

DOI: 10.5846/stxb202205221441

陈康富, 吴隽宇. 粤港澳大湾区城市群生态保护优先区识别研究. 生态学报, 2023, 43(10): 3855-3868.

Chen K F, Wu J Y. Identification of ecological conservation priority areas in urban agglomeration of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(10): 3855-3868.

粤港澳大湾区城市群生态保护优先区识别研究

陈康富¹, 吴隽宇^{1,2,3,*}

¹ 华南理工大学建筑学院, 广州 510640

² 亚热带建筑科学国家重点实验室, 广州 510640

³ 广州市景观建筑重点实验室, 广州 510640

摘要: 生态保护优先区识别对于城市群的整体性生态保护和区域生态安全具有重要意义。基于生态保护重要性评价识别城市群生态保护优先区, 有助于保障生态系统服务的供给水平和维持生态系统的稳定性。以粤港澳大湾区(以下简称“大湾区”)为研究对象, 首先通过增加粮食供给等生态系统服务指标和土地利用强度等生态脆弱性指标构建新的生态保护重要性评价指标体系, 以弥补原指标体系忽略部分生态系统服务价值或者关乎生态脆弱性的重要因素所导致的评价结果片面性问题; 然后运用结合空间主成分分析法和有序加权平均算子(Ordered Weighted Averaged, OWA)的主客观结合赋权法进行生态保护重要性评价的多情景模拟, 并基于保护效率和权衡度进行多情景择优, 由此所得最优情景的生态保护优先区的整体生态保护价值相对最高, 且一定程度上减小了指标间权衡问题可能导致的评价误差; 最终大湾区生态保护优先区面积为 26406.04 km², 占大湾区陆域国土总面积的 47.69%, 主要分布在大湾区中部以外的肇庆、惠州、香港、广州北部、江门外环以及深圳东部沿海, 同时优先区识别结果基本覆盖现有生态保护红线和周边大部分一般生态空间。构建了一种新的城市群生态保护优先区识别方法, 该方法可为城镇和城市群的生态环境可持续发展以及区域生态系统管理提供决策支持。

关键词: 生态保护重要性评价; 生态保护优先区; 有序加权平均(OWA); 城市群; 粤港澳大湾区

Identification of ecological conservation priority areas in urban agglomeration of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

CHEN Kangfu¹, WU Juanyu^{1,2,3,*}

¹ School of Architecture, South China University of Technology, Guangzhou 510640, China

² State Key Laboratory of Subtropical Building Science, Guangzhou 510640, China

³ Guangzhou Municipal Key Laboratory of Landscape Architecture, Guangzhou 510640, China

Abstract: Urban agglomeration ecological conservation and regional ecological security depend on the identification of ecological conservation priority areas. The identification of ecological conservation priority areas in urban agglomerations based on ecological conservation importance evaluation aids in ensuring the supply level of ecosystem services as well as maintaining the stability of ecosystems from the external functional dimension and internal stability dimension of ecosystems, thereby upholding regional ecological security and preserving human welfare. On the basis of the evaluation of ecological conservation importance, there are currently no techniques to identify ecological conservation priority areas in urban agglomerations by merging ecosystem service indicators and ecological vulnerability indicators, as well as the use of an ordered weighted averaging (OWA) operator combined with an objective weighting method. In the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area (GBA), a new indicator system for evaluating the ecological conservation relevance was

基金项目: 国家自然科学基金项目(51978274); 广东省自然科学基金项目(2023A1515011451)

收稿日期: 2022-05-22; **采用日期:** 2023-01-01

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wujuanyu@scut.edu.cn

established by incorporating ecosystem service indicators, such as food production and carbon storage, and ecological vulnerability indicators, such as land use intensity, heavy rainfall days, and acid rain sensitivity, in order to balance out one-sided evaluation findings brought on by the removal of some ecosystem service values or critical ecosystem services. Then, using a combined subject-objective assignment method that blended spatial principal component analysis (SPCA) and OWA, the ideal scenario was selected based on conservation efficiency and tradeoff. With a trade-off degree of 0.6837 and a conservation efficiency of 1.0553, scenario 4 was determined to be the best option. In this case, the ecological conservation priority area's overall ecological conservation value is comparatively the highest, and the potential evaluation inaccuracy brought on by the issue of indicator trade-offs is somewhat mitigated. The priority ecological conservation areas of the GBA covered a total area of 26,406.04 km², or 47.69% of the GBA's total land area. The majority of them were situated in areas outside the GBA's central region, including Zhaoqing, Huizhou, Hong Kong, the northern part of Guangzhou, the outer ring of Jiangmen, and the eastern coast of Shenzhen, among others. The red ecological protection line and the bulk of the surrounding general ecological space were effectively covered by the ecological conservation priority areas. This paper proposed a new technique for selecting ecological conservation priority areas in urban agglomerations, which can provide a theoretical framework and technological support for towns and urban agglomerations sustainable ecological development and regional ecosystem management, so as to successfully maintain the regional ecological security of urban agglomerations while better protecting and promoting human welfare.

Key Words: ecological conservation importance; ecological conservation priority areas; ordered weighted averaging; urban agglomeration; Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

作为城镇化发展到高级阶段的空间组织模式,城市群是我国推进新型城镇化与优化国土空间发展结构的重要载体^[1-2]。针对蔓延式城镇扩张模式,以及当前国土生态问题所呈现的区域性污染、叠加效应、行政边界效应等特点,城市群的可持续发展亟待从宏观角度提出整体性生态保护措施,以保障区域生态安全和人类福祉^[3-4]。2019年中共中央国务院正式印发《关于建立国土空间规划体系并监督实施的若干意见》,明确要求遵循生态优先的国土空间规划价值位序^[5]。生态保护优先区是根据地区的自然条件和社会经济状况,以保护自然资源和保障区域生态安全为目的划定的生态保护关键区域^[6-8]。针对城镇发展过程中不断出现的生态保护缺位问题以及实现整体性生态保护的技术难题,如何在城市群尺度下科学识别生态保护优先区,成为当前国土空间规划必须深入研究的重要课题。

识别城市群生态保护优先区的可行方法主要分为两类,一是整合各类生态保护专项规划,以现有生态管制空间为基础划定生态保护优先区;二是从生态完整性、生态系统健康、生态系统服务等方向进行区域生态环境评价^[9-11],并以评价结果作为生态保护等级划分的依据。前者虽易于实际操作,但容易忽略现有生态保护范围外的重要生态空间;后者相关评价结果仅衡量了生态环境整体状况,无法体现生态系统综合特征的空间异质性,抑或是具有空间异质性特征的评价结果用于指导各地区生态保护等级划分的生态机制尚未明晰。国土空间规划背景下提出的资源环境承载能力和国土空间开发适宜性评价(简称“双评价”),是基于对生态环境本底的客观评价进行国土空间的开发与保护的管控性分区。作为双评价中分析区域自然资源禀赋和生态环境条件的基础性工作,生态保护重要性评价目标是在空间上明确各地区生态保护重要程度。生态系统服务指标体现生态系统为人类提供各类生态产品和服务(如提供新鲜的空气和净化水质)的外部功能,而生态脆弱性指标体现生态系统受内外部干扰后生态系统内部要素的稳定程度^[12-14],因此基于囊括生态系统服务和生态脆弱性的生态保护重要性评价识别城市群生态保护优先区,有利于保障生态系统服务的供给水平和维持生态系统的稳定性,以及同时从生态系统的外部功能维度和内部稳定维度维持区域生态安全和保障人类福祉。

当前生态保护重要性评价研究大多通过最大值法或者等权叠加法对评价指标进行简单叠加^[15-16],缺乏

对指标间权重的重点考量。LIAO 等^[17]通过结合层次分析法的有序加权平均(Ordered Weighted Averaged, OWA)算子计算准则权重和位序权重,以两类权重为基础聚合生态系统服务指标和生态敏感性指标,进而获取多种情景的区域生态环境综合评价结果。但是 OWA 算子本质上是一种反映评价者主观风险态度偏好的决策方法,利用层次分析法等主观赋权法和 OWA 算子进行赋权容易出现的主观臆测和主观色彩过重问题。生态敏感性属于生态脆弱性的构成要素之一^[18],当前仍缺乏以综合采纳生态系统服务指标和生态脆弱性指标的生态保护重要性评价为基础,运用结合客观赋权法的 OWA 算子识别城市群生态保护优先区的方法探索。

粤港澳大湾区(以下简称“大湾区”)是快速城镇化地区人地矛盾突出的典型案例,相关国土空间规划与自然资源管理改革的研究与实践在全国具备先进性和模范作用。随着大湾区建设步伐的加快,高强度的人力营造从根本上降低了其生态系统服务水平和提高了其生态系统脆弱性,导致各类生态问题凸显,严重阻碍大湾区的可持续发展。鉴于此,本文以大湾区为例,试图探索一套适用于城市群的生态保护优先区识别方法,具体目标为:(1)构建一个更加全面合理的生态保护重要性评价指标体系;(2)耦合客观赋权法之一的空间主成分分析法(Spatial Principal Component Analysis, SPCA)和 OWA 算子,模拟多情景的生态保护重要性评价;(3)基于生态保护重要性评价结果识别生态保护优先区,辅助决策者更全面认知影响城市群生态安全的重要因素,明晰不同决策风险态度下城市群生态保护优先区多情景模拟与择优方法,为城市群的生态保护区划决策等生态管理提供理论依据和技术支持。

1 数据来源与研究方法

1.1 研究区概况

粤港澳大湾区是在深化泛珠三角区域合作和响应国家区域协调发展战略的倡导下于 2017 年提出规划建设城市群,陆域国土总面积约 5.6 万 km²,包括广东省的珠三角九市和香港与澳门特别行政区(图 1)。该区

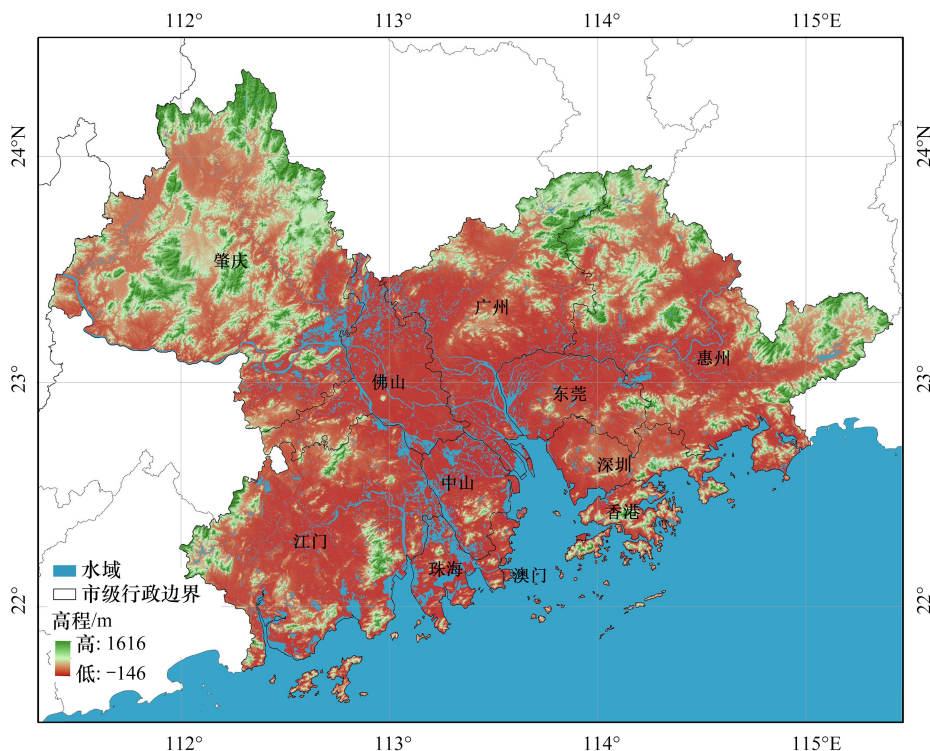


图 1 研究区地理位置及行政区划图

Fig.1 Geographical location and administrative map of the study area

以南亚热带季风气候为主,年均降水量在 1500—2500 mm 之间,具有“三面环山、一面临海、三江汇合”的独特生态本底特点。2020 年,大湾区 GDP 为 11.59 万亿元^[19],常住人口达 8640.24 万人,城镇化率约为 78.99%^[20]。

1.2 数据来源与预处理

本文所使用数据的详细信息详见表 1。借助 ArcGIS 10.8 软件,对各数据进行镶嵌、裁剪、空间插值等一系列预处理,然后统一至相同的投影坐标系,并重采样至 100 m 分辨率的栅格。

表 1 数据说明

Table 1 The data descriptions

数据类型 Data type	时间 Time	格式 Format	分辨率/m Resolution	数据来源 Data source
土地利用数据 Land use data	2020 年	栅格	100	中国科学院资源环境科学与数据中心
粮食产量 Grain output	2020 年	电子表格	—	广东统计年鉴(2021 年版) ^[20] ,香港统计年刊(2021 年版) ^[21]
增强型植被指数(EVI)数据 Enhanced Vegetation Index (EVI) data	2020 年	栅格	250	美国国家航空航天局发布的 MODIS13Q1 植被指数数据集
中国地面气候资料日值数据集 Daily data set of Surface climatic data in China	2020 年	电子表格	—	国家气象科学数据中心
数字高程模型(DEM)数据 Digital Elevation Model (DEM) data	2020 年	栅格	30	地理空间数据云平台
酸雨敏感性数据 Acid rain sensitivity data	2010 年	栅格	1k	中国生态系统评价与生态安全格局数据库
夜间灯光数据 Night light data	2020 年	栅格	500	https://doi.org/10.7910/DVN/YGIVCD
植被净初级生产力数据 Vegetation net primary productivity data	2020 年	栅格	250	https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov
世界土壤数据库(HWSD) Harmonized World Soil Database (HWSD)	2008 年	栅格	500	联合国粮食及农业组织门户网站
2010s 中国陆地生态系统碳密度数据集 China terrestrial Ecosystem carbon Density dataset in 2010	2010 年	电子表格	—	国家生态科学数据中心
自然保护区、森林公园、湿地公园、风景名胜 区、地质公园等生态保护区数据 Natural reserves, forest parks, wetland parks, scenic spots, geoparks and other ecological conservation area data	2020 年	矢量	—	高德地图

1.3 研究方法

1.3.1 生态保护重要性评价指标体系构建

基于《广东省资源环境承载能力和国土空间开发适宜性评价技术指引(试行)》(2020 年 12 月版)^[23]的生态保护重要性评价指标体系,结合大湾区生态环境的主要影响因子和面临的核心生态问题,选取 17 项指标构建大湾区生态保护重要性评价指标体系(表 2)。并根据对生态保护重要性的影响,将所选指标分为正向指标和负向指标,其中正向指标本身数值越大,相应生态保护重要性越高;负向指标则相反,其本身数值越小,相应生态保护重要性越高。需要特别说明的是,在生态脆弱性指标中,暴露度侧重衡量人类社会和自然环境对生态系统的胁迫程度,因此选取土地利用强度和暴雨日数分别表征生态脆弱性的社会暴露因子和自然暴露因子;生态系统的敏感源主要是自然因素,因此选取地形、水体、土壤等生态系统内部要素的敏感性指标衡量生态系统稳定性;适应力侧重衡量生态系统遭受自然环境和人类社会干扰之后的恢复能力,选取夜间灯光指数作为表征生态脆弱性的社会适应因子,以及植被净初级生产力和增强型植被指数作为表征生态脆弱性的自然适应因子。

表 2 生态保护重要性评价指标体系

Table 2 Evaluation indicator system of the ecological conservation importance

目标层 Objective layer	准则层 Criteria layer	一级指标层 Primary indicator layer	二级指标层 Secondary indicator layer	指标属性 Indicator attributes
生态保护重要性评价 Evaluation of the ecological conservation importance	生态系统服务	供给服务	粮食供给	正向
			水源涵养	正向
			土壤保持	正向
			碳储存	正向
	生态脆弱性	支持服务	生物多样性维护	正向
			土地利用强度	正向
			暴雨日数	正向
			水土流失敏感性	正向
		暴露度	石漠化敏感性	正向
			酸雨敏感性	正向
			高程	正向
			坡度	正向
		适应性	地形起伏度	正向
			水域敏感性	正向
			夜间灯光指数	负向
			植被净初级生产力	负向
			增强型植被指数	负向

1.3.2 生态保护重要性评价指标量化

(1) 生态系统服务指标评价

本文运用 InVEST 3.9.0 模型和 ArcGIS 10.8 软件对各生态系统服务指标进行具体量化评价,各指标的
评价方法详见表 3。

表 3 生态系统服务指标的评价方法及方法说明

Table 3 Evaluation methods and descriptions of ecosystem service indicators

生态系统服务指标 Ecosystem service Indicators	评价方法 Evaluation Methodology	方法说明 Description of Methodology
粮食供给 Grain supply	$G = G_{\text{sum}} \times \frac{\text{EVI}}{\text{EVI}_{\text{sum}}}$	G 为粮食产量; EVI 为耕地的增强型植被指数; G_{sum} 和 EVI_{sum} 分别为耕地所属区县或特别行政区的粮食总产量和增强型植被指数值总和
水源涵养 Water conservation	$R = \min\left(1, \frac{249}{\text{Velocity}}\right) \times \min\left(1, \frac{0.9 \times \text{TWI}}{3}\right) \times \min\left(1, \frac{\text{Ksat}}{300}\right) \times Y$	R 为水源涵养量; TWI 为地形湿度指数; Velocity 为流速系数; Ksat 为土壤饱和导水率; Y 为年降水量
土壤保持 Soil conservation	$A = \text{rkls} - \text{usle}$	A 为土壤保持量; rkls 为潜在土壤侵蚀量; usle 为实际土壤侵蚀量
碳储存 Carbon storage	$C = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{soil}}$	C 为综合碳储量; C_{above} 、 C_{below} 和 C_{soil} 分别地上生物量、地下生物量和土壤的碳储量; 由于缺乏有效数据以及死亡有机物碳储量在综合碳储量中的比例相对较小, 本文暂不计算死亡有机物碳储量
生物多样性维护 Biodiversity conservation	$Q_j = H_j \times \left(1 - \frac{D_j^z}{D_j^z + k^z}\right)$	Q 为生境质量; D_j 为土地利用类型 j 的生境退化值; z 为常数 2.5; k 为半饱和参数, 取最高生境退化值的一半, 本文取 0.06; H_j 为土地利用类型 j 的生境适宜性

(2) 生态脆弱性指标评价

本文运用 ArcGIS 10.8 软件对各生态脆弱性指标进行具体量化评价,各指标的
评价方法详见表 4。

表 4 生态脆弱性指标的评价方法及方法说明

Table 4 Evaluation methods and descriptions of ecological vulnerability indicators

生态脆弱性指标 Ecological vulnerability indicators	评价方法 Evaluation Methodology	方法说明 Description of Methodology
土地利用强度 Land use intensity	根据土地利用类型分类赋值	耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地分别赋值 0.6、0.2、0.4、0、10、0.8
暴雨日数 Number of storm days	基于研究区内部和周边气象台站的暴雨日数数据,使用空间插值法获取研究区全域数据	在 ArcGIS 软件内使用样条函数法工具进行空间插值
水土流失敏感性 Soil erosion sensitivity	$SS = R \times K \times LS \times C \times T$	SS 为水土流失敏感性;R 和 K 为分别为降水侵蚀性因子和土壤侵蚀性因子;LS 为地形因子(L 和 S 分别为坡长因子和坡度因子);C 为植被覆盖因子;T 为土壤保持措施因子
石漠化敏感性 Rock desertification sensitivity	$S = D \times P \times C$	S 为石漠化敏感性;D 为土地利用类型的分类赋值,具体赋值参考《资源环境承载能力和国土空间开发适宜性评价技术指南(试行)》(2019 年 6 月版);P 为坡度;C 为植被覆盖因子
酸雨敏感性 Acid rain sensitivity	使用中国生态系统评价与生态安全格局数据库的中国酸雨敏感性数据	—
高程 Elevation	使用 DEM 数据作为高程数据	—
坡度 Slope	基于 DEM 数据,在 ArcGIS 软件内使用坡度工具获取	在坡度工具窗口,输出测量单位选择“度”
地形起伏度 Topographic relief	基于 DEM 数据,在 ArcGIS 软件内使用焦点统计工具获取	在焦点统计工具窗口,邻域类型选择矩形,邻域高度和宽度选择默认的 3×3 像元,统计类型选择 RANG
水域敏感性 Water sensitivity	根据土地利用类型分类赋值	水域赋值 1,其余土地利用类型赋值 0
夜间灯光指数 Night light index	基于原始数据,运用 ENVI 软件进行拼接校正操作	—
植被净初级生产力 Vegetation net primary productivity	基于原始数据,运用 ArcGIS 软件的掩膜工具进行提取操作	—
增强型植被指数 Enhanced vegetation index	在 ArcGIS 软件内使用最大合成法将 16 天分辨率的原始数据合成至年分辨率数据	—

1.3.3 基于 SPCA-OWA 的生态保护重要性评价情景模拟

(1) 运用 SPCA 生成主成分并确定准则权重

SPCA 以主成分分析法原理和 GIS 为基础,通过线性组合生成彼此不相关且数量少于原指标的主成分,实质是把原指标对综合评价结果的影响分配至各主成分因子^[22–23]。本文利用经过标准化处理后的生态保护重要性指标评价结果进行空间主成分分析,将特征值大于 1 作为选取主成分的标准,并根据主成分方差贡献率确定和为 1 的各主成分指标的准则权重。

(2) 基于 OWA 多属性决策的生态保护重要性评价情景模拟

由美国数学家 Yager 在 1988 年提出的 OWA 算子,其核心在于将指标的属性值按照降序排序,并按照排序位次赋予不同的位序权重^[24]。基于 OWA 算子的多属性决策方法则是一种通过聚合准则权重和位序权重,为决策者提供基于不同决策风险系数下多属性决策集,并基于一定的规则对有限个评价结果进行排序或择优的方法^[25]。本文运用单调规则递增法计算主成分指标的位序权重,具体计算公式^[26–27]如下:

$$v = \left(\sum_{k=1}^j w_k \right)^\alpha - \left(\sum_{k=1}^{j-1} w_k \right)^\alpha$$
$$w_k = \frac{n - r_k + 1}{\sum_{j=1}^k (n - r_j + 1)} \quad (k = 1, 2, \dots, n)$$

式中, j 为某主成分指标相应的位序数; v_j 为该主成分指标的位序权重, $v_j \in [0, 1]$; n 为主成分指标数量; α 为决策风险系数, $\alpha \in (0, \infty)$; w_k 为该主成分指标重要等级; r_k 为主成分指标的赋值, 按照指标值本身的大小对指标进行赋值, 最大值赋 1, 次大值赋 2, 以此类推, 最小值赋值为 n 。

基于准则权重和位序权重的生态保护重要性评价的计算公式如下:

$$OWA = \sum_{j=1}^n \left(\frac{c_j v_j}{\sum_{j=1}^n c_j v_j} \right) z_x$$

式中, OWA_x 为研究区内栅格 x 的生态保护重要性栅格值; c_j 为位序权重相应主成分指标的准则权重; z_x 为准则权重和位序权重两者相应主成分指标栅格值。

此外, 在一些仅考虑准则权重的多属性决策中, 一些属性值 (即栅格值) 较高但权重值较低的指标可能会被另一些属性值较低但权重值较高的指标所补偿, 作为折中后的决策结果往往失去了决策者想表达的部分高属性值对决策的实际影响作用^[28]。因此, 为降低由此造成的决策误差, 应可能地减小指标间的权衡作用。OWA 多属性决策方法中的权衡度 (trade-off) 表示为不同决策风险系数下指标间的补偿程度^[29], 具体计算公式^[30]如下:

$$\text{tradeoff} = - \sqrt{\frac{n \sum_k \left(w_k - \frac{1}{n} \right)^2}{n-1}} \quad (k = 1, 2, \dots, n)$$

式中, tradeoff 为权衡度, 且 $0 \leq \text{tradeoff} \leq 1$; n 为主成分指标数量; w_k 为第 k 个主成分指标重要等级。

1.3.4 生态保护优先区识别

(1) 不同情景的生态保护优先区识别

本文将生态保护重要性评价结果进行降序排列, 将生态保护重要性累积值前 50% 中最小栅格值作为生态保护重要性阈值。然后在 ArcGIS 软件中使用聚合面工具, 将大于和等于生态保护重要性阈值的区域中相对聚集或邻近的图斑聚合为相对完整连片图斑, 聚合结果作为各情景初步生态保护优先区。

基于所得的生态保护重要性评价情景, 将各主成分指标位序权重相等的情景设为情景 Q, 该情景评价结果相当于不考虑表征主观决策态度的决策风险系数, 所得生态保护重要性评价结果相对客观。以 2 km^2 为初始值和 2 km^2 为步长, 统计分析情景 Q 的初步生态保护优先区中面积小于阈值的图斑数量和总面积随面积阈值变化的情况, 将图中拐点作为图斑面积阈值, 并根据阈值剔除相应独立分散小图斑。在此基础上合并大湾区内国家级和省级的各类生态保护区, 并且剔除现有建设用地, 从而获得各情景最终生态保护优先区。

(2) 最优情景的生态保护优先区识别

计算不同情景最终生态保护优先区对于情景 Q 的生态保护重要性评价结果的保护效率, 保护效率的计算公式如下:

$$P_i = \frac{\overline{E_i}}{\overline{E_1}}$$

式中, i 为情景序号, P_i 为情景 i 的保护效率, $\overline{E_i}$ 为情景 i 的生态保护优先区范围内情景 Q 的生态保护重要性平均值, $\overline{E_1}$ 为整个研究区范围内情景 Q 的生态保护重要性平均值。保护效率越高, 相应生态保护优先区单位面积的生态保护重要性越高, 该优先区对于整个研究区的生态安全保障越关键。

基于上述分析, 对比分析各情景的保护效率与权衡度筛选出最优情景, 并将相应优先区作为研究区最终的生态保护优先区识别结果。

2 结果分析

2.1 各情景生态保护重要性评价结果分析

本文运用 SPCA 方法生成了基于生态保护重要性评价指标的 5 个主成分, 各主成分的特征值、方差贡献

率和准则权重详见表 5。OWA 多属性决策方法依据决策风险系数设置情景方案,而决策风险系数可以是大于零的任意数,因此理论上可以设置无数种情景。综合考虑研究效率和不同决策风险系数的代表性,在排除决策风险系数为 0 和无限大对应的两种在实际决策中几乎不可能出现的极端情景的情况下,本文设置了 7 种决策风险系数情景,各情景的决策风险系数、权衡度和各主成分指标的位序权重如表 6 所示。然后使运用 TerrSet 2020 软件平台的 MCE 模块进行 OWA 多属性决策情景模拟,该模拟过程通过聚合主成分指标的位序权重和准则权重得到各情景的生态保护重要性评价结果(图 2)。

表 5 主成分的特征值、方差贡献率和准则权重

Table 5 Eigenvalue, variance contribution rate and criterion weight of principal components

主成分属性 Attributes of principal components	主成分 Principal components				
	主成分 1 Principal component 1	主成分 2 Principal component 2	主成分 3 Principal component 3	主成分 4 Principal component 4	主成分 5 Principal component 5
特征值 Eigenvalue	4.206	3.394	1.863	1.519	1.441
方差贡献率/% Variance contribution rate	24.739	19.965	10.965	8.933	8.474
准则权重 Criterion weight	0.339	0.273	0.150	0.122	0.116

主成分分析报告显示,KMO 取样适切性量数为 0.813(>0.7),巴特利特球形度检验的显著度为 0.000(<0.001),因此本文数据通过 KMO 检验和 Bartlett's 检验,适宜进行主成分分析

表 6 各情景的决策风险系数、权衡度和位序权重

Table 6 Decision risk factors, trade-off and ordered weights for different scenarios

情景 Scenarios	决策风险系数 α Decision risk factor	权衡度 Tradeoff	位序权重 Ordered weight				
			位序权重 1 Ordered weigh 1	位序权重 2 Ordered weigh 2	位序权重 3 Ordered weigh 3	位序权重 4 Ordered weigh 4	位序权重 5 Ordered weigh 5
1	0.1	0.1851	0.8513	0.0611	0.0378	0.0277	0.0221
2	0.2	0.3418	0.7248	0.1078	0.0703	0.0535	0.0436
3	0.5	0.6837	0.4472	0.1852	0.1421	0.1198	0.1056
4	1	1.0000	0.2000	0.2000	0.2000	0.2000	0.2000
5	2	0.7172	0.0400	0.1200	0.2000	0.2800	0.3600
6	5	0.3684	0.0003	0.0099	0.0675	0.2499	0.6723
7	10	0.1289	0.0000	0.0001	0.0059	0.1013	0.8926

OWA 多属性决策方法中的决策风险并非指决策犯错的可能性,而是指决策者规避风险的态度,因此不同风险系数情景分别代表了在实际决策过程中不同规避风险态度情景。在决策风险系数为 1 的情景 4 中,决策者无明显的规避风险或冒险偏好,各指标位序权重相等,但权衡度为最大值 1,指标间权衡补偿作用显著,此时各地区生态保护重要性评价结果空间差异较为明显;从情景 4 到情景 1,决策风险系数逐渐降低,代表决策者规避风险的态度越来越强烈,此时位序权重逐渐更多分配给栅格值较小指标,同时权衡度逐渐趋近于 0,指标间权衡补偿作用越来越小,最终各地区生态保护重要性评价结果逐渐降低且空间分布差异减小;从情景 4 到情景 7,决策风险系数逐渐升高,代表决策者规避风险的态度越来越微弱,此时位序权重逐渐更多分配给栅格值较大指标,同时指标间权衡补偿作用越来越小,最终各地区生态保护重要性评价结果升高而空间分布差异越来越小。情景 4 中各地区生态保护重要性评价结果相当于不考虑决策者主观的规避风险态度,只通过由客观赋权法——主成分法得到的准则权重进行主成分指标聚合,所得生态保护重要性评价结果不受主观决策意愿影响,因此该情景相对客观结果适用于作为统一的生态本底来确定生态保护优先区图斑面积阈值和衡量各情景保护优先区的保护效率。

2.2 不同情景和最优情景的生态保护优先区识别结果分析

根据情景 4 的生态保护重要性评价结果,统计分析该情景初步生态保护优先区中面积小于阈值的图斑数

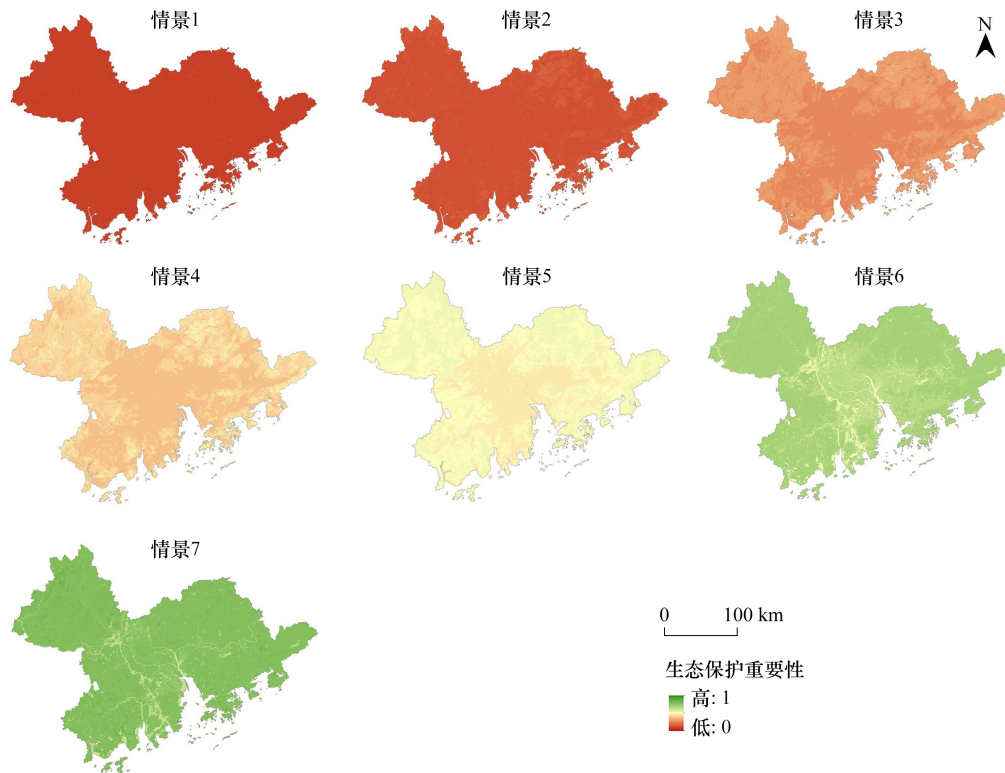


图 2 各情景生态保护重要性评价结果空间分布图

Fig.2 Spatial distribution of ecological conservation importance evaluation results for different scenarios

量和总面积随面积阈值变化的情况(图 3),确定拐点(最先出现增长率为 0 的转折点)对应的 26 km^2 为图斑面积阈值。该阈值对应需要剔除的生态保护优先区图斑数量为 10086 个,占生态保护优先区图斑总数的 99.51%;面积为 1971.54 km^2 ,占生态保护优先区图斑总面积的 7.98%。由此可见,大湾区生态保护优先区图斑的数量关系符合帕累托分布特点,即较少数量的生态保护优先区图斑占有大面积的生态保护优先区域,该现象的主要原因是大湾区快速的城镇化过程中城镇建设用地对高质量生态用地的侵占和分割。根据上述方法确定图斑面积阈值,实际上是为了在尽可能减少生态保护优先区总面积缩减的基础上剔除较多数量的小面积图斑,从而减小生态保护优先区的破碎化程度。

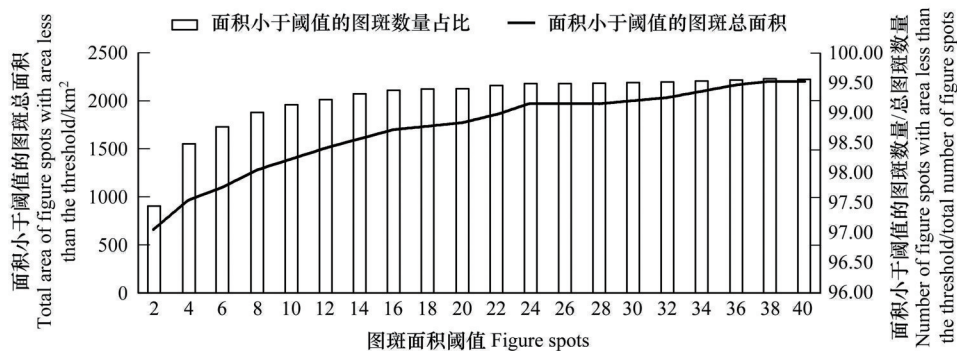


图 3 情景 5 的初步生态保护优先区图斑统计分析图

Fig.3 Statistical analysis map of figure spots of the preliminary ecological conservation priority areas for scenario 5

基于所得的图斑面积阈值和各情景生态保护优先区识别方法,获得各情景最终生态保护优先区。然后计

算各情景生态保护优先区的保护效率,结果如表 7 所示,其中情景 4 对应的整个大湾区的生态保护重要性平均值为 0.4069。从保护效率来看,情景 3 和情景 4 的保护效率最高,同为 1.0553,表明这两种情景的生态保护优先区单位面积生态保护重要性最高,相应区域划定为生态保护优先区的价值度和紧迫性最高。再结合权衡度(表 6),情景 3 相比于情景 4 在一定程度上弥补了主成分指标间的权衡影响。因此,本研究最终选择情景 3 的生态保护优先区作为大湾区最终的生态保护优先区识别结果,其空间分布如图 5 所示。

表 7 各情景生态保护优先区的保护效率
Table 7 Conservation efficiency of ecological conservation priority areas for different scenarios

情景 Scenarios	生态保护优先区范围内情景 5 的生态保护重要性平均值 Average ecological conservation importance of scenario 5 within the ecological conservation priority area	保护效率 Conservation efficiency
1	0.4226	1.0386
2	0.4277	1.0511
3	0.4294	1.0553
4	0.4294	1.0553
5	0.4287	1.0536
6	0.4250	1.0445
7	0.4147	1.0192

由图 4 可知,大湾区生态保护优先区面积为 26406.04 km²,占大湾区陆域国土总面积的 47.69%,平均海拔为 231.39 m,主要分布在大湾区中部以外的地区,如肇庆、惠州和香港的大部分地区、广州的北部、江门的周边地区以及深圳东部沿海的区域。该区域实质上在空间上确定了关乎人类福祉最重要区域,应实行最严格的生态管制措施,严禁破坏生态环境的各类开发活动,确保生态系统服务功能不降低和生态脆弱性不提高。在大湾区东南部的东莞、深圳和香港这三个城市范围内,城镇建设用地和生态保护优先区分布较为紧密,可用于城镇建设开发的其余区域面积很小,因此如何加快转变土地利用方式,实行存量优先的集约化发展是这三个城市共同面临的发展难题。

从大湾区生态保护优先区的土地利用数量结构来看,耕地、林地、草地、水域和未利用地的面积分别为 215654 hm²、2318945 hm²、60355 hm²、45424 hm² 和 226 hm²,分别占生态保护优先区总面积的 8.17%、87.82%、2.29%、1.72%和 0.01%。结合生态保护优先区土地利用空间分布情况(图 5)可知,在生态保护优先区内,林地是绝对优势土地利用类型,出现该结果的原因,一是相对于其他用地,林地提供水源涵养、土壤保护、碳储存、生物多样性维持等生态系统服务的能力更强;二是林地主要分布在高程、坡度、地形起伏度等地形因子敏感性较高区域。耕地主要分布在大湾区西北部的肇庆和东部的惠州,这些耕地由于较高的粮食供给服务水平而被纳入优先区;草地大面积出现在大湾区东南部的香港,原因是香港境内草地的水源涵养、土壤保持、碳储存、生物多样性维持等生态系统服务水平较高,以及较高的高程、坡度、地形起伏度等地形因子敏感性导致其生态脆弱性较高。此外,生态保护优先区内耕地、林地、草地、水域和未利用地的面积在整个大湾区陆域范围内相应土地利用类型总面积中的占比为 18.07%、77.64%、50.77%、11.26%和 31.97%,该占比一定程度反映了各土地利用类型需要被纳入生态保护优先区实行严格保护的强度。其中占比最小的土地利用类型为水域,原因有二,其一是本文的碳储存服务缺乏对水域固碳能力的量化,同时相对于淡水和海洋生态系统,森林、草地、农田等陆地生态系统系统是本文研究的粮食供给、水源涵养和土壤保持等生态系统服务的供给主体;二是水生态系统的脆弱性主要受岸上周边地区的影响^[31],而本文选取的生态脆弱性指标更多考虑的是生态系统内部要素稳定性,缺乏针对水域外部干扰因素的关注。

3 讨论

3.1 生态保护重要性评价的内涵与优化建议

以往的多数生态系统评价指标,例如生态足迹、生态完整性、生态环境可持续性、生态系统健康等指数均

没有同时从外部功能性和内在稳定性这两个生态系统的核心属性评价生态系统。生态系统服务这一生态系统的外部功能属性从生态系统面向人类社会的众多功能增进了人类福祉角度体现了生态系统的保护价值,生态脆弱性这一生态系统的内在稳定性属性从其表征的潜在不稳定性可能危及人类福祉角度体现了生态系统的保护价值。囊括生态系统服务和生态脆弱性的生态保护重要性从生态系统的外部功能性和内在稳定性体现了各地区生态保护价值差异。本文从生态保护和可持续发展的终极目标——提高人类福祉这一角度出发,将生态保护重要性定义为某个地区在生态系统服务因子和生态脆弱性因子综合影响下对于保障和增进人类福祉的重要程度。生态保护重要性高值区为人类提供了多样的生态系统服务或受到人类或自然干扰时容易失衡而产生生态问题,因此应重点关注其生态保护、建设和管制。

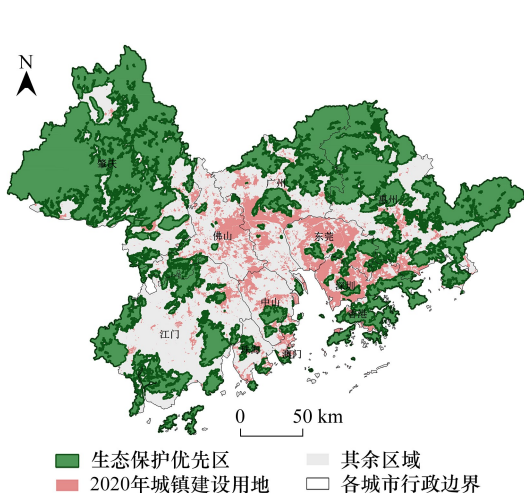


图 4 最优情景的生态保护优先区空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution of ecological conservation priority areas for the optimal scenario

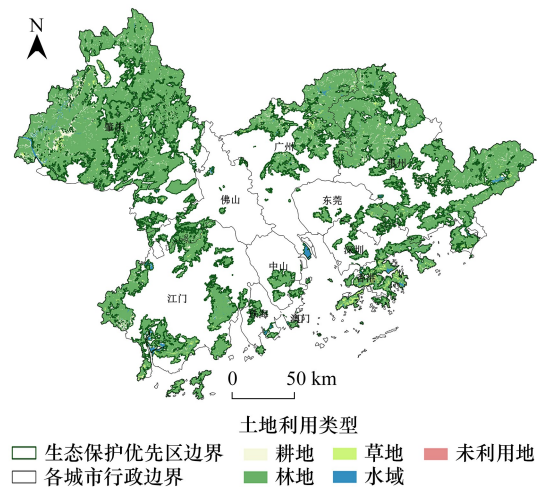


图 5 最优情景的生态保护优先区土地利用空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution of land use in ecological conservation priority areas for the optimal scenario

根据生态系统服务内涵和生态脆弱性内涵的完整性,本文在双评价技术指引的生态保护重要性评价指标体系的基础上进行了适当拓展,将更多的从属于生态系统服务的供给服务和调节服务指标以及从属于生态脆弱性的暴露度、敏感性和适应力指标纳入生态保护重要性评价指标体系内,一定程度上弥补了因忽略部分生态系统服务价值或者关乎生态脆弱性的重要因素所导致的评价结果片面性问题。例如,将粮食供给服务纳入评价体系,可以从满足人类粮食需求角度衡量耕地对人类福祉的增进作用,从而体现不同耕地的生态保护价值,有助于生态保护重要性评价结果的作用从保障单一的生态安全拓宽至维系生态安全和粮食安全等多重国土安全。将暴露度和适应力指标纳入评价体系,可以更加全面地评价生态系统在人为因素、生态系统的外部干扰和自身恢复力的综合影响下其生态保护重要程度。未来研究可考虑将文化服务纳入基于生态保护重要性评价体系,衡量生态系统的非物质文化遗产层面的生态保护价值,将有助于在保障物质层面福祉基础上增进人类独有的精神层面福祉。

本文运用结合 SPCA 的 OWA 算子进行生态保护重要性的综合评价,该方法属于主客观结合赋权法,一定程度上规避了仅考虑客观赋权法忽略决策者主观决策态度的问题,以及利用主观赋权法和 OWA 算子进行赋权容易出现的主观臆测和主观色彩过重问题。其局限性在于所谓的客观赋权法之一的主成分分析法是以决策者主观选择侧重于基于指标的信息荷载量确定准则权重为提前,并且通过降维所得主成分的解释性具有模糊性,即较难判断主成分的实际意义,因此优化 SPCA 使得主成分具备合理的解释性可能是未来相关研究的一大难点。

3.2 生态保护优先区在生态管理层面的现实意义

截止至 2022 年 2 月,选取大湾区已对公众公布市域国土空间规划编制成果的四座城市,将这些城市的生

态保护红线、一般生态空间和永久基本农田划定结果,与本文最优情景的生态保护优先区识别结果进行对比分析(图6)。对比结果显示,生态保护优先区识别结果不仅基本覆盖生态保护红线,而且囊括了红线周边大部分的一般生态空间,原因是本文用于提取生态保护优先区的生态保护重要性阈值较高,实则代表了本文秉持更加严格的生态保护理念。与惠州相比,广州、深圳等经济较为发达而耕地面积较少的城市的永久基本农田与本文所得生态保护优先区的重合率相对较低,原因是本文仅基于耕地粮食产量计算粮食供给服务进而衡量耕地的生态保护重要性,而广州和深圳的年粮食产量远远低于惠州等粮食供给服务较高的城市,最终造成从整个大湾区来看广州和深圳的高质量耕地的生态保护重要性相对较低。因此,建议在城市群生态系统管理过程中以生态保护优先区为基础,同时结合各城市的生态保护红线和永久基本农田落位实施严格保护措施的

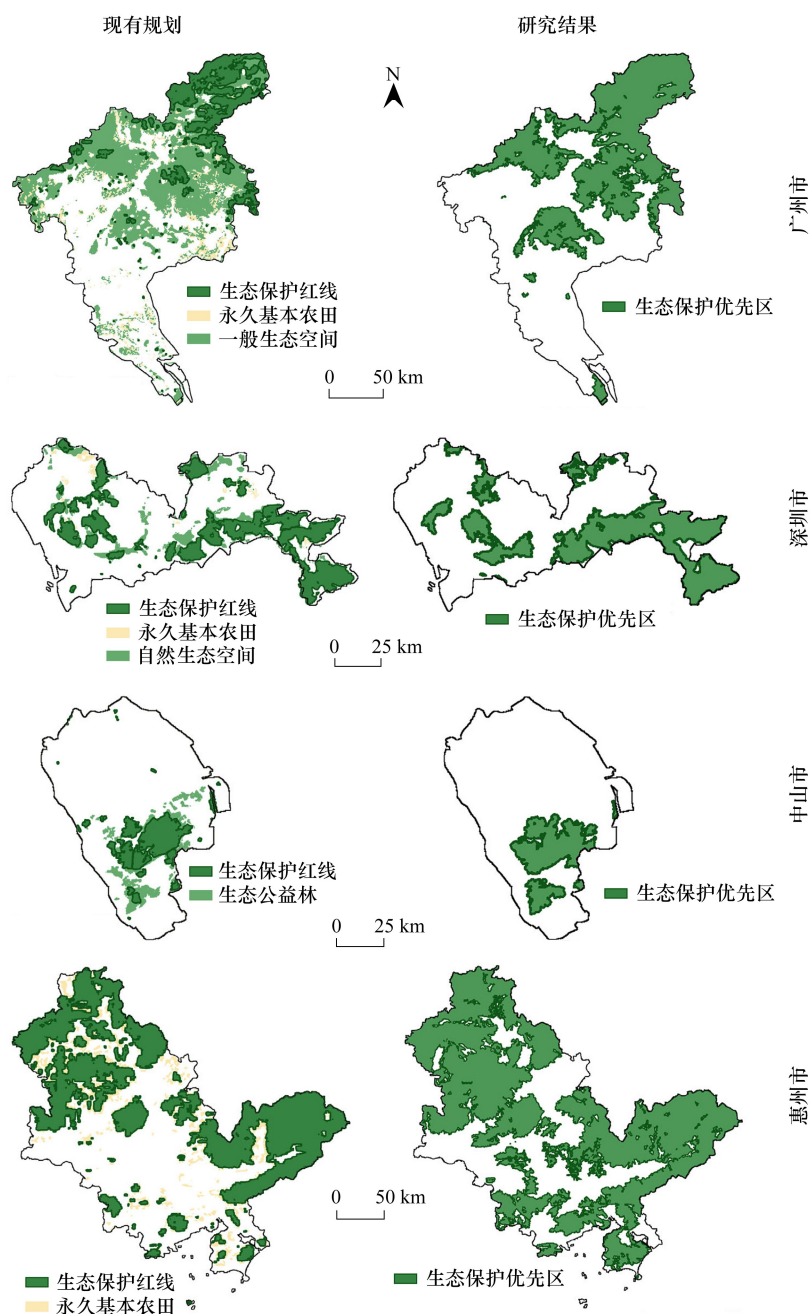


图6 现有国土空间规划编制结果与研究结果对比分析图

Fig.6 Comparative analysis of the results of existing territorial spatial planning and the results of the study

生态存量空间,实现更加整体的生态环境保护。由于本文结果为不考虑诸多利益博弈等现实因素下的理想情景结果,各市域和县域生态保护优先区的精准落位仍需结合地方生态保护专项研究。此外,本文剔除破碎化图斑所得生态保护优先区虽便于开展全域管理,但同时也牺牲了少量重要的生态空间,如何权衡生态保护优先区的管理难度和破碎化图斑的覆盖率之间的矛盾,需要进一步的探索研究。

4 结论

本文以粤港澳大湾区为例,选取 17 项指标构建了以生态系统服务和生态脆弱性为准则层,从属于生态系统服务的供给服务、调节服务、支持服务以及从属于生态脆弱性的暴露度、敏感性和适应力为一级指标层的生态保护重要性评价指标体系,并进行了评价指标的量化分析。然后引入耦合空间主成分分析的 OWA 多属性决策方法进行 7 种情景的生态保护重要性评价模拟,并以此为基础识别了各情景的生态保护优先区。接着基于保护效率和权衡度双重考虑因素在多个生态保护优先区情景中进行择优,筛选出最优情景 4,相应保护效率为 1.0553,权衡度为 0.6837,该情景的保护效率相对最高且一定程度上弥补了指标间的权衡影响。最终所识别的大湾区生态保护优先区面积为 26406.04 km²,占大湾区陆域国土总面积的 47.69%,主要分布在大湾区中部以外的肇庆、惠州、香港、广州北部、江门外环以及深圳东部沿海地区。生态保护优先区的识别与划定将有效维护城市群的区域生态安全,同时更好地保障和增进人类福祉。

参考文献(References):

- [1] 马世发,黎夏.地理模拟优化系统(Geo SOS)在城市群开发边界识别中的应用.城市与区域规划研究,2019(1):79-93.
- [2] 方创琳,宋吉涛,张蕾,李铭.中国城市群结构体系的组成与空间分异格局.地理学报,2005,60(5):827-840.
- [3] 杨晓娇,王效科.中国城市化速度区域差异及其主要影响因素分析.生态科学,2019,38(3):36-44.
- [4] 徐德琳,林乃峰,徐梦佳,刘冬,邹长新.我国城市群生态环境问题及生态安全格局构建浅析.2014 中国环境科学学会学术年会论文集(第二章).成都,2014:270-273.
- [5] 杨保军,陈鹏,董珂,孙娟.生态文明背景下的国土空间规划体系构建.城市规划学刊,2019(4):16-23.
- [6] 刘艳.自然保护区的法律保护探讨[D].长沙:中南林业科技大学,2006.
- [7] 中华人民共和国环境保护部.关于印发《中国生物多样性保护战略与行动计划》(2011-2030 年)的通知.(2010-12-17)[2022-01-15].
https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201009/t20100921_194841.htm.
- [8] 贾良清,欧阳志云,赵同谦,王效科,肖焱,肖荣波,郑华.安徽省生态功能区划研究.生态学报,2005,25(2):254-260.
- [9] 左璐,孙雷刚,徐全洪,刘剑锋,李晓婧,鲁军景.区域生态环境评价研究综述.云南大学学报:自然科学版,2021,43(4):806-817.
- [10] Wu D C, Liu J P. Spatial and temporal evaluation of ecological footprint intensity of Jiangsu Province at the County-level scale. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(21):7833.
- [11] Chen W X. A multi-scale assessment of ecosystem health based on the Pressure-State-Response framework: a case in the Middle Reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations, China. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(19):29202-29219.
- [12] 李晖,杨树华,姚文璟,王思琪,易娜,刘大邦.基于 GIS 的怒江流域中段生态保护重要性评价.中国生态农业学报,2011,19(4):947-953.
- [13] 张学玲,余文波,蔡海生,郭晓敏.区域生态环境脆弱性评价方法研究综述.生态学报,2018,38(16):5970-5981.
- [14] 杨帆,李纯斌,吴静,李怀海.基于生态系统服务功能重要性及生态敏感性分析的生态空间分布与保护方向研究.国土与自然资源研究,2020(5):19-25.
- [15] 黄心怡,赵小敏,郭熙,江叶枫,赖夏华.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.生态学报,2020,40(3):1065-1076.
- [16] 牛晓楠,倪欢,陈国光,张定源,张景,张洁,吴佳瑜.福建省生态保护重要性评价.生态学报,2022,42(3):1130-1141.
- [17] Liao J, Shao G, Wang C, Tang L, Huang Q, Qiu Q. Urban sprawl scenario simulations based on cellular automata and ordered weighted averaging ecological constraints. Ecological Indicators, 2019, 107:105572.
- [18] 魏明欢,胡波洋,杨鸿雁,张蓬涛,张贵军,赵丽.山区县域土地利用变化对生态脆弱性的影响——以青龙满族自治县为例.水土保持研究,2018,25(6):322-328.
- [19] 涂成林,田丰,李罗力.中国粤港澳大湾区改革创新报告—2021,2021.北京:社会科学文献出版社,2021.
- [20] 广东省统计局,国家统计局广东调查总队.广东统计年鉴—2021.北京:中国统计出版社,2021.

- [21] 香港特别行政区政府统计处. 2021 年版香港统计年刊. 香港: 政府统计刊物出版组, (2021-10-29)[2022-05-10].
- [22] Nandy S, Singh C, Das K K, Kingma N C, Kushwaha S P S. Environmental vulnerability assessment of eco-development zone of Great Himalayan National Park, Himachal Pradesh, India. *Ecological Indicators*, 2015, 57: 182-195.
- [23] 王贝贝, 丁明军, 管琪卉, 艾嘉会. 基于格网的南昌市生态环境脆弱性评价. *生态学报*, 2019, 39(15): 5460-5472.
- [24] Yager R R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decisionmaking. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 1988, 18(1): 183-190.
- [25] 张渝萌, 李晶, 曾莉, 杨晓楠, 刘婧雅, 周自翔. 基于 OWA 多属性决策的生态系统服务最优保护区选择研究——以渭河流域(关天段)为例. *中国农业科学*, 2019, 52(12): 2114-2127.
- [26] Zarghami M. Fuzzy quantifiers in sensitivity analysis of OWA operator. *Computers & Industrial Engineering*, 2008, 54(4): 1006-1018.
- [27] Yager R R. Quantifier guided aggregation using OWA operators. *International Journal of Intelligent Systems*, 1998, 11(1): 49-73.
- [28] 刘焱序, 彭建, 韩忆楠, 魏海, 杜悦悦. 基于 OWA 的低丘缓坡建设开发适宜性评价——以云南大理白族自治州为例. *生态学报*, 2014, 34(12): 3188-3197.
- [29] Jiang H, Eastman J R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 2000, 14(2): 173-184.
- [30] 赵文祯, 韩增林, 闫晓露, 钟敬秋. 基于生态系统服务多情景权衡的生态安全格局构建——以大连市瓦房店为例. *自然资源学报*, 2020, 35(3): 546-562.
- [31] 蔡庆华, 吴刚, 刘建康. 流域生态学: 水生态系统多样性研究和保护的一个新途径. *科技导报*, 1997, 15(5): 24-26.