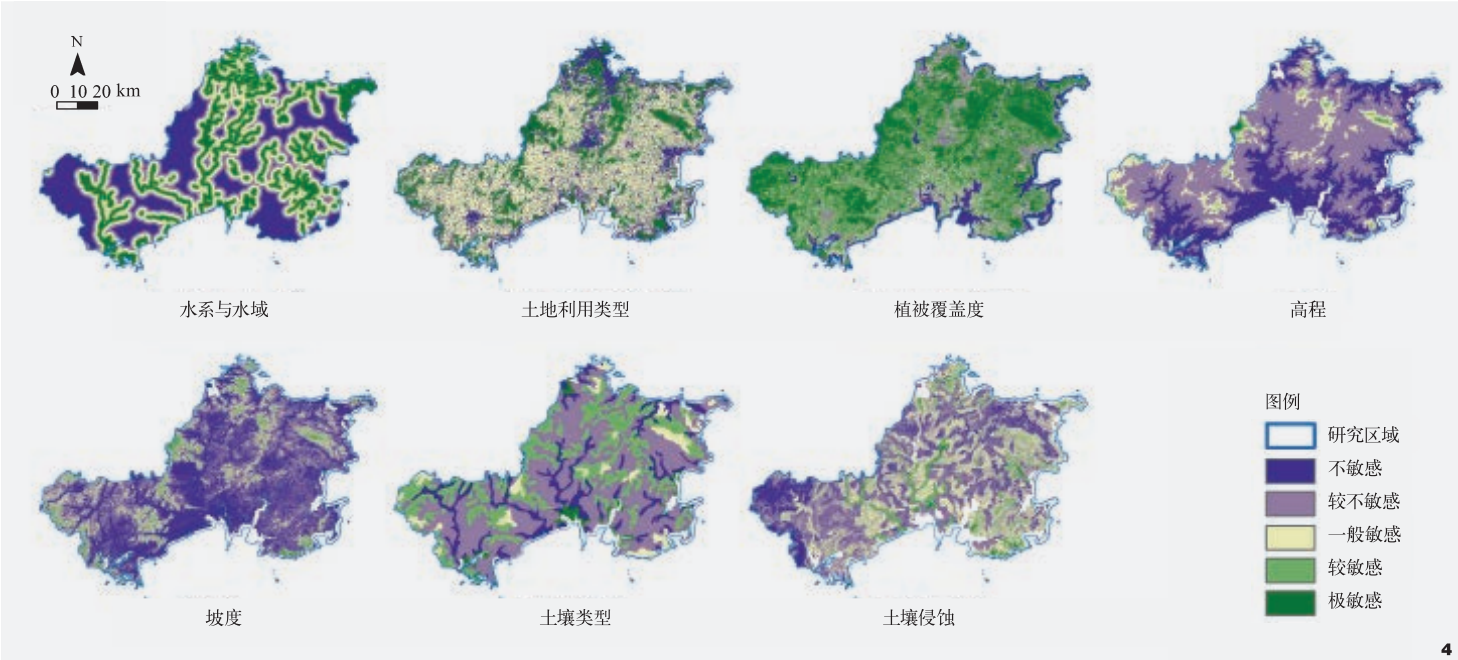
水土保持功能水平最低。水源涵养功能和生物多样性保护功能极重要区域分别占市域面积的29.1%、18.8%。主要分布于里口山、伟德山、正棋山—天福山、昆嵛山、八河水库、米山水库、龙角山水库、锯齿山—老黄山与

西北侧山群等区域。水土保持服务水平整体较低，只有里口山、槎山片区以及威海市西侧山区提供了较高的服务水平。
如图4所示，威海市植被覆盖度、水系与水域、土地利用因子的敏感性较高，极

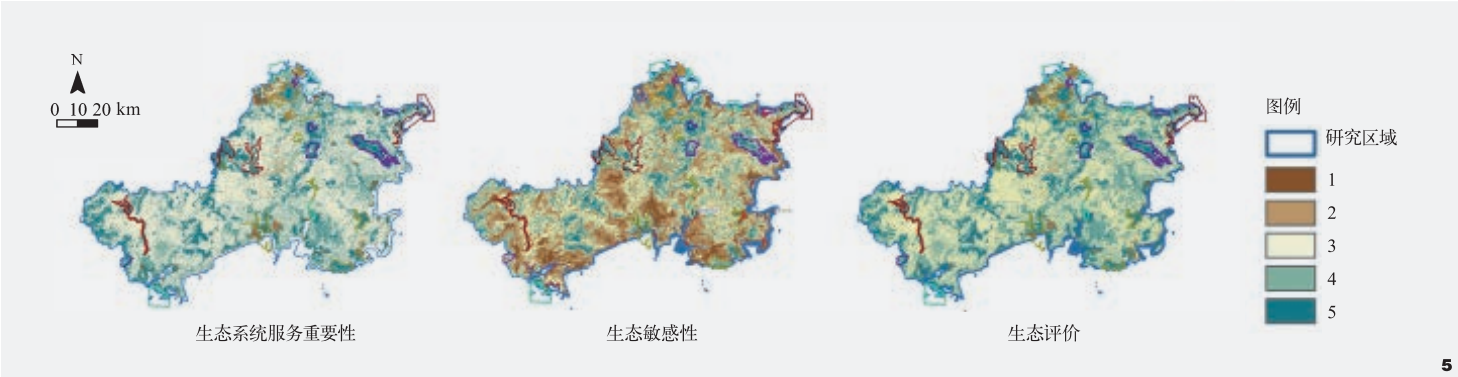
敏感区域市域占比分别为44.2%、21.7%与18.9%；高程与坡度因子的敏感性程度较低，极敏感区域市域占比不足1%。水系与水域的极敏感区域主要分布在河流、湖泊及其附近区域。土地利用、高程、坡度、土壤类型敏

表4 数据处理与数据应用
Tab. 4 Data processing and data application

基础数据类型 Basic data type	年份 Year	数据处理 Data processing	处理后数据类型 Data type after processing	数据应用 Data application	
				生态系统服务重要性 Ecosystem services	生态敏感性 Ecological sensitivity
Landsant8影像数据	2020	用ArgGIS10.6最大似然法解译计算	土地利用数据	用于生物多样性保护以及水源涵养的功能量	用于土地利用类型的重分类
		用ArgGIS10.6栅格计算器计算	NDVI数据	用于水土保持的功能量计算	用于植被覆盖度重分类
DEM数据	2020	—	—	—	用于高程因子的重分类
		用ArgGIS10.6栅格计算器计算	坡长数据	用于水土保持的功能量计算	用于土壤侵蚀的功能量计算
		用ArgGIS10.6坡度工具计算	坡度数据	用于水土保持的功能量计算	用于坡度因子的重分类、以及土壤侵蚀的功能量计算
气象数据	2019	用ArgGIS10.6克里尤金插值计算	降雨量数据	用于水源涵养的功能量计算	—
		用ArgGIS10.6中栅格计算器计算	地表径流量数据	用于水源涵养的功能量计算	—
		用ArgGIS10.6克里尤金插值计算	蒸散发量	用于水源涵养的功能量计算	—
土壤数据	2009	—	—	—	用于土壤类型的重分类
		用ArgGIS10.6栅格计算器计算	土壤可侵蚀性因子	用于水土保持的功能量计算	用于土壤侵蚀的功能量计算
水域与水系	2020	用ArgGIS10.6邻域分析计算	水域与水系缓冲区	—	用于水系与水域的重分类



4



5

图4 生态敏感性评价
Fig. 4 Ecological sensitivity evaluation

图5 生态评价
Fig. 5 Ecological evaluation

感性较高区域主要分布在里口山、伟德山、正棋山—天福山、昆嵛山、西北侧山区等地。土地利用与土壤的高敏感区域面积更大。就植被覆盖度而言，市域范围除建成区外，均处于较高敏感性区域。土壤侵蚀敏感性较高区域散布于槎山森林公园、转龙山、母猪河以及黄垒河等区域附近。

图5所示，生态系统服务功能一般重要及以上区域占市域面积的94.1%，主要分布在

现有自然保护地附近以及锯齿山—老黄山、西北侧山区。极重要区域占市域面积的23.1%，受生物多样性保护与水源涵养服务影响较大。生态一般敏感及以上区域占市域面积的60.5%，主要分布在研究区域北侧风景名胜区和森林公园内，在庙山、尼古顶、锯齿山—老黄山片区也有少量分布。生态极敏感区域的空间分布较为分散，仅占市域面积10.3%。

从生态评价结果来看，威海市整体的生

态水平较高，全市重要的自然生态空间市域占比为24.6%，一般重要以上的区域市域占比为51.2%，主要分布在自然保护地、圣经山、锯齿山—老黄山及尼姑顶片区。

3.2 威海市自然保护地保护空缺

3.2.1 内部保护空缺

目前，威海市自然保护地内部涵盖了253.9 km²的生态空间，占自然保护地总面积

的66.3%，其中包括63.7%生态系统服务功能极重要区域以及36.7%的生态极敏感区域。如图6所示，森林公园与风景名胜区内生态空间面积占比分别为77.4%和83.1%。风景名胜区内生态系统服务功能极重要区域与生态极敏感区域也相对较高。与其他三类自然保护地相比，自然保护区内所涵盖的生态空间较少，占比为47.3%，内部生态保护空缺较大。

由图7可知，4个湿地公园（羊亭河湿地公园、五渚河湿地公园、林泉河湿地公园、青龙河湿地公园）以及两个自然保护区（乳山河自然保护区、米山湖自然保护区）内部的生态空间较少，面积占比均低于40%。赤山风景名胜区以及正棋山森林公园中生态空间较多，面积占比均在90%以上。

3.2.2 外部保护空缺

经筛选和修整后的生态空间面积为760.3 km²，其中4974 km²未被纳入自然保护区，占生态空间总面积的65.4%。保护空缺区域平均海拔为161.2 m，涉及生态系统服务功能极重要区域的面积为3641 km²，生态极敏感区域的面积为233.5 km²。如图8所示，外部生态保护空缺在空间上呈小聚集大分散的分布特征。自然保护地周边空缺分布于威海市崂崂山地质公园北侧(s1)、乳山河自然保护区西北侧(s2)、昆嵛山地质公园周边(s3)、青龙河湿地公园西侧(s4)、赤山风景名胜区周边(s5)、里口山风景名胜区周边(s6)、正棋山与天福山森林公园周边(s7)。单独保护空缺集中在圣经山片区(S1)、竹岛岛片区(S2)、尼姑顶片区(S3)、锯齿山片区(S4)和庙山片区(S5)。

保护地周边空缺与单独保护地空缺的面积分别为270.9 km²与226.5 km²；海拔范围分别为-2 ~ 907 m与6 ~ 588 m；平均海拔分别为159.5 m与164.8 m；生态系统服务功能极重

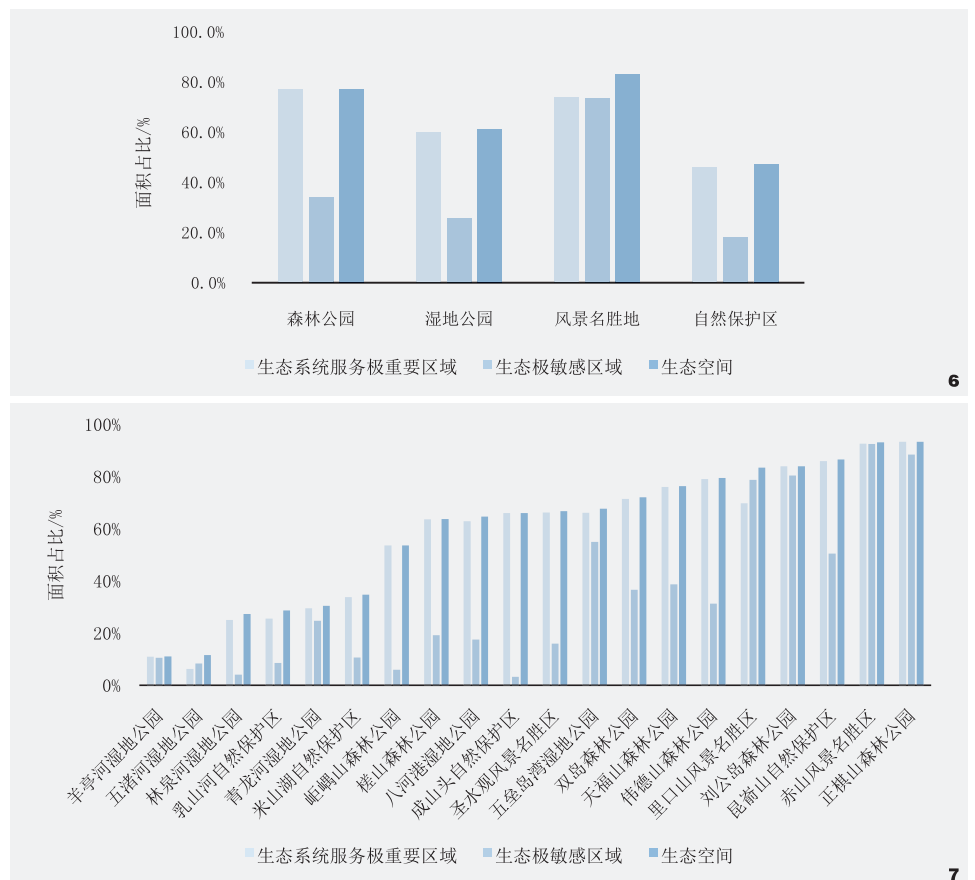


图6 威海市各类自然保护地生态空间面积占比
Fig. 6 Proportion of ecological space area of various nature reserves in Weihai City

图7 威海自然保护地生态空间面积占比
Fig. 7 Proportion of ecological space area in Weihai nature reserve

要区域面积分别为208.3 km²与155.8 km²；生态极敏感区域面积分别为146.3 km²与87.2 km²。对比来看，两种空缺的面积与平均海拔相差不多，但保护地周边空缺的海拔跨度较大，涵盖的生态敏感性区域较多。

保护地周边空缺的生态系统服务功能极重要区域占比s5 (90.1%) > s3、s8 (81.3%) > s4 (80.8%) > s7 (78.0%) > s1 (60.5%) > s6 (49.4%) > s2 (43.6%)。极敏感区域占比s5 (83.8%) > s6 (74.0%) > s7 (58.2%) > s4 (62.6%) > s3 (46.9%) > s2 (38.6%) > s8 (8.3%) > s1 (3.5%)。各单独保护空缺的生态系统服务功能极重要区域占比S5 (85.3%) > S3 (71.6%) > S4 (70.2%) >

S2 (67.9%) > S1 (61.6%)。极敏感区域占比为S5 (89.3%) > S3 (45.6%) > S4 (43.6%) > S1 (20.3%) > S2 (10.3%)。s5与S5的生态系统服务功能极重要区域与生态极敏感区域占比均在80%以上，是极重要的生态空间。

4 讨论

4.1 威海市自然保护地整合优化建议

威海市4个湿地公园与两个自然保护区，存在较大的内部保护空缺。除此之外，有4974 km²的外部生态空间未被纳入自然保护区，占全部生态空间的65.4%，自然保护区体系有待进一步完善。基于此，提出优化建议如下：

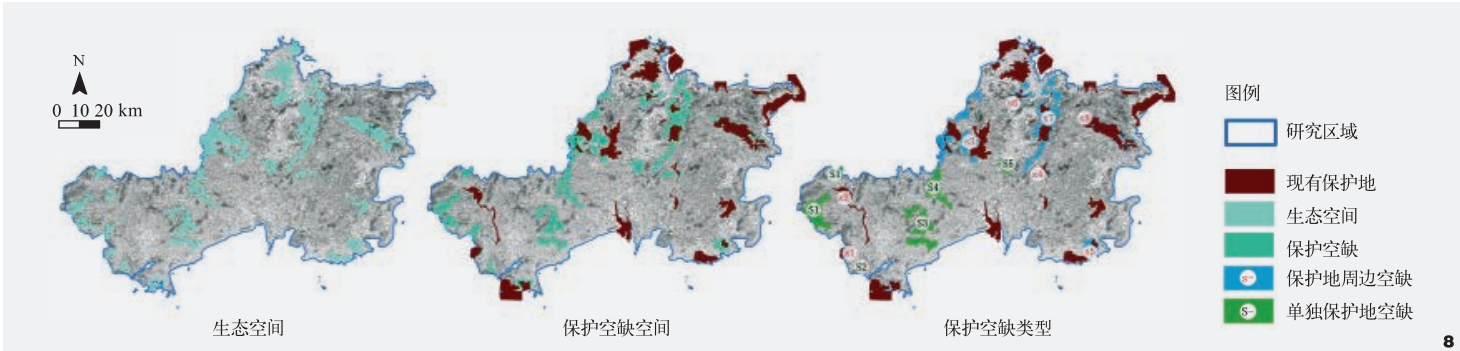


图8 自然保护地外部生态保护空缺布局
Fig. 8 Layout of natural reserves vacancy

4.1.1 对湿地公园进行生态修复与分区管控

羊亭河湿地公园、五渚河湿地公园、林泉河湿地公园等自然保护地大多数以游憩功能为主，自然保护地内保护与开发边界模糊，过度开发造成湿地面积减少，湿地生态功能遭到严重破坏。建议对湿地公园展开生态修复：一方面，拆除过度开发建设区域，缓解生态压力，预留生态修复空间；另一方面，将湿地水系连通，加强雨洪调蓄功能，合理配置动植物，增强自我修复能力。另外，建议对湿地公园进行分区管控。根据生态评价结果与现场调查，明确湿地公园内部的开发与保护边界，设置核心保护区并禁止建设。避免人为干扰；对可开发建设区域进行弹性管控，在保证湿地公园游憩功能基础上，遵循低影响开发理念进行建设。

4.1.2 优化保护范围，降级或撤销不适宜的自然保护区

为确保自然保护区的完整性和合理性，建议将自然保护区内部大面积集中分布的耕地、建设用地及人为活动频繁的生态低值区域剔除，以优化自然保护区范围，平衡耕地、建设用地与生态用地之间的矛盾。在米山湖与乳山河两处自然保护区内，生态评价低值

区域被大量耕地和建设用地占用，人为活动频繁。同时，涉及耕地保护、用地权属等问题，生态功能与生态修复面临挑战。由于空缺面积和保护难度较大，建议降级或撤销。

4.1.3 将外部保护空缺分类分时纳入自然保护区体系

为保障生态功能的完整性，优先考虑纳入自然保护区周边空缺，若周边空缺区域与多个自然保护区相邻，建议整合多个自然保护区进行统一管理，如将s7、正棋山与天福山森林公园三个片区整合为正棋山—天福山森林公园。单独的自然保护地涉及区域面积较大、情况较为复杂，建议结合国土空间规划中的生态网络构建，优先考虑生态系统服务重要性及生态敏感性均处于高水平的单独保护空缺斑块，在优化过程中逐步纳入自然保护区体系。

4.2 研究的意义与局限

在初步整合优化过程中，生态评价多采用人为赋分，具有较强的主观性。利用客观数据进行生态评价，可为识别自然保护区保护空缺提供客观依据，辅助决策。目前，威海市自然保护区已将31处自然保护区优化为19处，其中乳山河、米山湖两处自然保护区

已被降级或撤销^[46]，这也从侧面验证了基于生态评价的自然保护地空缺识别方法的科学性与合理性。

受数据限制，研究未涉及威海市海域部分，缺乏对海洋特别保护区（含海洋公园）这一类自然保护区的考虑。未来应进一步完善数据，补充海域部分的相关研究。同时，考虑加入时间维度，关注自然保护区空缺的时空演变。将生态恢复力、生态压力度等生态稳定性因素与生态现状综合考虑，进一步完善评价体系。这将有助于更准确地识别保护空缺，并为自然保护区的优化提供科学依据与方法。

5 结论

本文利用生态评价对威海市自然保护区保护空缺进行分析，为自然保护区优化提出建议。结果表明：（1）威海市生态资源优势明显，生态中等重要以上的区域超过全市的1/2，主要分布于昆嵛山、里口山、正棋山—天福山与伟德山片区。（2）自然保护区所涵盖生态重要区域的面积占比为66.3%，其中生态系统服务功能极重要区域以及生态极敏感区域分别占自然保护区的63.7%与36.7%。威海市自然保护区与湿地公园所涵盖的内部生

态保护空缺较大。(3) 根据外部生态保护空缺识别结果, 威海市仍有497.4 km²的生态空间未被纳入自然保护地, 保护空缺呈小聚集大分散的分布特征。自然保护地周边的保护空缺主要集中于威海市北侧, 单独保护空缺集中在圣经山片区、竹岛崮片区、尼姑顶片区、锯齿山片区和庙山片区。(4) 对于内部保护空缺, 建议对湿地公园进行生态修复与分区分管; 优化保护范围, 对不适宜的自然保护区降级/撤销。对于外部保护空缺, 建议分类分时纳入自然保护地体系。基于生态评价识别自然保护地保护空缺, 可为自然保护地整合优化工作提供科学参考。

注: 图1底图源于天地图山东 (<http://www.sdmap.gov.cn/>), 其余图表均由作者绘制。

参考文献

[1] 唐芳林, 王梦君, 孙鸿雁. 自然保护地管理体制的改革路径[J]. 林业建设, 2019(02): 1-5.

[2] 马永欢, 黄宝荣, 林慧, 等. 对我国自然保护地管理体系建设的思考[J]. 生态经济, 2019, 35(09): 182-186.

[3] 黄宝荣, 马永欢, 黄凯, 等. 推动以国家公园为主体的自然保护地体系改革的思考[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(12): 1342-1351.

[4] 唐芳林, 吕雪蕾, 蔡芳, 等. 自然保护地整合优化方案思考[J]. 风景园林, 2020, 27(03): 8-13.

[5] 唐小平, 刘增力, 马炜. 我国自然保护地整合优化规则与路径研究[J]. 林业资源管理, 2020(01): 1-10.

[6] 高吉喜, 刘晓曼, 周大庆, 等. 中国自然保护地整合优化关键问题[J]. 生物多样性, 2021, 29(03): 290-294.

[7] 国家林业和草原局政府网. 关于自然保护地整合优化[EB/OL]. [2021-03-04]. <http://www.forestry.gov.cn/main/6088/20210304/192123899953456.html>

[8] 马丽丽, 毛斐. 空间规划背景下自然保护地整合优化规则与路径思考——以浙江省为例[C]//2020/2021中国城市规划年会暨2021中国城市规划学术季论文集, 成都: 中国四川成都, 2021.

[9] BURLEY F W. Monitoring Biological Diversity for Setting Priorities in Conservation[J]. Biodiversity, 1988, 227: 230.

[10] 张伟, 蒋建辉. 云南省耿马县自然保护地整合优化探讨[J]. 福建林业科技, 2023, 50(01): 121-127.

[11] 栾晓峰, 孙工棋, 曲艺, 等. 基于C-Plan规划软件的生

物多样性就地保护优先区规划——以中国东北地区为例[J]. 生态学报, 2012, 32(03): 715-722.

[12] 张路, 欧阳志云, 肖燧, 等. 海南岛生物多样性保护优先区评价与系统保护规划[J]. 应用生态学报, 2011, 22(08): 8.

[13] 丁启禄, 林志玮, 刘金福, 等. 基于尾长算法的戴云山保护区优化设计[J]. 林业科学, 2018, 54(09): 12.

[14] 付励强, 程鲲, 宗诚, 等. 基于多种类型保护地的红松林生态系统综合保护空缺分析[J]. 生态学杂志, 2019, 38(11): 3480-3486.

[15] 白雪红, 王文杰, 蒋卫国, 等. 气候变化背景下京津冀地区濒危水鸟潜在适宜区模拟及保护空缺分析[J]. 环境科学研究, 2019, 32(06): 11.

[16] 黄萍, 徐卫华, 范馨悦, 等. 青藏高原珍稀濒危哺乳动物保护优先区评价与空缺分析[J]. 环境保护科学, 2022, 48(03): 6.

[17] 李海洋, 徐竹青, 龙志航. 大兴安岭地区重点保护和珍稀动物保护空缺分析[J]. 生物多样性, 2022, 30(02): 10.

[18] 王金凤, 徐基良, 李建强, 等. 基于动物适宜栖息地的北京市自然保护地保护成效评估[J]. 生态学报, 2022(19): 11.

[19] 谢冬冬, 贾磊, 卜长利, 等. 燕山地区国家重点保护鸟类生境评估与国家级自然保护区保护空缺分析[J]. 动物学杂志, 2022, 57(02): 15.

[20] 刘慧明, 高吉喜, 宋创业, 等. 紫花含笑适宜生境的保护空缺与人类干扰分析[J]. 中国环境科学, 2019, 39(09): 6.

[21] 陈龙, 刘春兰, 马明睿, 等. 太行山生物多样性保护优先区(北京区域)急需保护物种的空间分布、热点识别及保护成效评价[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(04): 8.

[22] 刘晓清, 王亚萍, 裴钰. 陕西省自然保护区建设的空缺分析[J]. 西北大学学报(自然科学版), 2014, 44(05): 4.

[23] 牟雪洁, 饶胜, 张箫, 等. 县域生物多样性保护优先格局评价及保护体系优化: 以武夷山市为例[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(06): 9.

[24] 冯达, 胡理乐, 陈建成. 基于生态价值评价的北京自然保护地保护空缺分析[J]. 生态学杂志, 2020, 39(12): 4233-4240.

[25] 刘阳, 梁淑榆, 邹天娇, 等. 基于生态系统服务功能的自然保护区优先保护与保护空缺分析——以北京市密云区为例[J]. 生态城市与绿色建筑, 2018(04): 68-71.

[26] 房志, 徐卫华, 张晶晶, 等. 基于生物多样性与生态系统服务功能的秦岭山系自然保护体系规划[J]. 生态学报, 2017, 37(16): 5334-5341.

[27] ROBERT C, RALPH D, RUDOLF D G, et al. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital[J]. Nature: International Weekly Journal of Science, 1997, 387(6630).

[28] DAILY G C, SÖDERQVIST T, ANIYAR S, et al.

Ecology: The Value of Nature and the Nature of Value[J]. Science (New York), 2000, 289(5478).

[29] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究[J]. 生态学报, 2000(01): 10-13.

[30] 丁雨霖, 冯长春, 王利伟. 山地区域土地生态红线划定方法与实证研究——以重庆市涪陵区义和镇为例[J]. 地理科学进展, 2016, 35(07): 851-859.

[31] 黄心怡, 赵小敏, 郭熙, 等. 基于生态系统服务功能和生态敏感性的自然生态空间管制分区研究[J]. 生态学报, 2020, 40(03): 1065-1076.

[32] 孔令桥, 王雅晴, 郑华, 等. 流域生态空间与生态保护红线规划方法——以长江流域为例[J]. 生态学报, 2019, 39(03): 835-843.

[33] 张蕾, 危小建, 周鹏. 基于适宜性评价和最小累积阻力模型的生态安全格局构建——以营口市为例[J]. 生态学杂志, 2019, 38(01): 229-236.

[34] 李杰, 贾坤, 张宁, 等. 基于遥感与生态服务模型的青岛市生态保护重要性评价[J]. 遥感技术与应用, 2021, 36(06): 1329-1338.

[35] 贾良清, 欧阳志云, 赵同谦, 等. 安徽省生态功能区划研究[J]. 生态学报, 2005(02): 254-260.

[36] 高俊刚, 吴雪, 张懿铨, 等. 基于等级层次分析法的金沙江下游地区生态功能分区[J]. 生态学报, 2016, 36(01): 14.

[37] 张琨, 邹长新, 林乃峰, 等. 自然生态安全边界: 概念、挑战与应对[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(12): 6.

[38] 何雄伟. 基于区域生态功能差异的生态空间分类体系研究[J]. 企业经济, 2016(10): 5.

[39] 张春才, 李叶, 王祥涛, 等. 基于县级尺度的生态保护红线划定方法与实践——以吉林省大安市为例[J]. 国土与自然资源研究, 2020(01): 5.

[40] 南锡康, 王伊杰, 时晨. 市域生态保护重要性初步评价与应用研究——以武汉市为例[J]. 中国国土资源经济, 2022: 11.

[41] 张京生, 郝梦妍, 张煜森, 等. 河南黄河湿地国家级自然保护区人类干扰对生境质量的影响及空间优化策略[J]. 水土保持通报, 2022, 42(05): 140-150.

[42] 徐广才, 康慕谊, 赵从举, 等. 阜康市生态敏感性评价研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2007(01): 88-92.

[43] 周晓玉, 蔡俊, 张文文. 基于GIS的国家级生态县的生态敏感性评价——以安徽省霍山县为例[J]. 云南农业大学学报(社会科学), 2021, 15(04): 148-155.

[44] 陈瑶瑶, 罗志军, 齐松, 等. 基于生态敏感性与生态网络的南昌市生态安全格局构建[J]. 水土保持研究, 2021, 28(04): 342-349.

[45] 武鹏达, 鲁学军, 侯伟, 等. GIS支持下土地生态环境敏感性评价——以金坛市为例[J]. 测绘科学, 2016, 41(02): 81-86.

[46] 深蓝. 自然资源[EB/OL]. [2023-01-17]. <http://www.weihaigov.cn/col/col58859/index.html>