DOI: 10.5846/stxb202201230219
刘芳锐,张正栋,王欣怡,毛源远,董剑彬,黄楚珩,刘钰坤.粤港澳大湾区生态系统健康时空变化及其对城镇化的响应.生态学报,2023,43(7):2594-2604.
Liu F R, Zhang Z D, Wang X Y, Mao Y Y, Dong J B, Huang C H, Liu Y K.Spatio-temporal variation of ecosystem health and its response to urbanization in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area.Acta Ecologica Sinica,2023,43(7):2594-2604.

粤港澳大湾区生态系统健康时空变化及其对城镇化的响应

刘芳锐,张正栋*,王欣怡,毛源远,董剑彬,黄楚珩,刘钰坤
华南师范大学地理科学学院,广州 510631

摘要:区域生态系统健康评价是获取区域生态系统状况的重要手段,对生态保护和恢复具有现实的指导意义。研究从人类与生态系统耦合角度出发,基于生态系统完整性以及人类对生态系统服务的需求,在“活力-组织力-弹性”框架基础上引入生态系统服务供需指标构建评价框架。以粤港澳大湾区为例,分析 2005—2018 年生态系统健康时空变化特征及其对城镇化的响应。研究结果表明:(1)2005—2018 年间,大湾区生态系统健康呈现中部低四周高的空间格局,以好,较好和一般水平为主;从时间变化上来看,大湾区四周山区生态系统健康状况有所改善,而中部地区健康状况则逐渐恶化。(2)大湾区生态系统活力在改善区域生态系统健康中发挥了重要的作用;此外,生态系统服务供需对传统生态系统健康评价结果进行适当修正,生态系统服务供需赤字加剧了中部地区生态系统健康状况的恶化。(3)大湾区生态系统健康与人口城镇化、土地城镇化间均存在显著的空间负相关性,其中,土地城镇化对生态系统健康的负面影响越来越显著,特别是大湾区中部地区。研究以期为生态系统健康评价提供新思路,同时为大湾区生态系统保护与管理提供参考。

关键词:区域生态系统健康;生态系统完整性;生态系统服务需求;粤港澳大湾区

Spatio-temporal variation of ecosystem health and its response to urbanization in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

LIU Fangrui, ZHANG Zhengdong*, WANG Xinyi, MAO Yuanyuan, DONG Jianbin, HUANG Chuheng, LIU Yukun
School of Geography, South China Normal University, Guangzhou 510631, *China*

Abstract: Regional ecosystem health assessment is an important method for obtaining information on ecosystem condition, which has practical guiding significance for the ecological restoration and management. This study established an ecosystem health assessment framework by integrating ecosystem integrity and human demand for ecosystem services from the perspective of coupled human and ecosystems, which integrated ecosystem services supply-demand into the framework of “Vigor-Organization-Resilience”. Taking the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area as a case study, this study analyzed the spatio-temporal variation characteristics of ecosystem health, and explored the relationship between urbanization and ecosystem health from 2005 to 2018. The results indicated that: (1) The level of ecosystem health was low in the central region of the study area and high in the surrounding areas from 2005 to 2018. The well, relatively well and ordinary health levels dominated throughout the study area in 2005 and 2018. From the perspective of temporal changes, the ecosystem health in the surrounding mountains of the study area was improved, while the ecosystem health in the central

基金项目:国家自然科学基金项目(41471147)
收稿日期:2022-01-23; **网络出版日期**:2022-11-20
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zhangzdedu@163.com

region was gradually deteriorated. (2) The ecosystem vigor in the study area played an important role in improving the regional ecosystem health. In addition, the ecosystem services supply-demand could appropriately modify the results of the traditional ecosystem health assessment, and the deficit of ecosystem services supply-demand in the central region aggravated the deterioration of ecosystem health. (3) Ecosystem health had significantly negative spatial correlations with land urbanization and population urbanization in the study area, and the negative impact of land urbanization on ecosystem health was increasingly significant, especially in the central region. This study can provide a new idea of ecosystem health assessment, and provide scientific references for ecological protection and management in the study area at the same time.

Key Words: regional ecosystem health assessment; ecosystem integrity; ecosystem services demand; Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

生态系统为人类提供了自然资源和生存环境,其服务功能是人类生存和发展的基础,因此维持健康的生态系统对于实现自然和社会的可持续发展具有重要意义[1—2]。近年来随着城镇化带来的城市扩张和人口集聚,我国生态系统的结构和功能发生巨大变化,由此带来的巨大压力导致生态系统的退化[3—4]。因此,生态系统健康评价受到广泛关注,不仅为评价区域生态系统健康状况提供了有效工具,而且对生态系统管理和恢复具有重要的指导意义[5—8]。

生态系统健康是指生态系统在人类活动干扰下保持其结构和功能的完整性以及可持续满足人类社会合理需求的能力,被认为是生态系统质量最直接的反映[1,9—10]。因此,建立合适的评价框架是区域生态系统健康评价的关键。目前,越来越多的研究集中于生态系统健康评价框架的改进上,针对不同尺度的区域建立了较多生态系统健康评价框架[11—12]。生态系统健康评价可以通过 VOR 框架("活力-组织力-弹性"框架)有效评价生态系统自然健康状态[13]。袁毛宁等[14],Peng 等[15]基于 VORES 框架("活力-组织力-弹性-生态系统服务"框架)分别评价了广州市和深圳市的生态系统健康,该评价框架和 VOR 框架均侧重于评价生态系统完整性,但忽视了人类活动及需求对生态系统的影响[16]。Zhao 等[17]基于 PSR 框架("压力-状态-响应"框架)评价了典型喀斯特地区六盘水市的生态系统健康,该框架及其扩展框架 DPSIR 框架("驱动-压力-状态-影响-响应"框架)等虽强调了人类活动与生态系统相互作用的因果关系,但忽略了生态系统完整性和自然状态的有效评价[18]。此外,Zeng 等[19]基于自然-社会-经济子系统评价中国特大城市和大城市的生态系统健康状况,通过可持续发展评价的方法从生态系统的角度强调了生态系统完整性,但该框架也未能反映人类活动及需求与生态系统之间相互作用的因果关系[20—21]。综上,现有评价框架为评价生态系统健康状况提供了多种视角,但目前大多数研究仅从生态系统自然状态或外部干扰单一方面进行评价[16]。然而,从人类与生态系统耦合角度出发,整合生态系统完整性以及人类对生态系统服务需求的生态系统健康评价框架仍然较少。

在快速的城镇化和工业化背景下,粤港澳大湾区(以下简称"大湾区")已逐步演变为高度人工化的自然-社会-经济复合生态系统,人类与生态系统之间存在密切联系。因此,为深入了解大湾区生态系统健康状况,在 VOR 框架的基础上,本研究从生态系统完整性和人类对生态系统服务的需求两个方面提出了改进的评价方法。一方面,健康的生态系统应关注自然生态系统完整性,包括了生态系统活力,组织力,弹性及其功能。另一方面,人类作为生态系统重要组成部分,需要考虑人类对生态系统服务的需求。生态系统服务供给与需求的关系是自然生态系统与人类社会相互作用的基本途径[22—23]。了解区域生态系统服务供需状况是维持区域生态系统健康的基础[24]。鉴于此,本研究在 VOR 框架基础上引入生态系统服务供需指标建立评价框架,分析 2005—2018 年大湾区生态系统健康时空演变规律并探讨城镇化对生态系统健康的动态影响,以期为生态系统健康评价提供新思路同时为大湾区生态系统保护与管理提供科学依据。

1　研究区概况与数据来源

1.1　研究区概况

粤港澳大湾区(21°25′—24°30′N,111°12′—115°35′E)地处广东省中南部,由广州市、深圳市、珠海市、佛

山市、东莞市、中山市、惠州市、江门市、肇庆市以及香港和澳门两个特别行政区组成。大湾区面积 5.6 万 km^2，以亚热带和热带季风气候为主，年均降水量 1300—2500 mm，平均气温 22.3℃。大湾区地势西北高东南低，山地主要分布在东北和西北地区，中部和沿海地区则以平原为主。截至 2018 末，大湾区人口已达 7115.98 万，常住人口的城镇化率高达 85%，地区生产总值为 10.87 万亿元。2005 年以来，国家提出了建设用地集约利用和生态建设等新的土地管理理念，显著减少大湾区对生态用地的占用[25]。2019 年 2 月国家发布《粤港澳大湾区发展规划纲要》，提出将粤港澳大湾区建设成世界级城市群，在整个国家的发展中起着重要的战略地位。

1.2 粤港澳大湾区土地利用/土地覆盖变化

大湾区 2005—2018 年土地利用/土地覆盖类型以林地和耕地为主，林地主要分布在东北部以及西北部，而耕地则分布在各城市核心区周边区域（图 1）。2005—2018 年间，耕地，林地和水域为主要减少的类型，其中耕地转为建设用地和林地转为建设用地为主要转换类型，变化面积分别为 115847.75 hm^2 和 57471.50 hm^2。2005—2018 年间，随着城市的快速扩张，2018 年大湾区建设用地面积约占 14%，由 643318.75 hm^2 增加到 815127.50 hm^2，发生变化的区域主要分布在珠江口两岸地区。

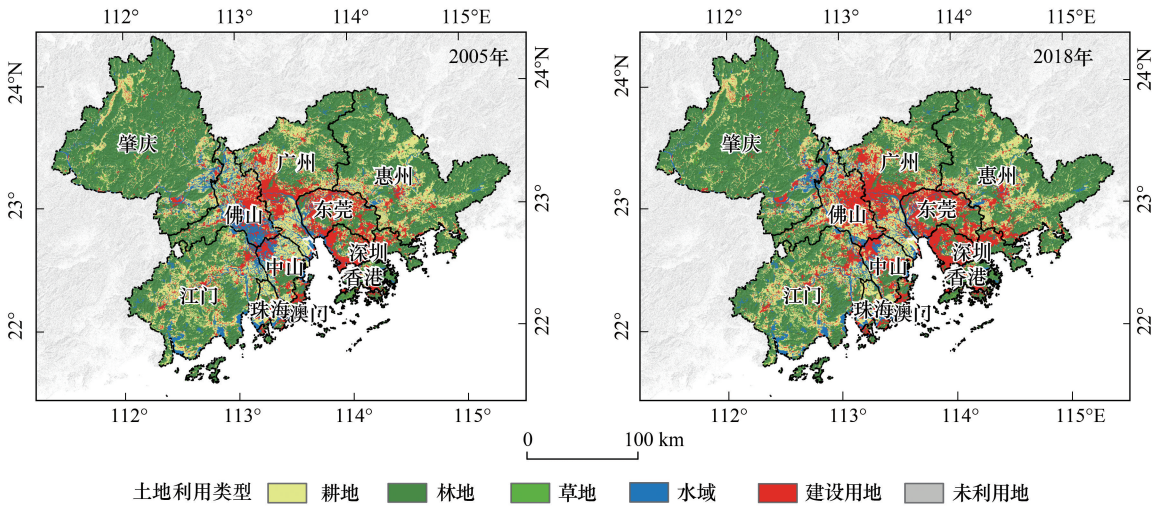

图 1 粤港澳大湾区 2005 年和 2018 年土地利用格局

Fig.1 The land use pattern of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in 2005 and 2018

1.3 数据来源及处理

本文使用的基础数据主要包括：①土地利用/土地覆盖数据，来源于中国科学院资源与环境中心（http://www.resdc.cn），空间分辨率 30 m；②气象数据，来源于中国气象数据网（http://data.cma.cn），包括大湾区周边 28 个气象站点的降雨，平均温度和日照时间等数据；③土壤数据，来源于国家地球系统科学数据中心（http://www.geodata.cn）提供的世界土壤数据库（HWSD）的中国土壤数据集（v1.2），空间分辨率 1 km；④NDVI 数据，来源于中国科学院资源与环境中心，空间分辨率 1 km；⑤人口密度数据，来源于 WorldPop（http://www.worldpop.org），空间分辨率 1 km；⑥夜间灯光数据，来源于论文提供数据集[26]，空间分辨率 1 km；⑦社会经济数据，包括各区县和各市的粮食产量数据，能源消耗数据和水资源消耗数据等，来源于各区县和各市统计年鉴、广东水利厅、中国香港水务署和中国澳门海事及水务局等。

2 研究方法

2.1 生态系统健康评价框架

本研究基于生态系统完整性以及人类对生态系统服务的需求，在 VOR 框架（“活力-组织力-弹性”框架）

基础上引入生态系统服务供需指标,更好地评价区域生态系统健康的实际状况。本研究中生态系统健康(Ecosystem Health, *EH*)主要通过生态系统自然健康和综合生态系统服务供需比进行评价。其中,生态系统自然健康包括了生态系统活力,组织力和弹性三个方面。综合生态系统服务供需比根据产水服务,固碳服务,粮食生产服务和休闲娱乐服务四类关键生态系统服务进行综合测度。公式如下:

$$EH = \sqrt{\mathrm{EPH} \times \mathrm{CEDSR}}$$

式中:*EH* 为生态系统健康;EPH 为生态系统自然健康;CESDR 为综合生态系统服务供需比。基于研究区面积和研究单元的尺度效应,本研究选择 1 km×1 km 作为格网单元大小,并将各评价指标归一化。本研究 *EH* 的取值[0,1],基于自然断点法将评价结果分为 5 个等级:差、较差、一般、较好、好。

2.2　生态系统自然健康评价

本文利用生态系统活力,组织力和弹性三个方面综合表征生态系统自然健康(Ecosystem Physical Health, EPH)[1]。公式如下:

$$\mathrm{EPH} = \sqrt[3]{EV \times EO \times ER}$$

式中:EPH 为生态系统自然健康; *EV* 为生态系统活力; *EO* 为生态系统组织力; *ER* 为生态系统弹性。生态系统活力(Ecosystem Vigor, *EV*)用来描述生态系统的初级生产力和代谢能力。本研究利用归一化植被指数(NDVI)来表征生态系统活力,由于 NDVI 与初级生产力密切相关,因此被广泛应用于表征生态系统活力[1,27]。生态系统组织力(Ecosystem Organization, *EO*)用来描述生态系统结构的稳定性,反映生态系统各组成部分之间的相互作用,由景观异质性和景观连通性决定。景观异质性可以通过景观多样性和景观分维数来衡量[28],本研究利用面积加权平均分维数(AWMPFD)和香农多样性指数(SHDI)反映景观异质性。景观连通性包括两个方面:一是整体的景观连通性,利用景观连通性和景观破碎度量化;二是重要生态斑块林地和水域的景观连通性,由于林地和水域在固碳、土壤保持和维持生物多样性等方面具有显著作用而被认为具有重要的生态功能[16]。参考前人的研究,对景观异质性、整体景观连通性、重要生态斑块景观连通性赋予权重,最后得到生态系统组织力水平,公式具体参考 Peng 等[1]和 Xiao 等[13]。生态系统弹性(Ecosystem Resilience, *ER*)是指生态系统在受到人为或自然干扰后恢复其原有结构和功能的能力,可以通过抵抗力和恢复力来表征。本研究参考 Peng 等的研究成果,对不同土地利用类型的生态系统抵抗力系数和恢复力系数进行赋值,最后利用面积加权法得到生态系统弹性值,具体公式参考 Peng 等[1]。

2.3　生态系统服务供需评价

生态系统服务供给是指特定时空内生态系统提供特定产品和服务的能力,而需求指特定时空内人类社会消费或使用的所有生态系统产品和服务的总和[29]。根据研究区的社会和生态背景,本研究选取了四种关键生态系统服务,即产水服务,固碳服务,粮食生产服务和休闲娱乐服务,基于 InVEST 模型和 GIS 等方法量化服务供给和需求能力,具体计算方法见表 1 和表 2。本研究通过计算生态系统服务总供给(Total Ecosystem Service Supply,TESS),生态系统服务总需求(Total Ecosystem Service Demand,TESD)以及综合生态系统服务供需比(Comprehensively Ecosystem Service Supply-Demand Ratio,CESDR)分别衡量生态系统服务总供给,总需求和供需平衡。公式如下:

$$\mathrm{TESS} = \sum_{i=1}^{n} \mathrm{ESS}_i$$

$$\mathrm{TESD} = \sum_{i=1}^{n} \mathrm{ESD}_i$$

$$\mathrm{ESDR} = \frac{\mathrm{ESS} - \mathrm{ESD}}{(\mathrm{ESS}_{\max} + \mathrm{ESD}_{\max})/2}$$

$$\mathrm{CESDR} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{1} \mathrm{ESDR}_i$$

式中:ESS 和 ESD 是分别指生态系统服务的供给和需求,ESS_{max}和ESD_{max}分别指生态系统服务的供给和需求的最大值; n 为生态系统服务的类型数, ESS_i ,ESD_i 和 $ESDR_i$ 分别代表第 i 个生态系统服务供给,需求和供需比。

表 1 生态系统服务供给量化方法

Table 1 Methods for ecosystem service supply quantification

生态系统服务供给 Ecosystem service supply	计算公式 Calculation	变量解释 The explanation of variable
产水服务 Water yield service	$S_{WY} = \left(1 - \frac{AET_i}{P_i}\right) \times P_i$	S_{WY} 为产水服务供给量(t/hm^2);AET_i为格网 i 的年均实际蒸散量; P_i 为格网 i 的年均降水量
固碳服务 Carbon sequestration service	$S_{CS} = C_{above} + C_{below} + C_{soil} + C_{dead}$	S_{CS} 为固碳服务供给量(t/hm^2); C_{above} 为地上生物碳储量; C_{below} 为地下生物碳储量; C_{soil} 为土壤碳储量; C_{dead} 为死亡有机物碳储量
粮食生产服务 Grain production service	$S_{GP} = \frac{GP_{sum}}{NDVI_{sum}} \times NDVI_i$	S_{GP} 为粮食生产服务供给量(t/hm^2); GP_{sum} 来自统计年鉴各区县粮食总产量;$NDVI_{sum}$为研究区域的 NDVI 值之和; $NDVI_i$ 表示格网 i 的 NDVI 值
休闲娱乐服务 Recreation service	$S_{RS} = (Area_{woodland} + Area_{grassland})/ Area_i$	休闲娱乐服务供给以绿地比例进行衡量,其中绿地包括林地和草地[30]。式中: S_{RS} 为休闲娱乐服务供给量(hm^2/hm^2);$Area_{woodland}$, $Area_{grassland}$和Area$i$为格网 i 的林地面积,草地面积和总面积

表 2 生态系统服务需求量化方法

Table 2 Methods for ecosystem service demand quantification

生态系统服务需求 Ecosystem service demand	计算公式 Calculation	变量解释 The explanation of variable
产水服务 Water yield service	$D_{WY} = D_{agricultural} + D_{industrial} + D_{domestic} + D_{ecological}$	D_{WY} 为产水服务需求量(t/hm^2);$D_{agricultural}$, $D_{industrial}$, $D_{domestic}$ 和$D_{ecological}$ 分别为农业用水,工业用水,家庭用水和生态用水
固碳服务 Carbon sequestration service	$D_{CS} = \alpha \times DN$	根据各区县和市的年碳排放量与总夜间灯光指数的相关关系,估算格网尺度下碳排放量即固碳服务需求量[31—32],式中: D_{CS} 为固碳服务需求量(t/hm^2), α 为拟合系数, DN 为夜间灯光指数
粮食生产服务 Grain production service	$D_{GP} = \begin{cases} \rho_i \times GD_{urban} \\ \rho_i \times GD_{rural} \end{cases}$	D_{GP} 为粮食生产服务需求量(t/hm^2); ρ_i 为格网 i 的人口密度; GD_{urban} 和 GD_{rural} 分别为城乡居民人均粮食需求量
休闲娱乐服务 Recreation service	$D_{RS} = \rho_i \times Area_{Guided}$	D_{RS} 为休闲娱乐服务需求量(hm^2/hm^2); ρ_i 为格网 i 的人口密度; $Area_{Guided}$为规划的人均绿地面积目标;本研究$Area_{Guided}$为 17 m^2/人,源自《广东省国民经济和社会发展第十三个五年规划》

2.4 生态系统健康对城镇化的响应分析方法

城镇化是复杂的社会经济发展过程,包括了人口,经济,土地和社会城镇化[33]。考虑人口城镇化和土地城镇化是影响大湾区生态系统变化的重要原因[34],本研究从人口城镇化和土地城镇化来探讨城镇化与生态系统健康的关系。城镇化常用人口增长和建设用地扩张进行衡量[7],本研究通过计算格网的人口密度和建设用地比例来量化人口城镇化与土地城镇化,利用双变量 Moran′s I 指数分析城镇化与生态系统健康间的空间相关性,包括全局和局部双变量 Moran′s I 指数。全局双变量 Moran′s I 指数用于描述研究区城镇化与生态系统健康的空间相关性,局部双变量 Moran′s I 指数用于分析不同空间单元的空间相关性[35]。

3 结果与分析

3.1 粤港澳大湾区生态系统自然健康时空变化特征

大湾区生态系统自然健康空间分布上与生态系统活力,组织力和弹性的分布具有相似性(图 2、图 3),由

于植被覆盖率高和人类活动干扰小,高值地区集中于西北部,东北部以及西南部地区,而中部地区由于建设用地面积大、人类活动频繁,生态系统自然健康、活力,组织力和弹性水平较低。2005—2018 年间,大湾区西北部,东北部以及西南部地区生态系统自然健康和活力均呈现显著增加趋势,而组织力和弹性变化显著性不高。对于大湾区中部地区,由于城市扩张的需要,建设用地面积持续增加导致该地区生态系统自然健康、活力、组织力和弹性均呈明显减少趋势。

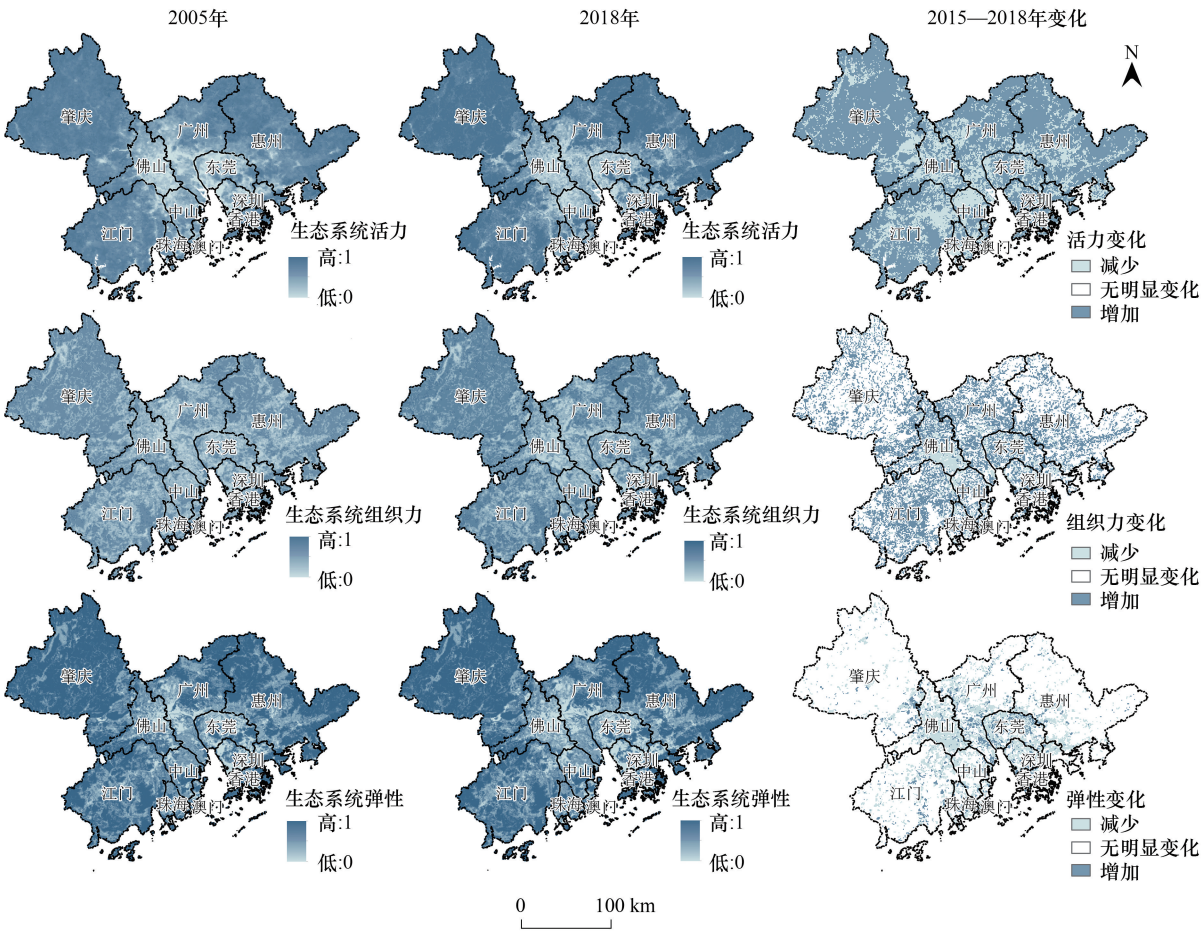

图 2　2005—2018 年粤港澳大湾区生态系统自然健康指标时空变化

Fig.2　Spatio-temporal variation of ecosystem physical health indicators in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2005 to 2018

3.2　粤港澳大湾区生态系统服务供需格局时空变化特征

大湾区生态系统服务总供给中部地区低四周山区高(图 4),主要是因为西北和东北地区以林地为主具有较好的生态系统完整性,而中部地区建设用地面积较大导致生态系统服务供给能力不足。对于需求来说,大湾区生态系统服务总需求的空间分布差异性较大,中部地区由于人类以及经济活动频繁导致总需求明显高于四周山区。由于需求和供给在空间上的不匹配,大湾区生态系统服务供需在空间上呈现中部地区供需赤字而四周山区供需盈余。从时间变化上来看,随着城市的扩张和人口的激增,大湾区中部地区总供给能力下降而总需求增加,导致中部地区供需矛盾逐渐加剧。

3.3　粤港澳大湾区生态系统健康时空变化特征

大湾区生态系统健康分布具有显著的空间异质性,健康状况较好和好的区域主要分布在四周山区,而较差和差的区域主要分布于珠江口两岸地区并随着时间推移有向四周扩张的趋势(图 5)。总体来说,2005—2018 年间大湾区生态系统健康状况以好,较好和一般为主,其中生态系统健康状况好的地区面积增加了

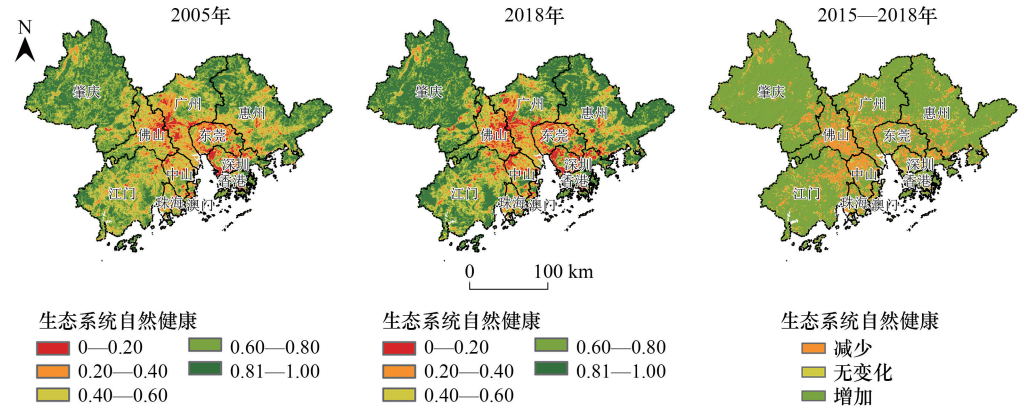

图 3 2005—2018 年粤港澳大湾区生态系统自然健康时空变化

Fig.3 Spatio-temporal variation of ecosystem physical health in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2005 to 2018

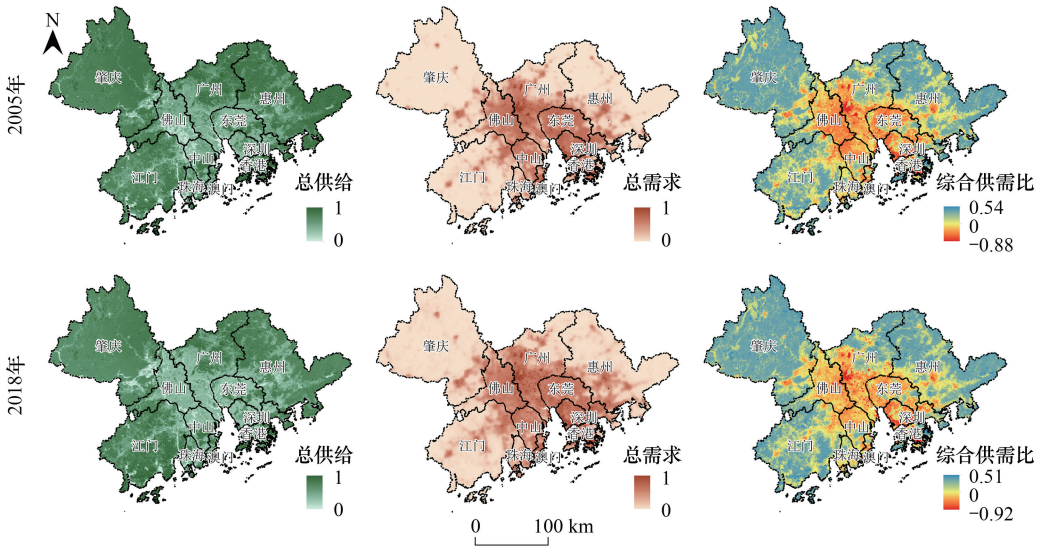

图 4 2005 年和 2018 年粤港澳大湾区综合生态系统服务供需格局

Fig.4 The pattern of comprehensive ecosystem services supply-demand in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in 2005 and 2018

3.08%,主要分布在周边有较好生态基础的山区,而中部地区生态系统健康状况则逐渐恶化,生态系统健康状况较差和差的地区面积分别增加了 20.42%和 38.91%。从各行政区来看(图 6),除了中国澳门,2005—2018 年各市生态系统健康状况较差和差的面积增加同时生态健康好的区域面积也发生不同程度的增加。

3.4 粤港澳大湾区生态系统健康对城镇化的响应

全局双变量 Moran′s *I* 指数结果表明,大湾区生态系统健康与城镇化之间呈现显著的空间负相关性(表 3)。相比于人口城镇化,土地城镇化与生态系统健康的负相关性更强,对生态系统健康影响较大。不同年份的城镇化对大湾区生态健康产生不同程度的压力,2005—2018 年间,人口城镇化与生态系统健康的负相关性变化不大,而土地城镇化与生态系统健康的负相关性显著增强。由图 7 可见,城镇化与生态系统健康之间存在四种类型的空间相关性:高高集聚(高城镇化和高生态系统健康)、高低集聚(高城镇化和低生态系统健康)、低高集聚(低城镇化和高生态系统健康)以及低低集聚(低城镇化和低生态系统健康)。2005—2018 年间,人口城镇化与土地城镇化对生态系统健康的影响在空间集聚模式上相似,大湾区低高集聚区主要集中在

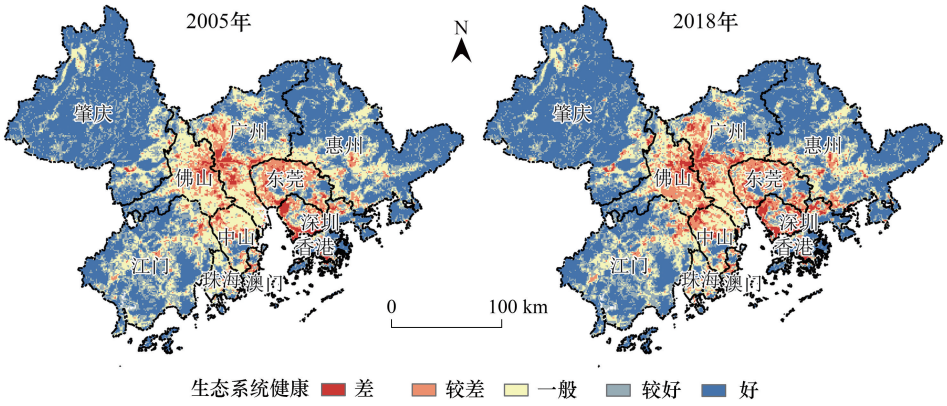

图 5　2005 年和 2018 年粤港澳大湾区生态系统健康格局

Fig.5　The pattern of ecosystem health in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in 2005 and 2018

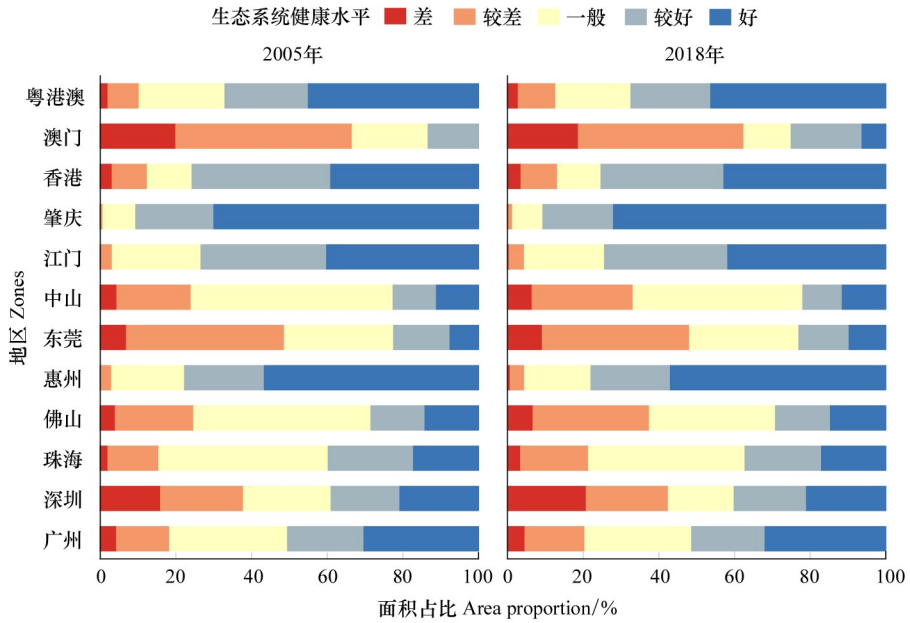

图 6　2005 年和 2018 年各行政区不同生态系统健康水平占比

Fig.6　Proportion of different ecosystem health levels in each administrative region in 2005 and 2018

四周山区,高低集聚区主要分布在中部城镇化较高的地区,低低集聚区分布在高城镇化区域的周边,而高高集聚区则面积相对较小。此外,大湾区 2018 年土地城镇化与生态系统健康的高低集聚区面积显著增加且呈现扩张趋势,同时土地城镇化与生态系统健康和人口城镇化与生态系统健康的低高集聚区面积均有所增加。

表 3　城镇化与生态系统健康的双变量 Moran′s *I* 指数

Table 3　Bivariate Moran′s *I* index of urbanization and ecosystem health

类型 Type	指标 Index	2005 年	2018 年
人口城镇化与生态系统健康	Moran′s *I*	−0.4545	−0.4486
population urbanization and ecosystem health	*z*	−265.4544	−266.3009
	P	0.001	0.001
土地城镇化与生态系统健康	Moran′s *I*	−0.6805	−0.7509
land urbanization and ecosystem health	*z*	−352.8908	−363.1079
	P	0.001	0.001

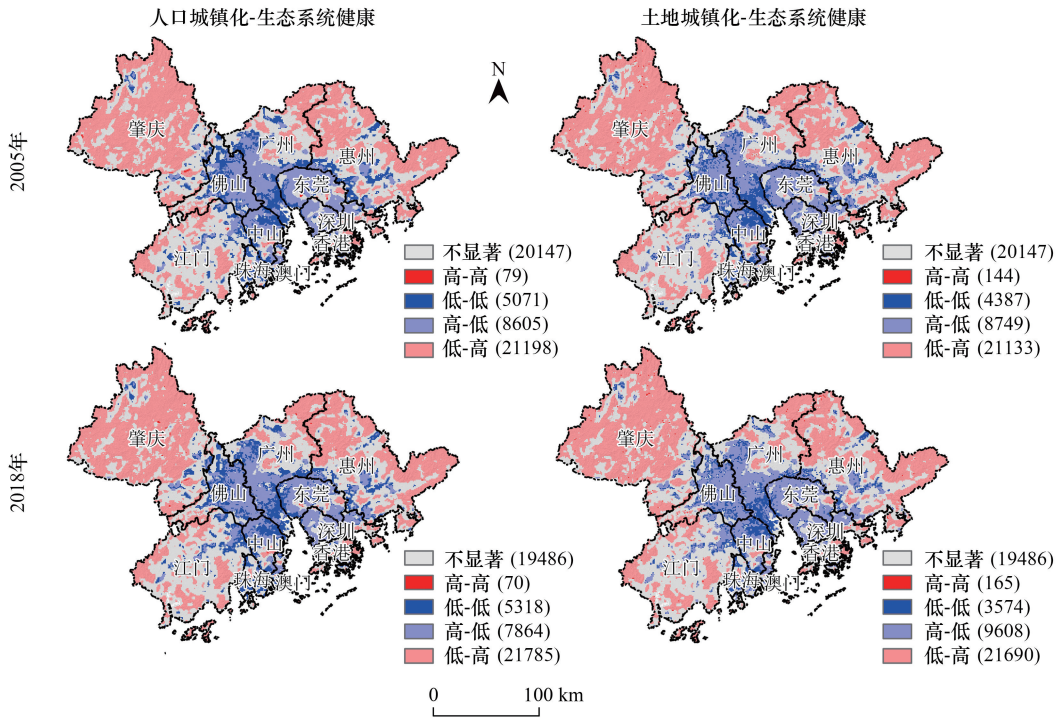

图 7 城镇化与生态系统健康之间的局部 Moran′s *I* LISA 图

Fig.7 Local Moran ′s *I* LISA map between urbanization and ecosystem health

LISA: 空间联系的局部指标

4 讨论

4.1 生态系统健康评价框架的优点与待改进之处

大湾区是中国经济活力最强、城镇化速度最快的区域之一,同时也是人地矛盾突出的区域。本研究基于生态系统完整性以及人类对生态系统服务的需求构建评价体系,探讨大湾区生态系统健康状况,对于强调人类福祉的生态系统管理决策具有重要意义。目前,一些研究已将生态系统服务供给纳入区域生态系统健康评价,但对生态系统服务供需关系仍考虑不足[21,36]。本研究结果表明,大湾区核心区快速城镇化以及人口激增带来的过度需求导致生态系统健康水平较低,而四周山区生态系统服务需求低,人地矛盾冲突较小,使得生态系统健康水平较高。因此,本研究评价结果合理地考虑了生态系统服务供给和人类需求的耦合关系,也客观地考虑了大湾区的实际状况。此外,本研究评价框架有助于方法的扩展并应用于其他人地矛盾突出区域,同时为理解自然生态系统和社会经济系统之间复杂相互作用提供新的视角。

目前,对生态系统健康的研究仍处于起步阶段,没有统一成熟的评价指标体系和方法[37]。本研究建立的评价指标体系并不全面,其中生态系统服务供需指标仅考虑关键的四种类型。因此,在未来的研究中,应该扩大数据来源和指标类型,提高评价的准确性。此外,由于目前对自然和社会经济系统过程的认识有限,评价的指标体系主要以结构指标和功能指标为主,未涉及过程指标。因此,在未来的研究中,需要多学科交叉,建立多尺度、多视角的区域生态系统健康评价体系。

4.2 对粤港澳大湾区生态系统管理的启示

本研究对大湾区生态系统健康进行科学评价为政策的合理制定具有重要的指导意义。本研究结果表明,大湾区生态系统健康状况改善的区域主要在有较好生态基础的山区地区,生态恢复项目提高了周边山区的生态系统健康水平[38]。人类活动频繁的中部地区健康状况则逐渐恶化,城市扩张导致生态用地的流失与生态

系统服务功能的退化[39—40]。因此,本研究认为大湾区采取的生态系统管理措施应符合该区域的生态系统健康水平及其影响因素。一方面,本研究结果表明生态系统活力提高了周边山区生态系统自然健康水平,相关研究证实了活力在改善生态系统健康发挥了关键作用[36,41]。因此,政府需重视大湾区植被覆盖率的提高以提升生态系统活力。另一方面,严重的生态系统服务供需赤字加剧中部地区生态系统健康状况的恶化。据此,政府应采取针对性措施来缓解生态系统服务供需矛盾。例如,划定基本农田保护区减少粮食生产的供需缺口,同时加强城市绿地和生态保护区的建设和维护以提升生态系统文化和调节服务的供给。此外,本研究发现生态系统服务供给与需求在空间上不匹配。为了保证生态保护与经济发展的平衡,生态补偿应由生态系统供给区向需求区提供[42]。本研究还表明了人口城镇化和土地城镇化均会给生态系统健康带来负面影响,其中,土地城镇化对生态系统健康负面影响越来越显著。大湾区 2005—2018 年高城镇化低生态系统健康的面积显著增加,城市周边地区也出现低城镇化低生态系统健康的集聚格局,因此需要重点关注健康水平较低的区域。随着土地城镇化的不断推进,建设用地的增加不可避免[43],但生态用地(如水域,林地等)在一定程度上可以缓解城市扩张带来的负面影响[16]。因此,政府不仅要控制建设用地的过度扩张,还要在城市规划中更加重视城市湿地、水域、城市绿地以及生态廊道等的建设和保护。

5　结论

本研究从人类与生态系统耦合角度出发,基于生态系统完整性和人类对生态系统服务的需求构建生态系统活力、组织力、弹性和生态系统服务供需的评价指标体系,分析 2005—2018 年粤港澳大湾区生态系统健康时空变化规律并探讨城镇化对生态系统健康的动态影响,得出以下结论:

(1)2005—2018 年间,大湾区生态系统健康呈现中部低四周高的空间格局,以好,较好和一般健康水平为主。从时间变化上来看,生态系统健康水平好的区域面积有所增加,主要是在城市周边有较好生态基础的山区,而人类活动频繁的中部地区健康状况则逐渐恶化;

(2)生态系统活力在改善大湾区生态系统健康中发挥重要的作用。此外,生态系统服务供需对传统生态系统健康评价结果进行适当修正,生态系统服务供需赤字加剧了大湾区生态系统健康状况的恶化;

(3)大湾区生态系统健康与人口城镇化、土地城镇化之间均存在显著的空间负相关性。其中,土地城镇化对生态系统健康负面影响越来越显著,特别是大湾区中部地区。

参考文献(References):

[1] Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wu J S. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. Ecological Indicators, 2017, 72: 399-410.

[2] 刘焱序, 彭建, 汪安, 谢盼, 韩忆楠. 生态系统健康研究进展. 生态学报, 2015, 35(18): 5920-5930.

[3] Lu Y L, Wang R S, Zhang Y Q, Su H Q, Wang P, Jenkins A, Ferrier R C, Bailey M, Squire G. Ecosystem health towards sustainability. Ecosystem Health and Sustainability, 2015, 1(1): 1-15.

[4] Qiu B K, Li H L, Zhou M, Zhang L. Vulnerability of ecosystem services provisioning to urbanization: a case of China. Ecological Indicators, 2015, 57: 505-513.

[5] 孙燕, 周杨明, 张秋文, 易善桢. 生态系统健康: 理论/概念与评价方法. 地球科学进展, 2011, 26(8): 887-896.

[6] 孔红梅, 赵景柱, 吴钢, 马克明. 生态系统健康与环境管理. 环境科学, 2002, 23(1): 1-5.

[7] Xiao Y, Guo L, Sang W G. Impact of fast urbanization on ecosystem health in mountainous regions of southwest China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(3): 826.

[8] He J H, Pan Z Z, Liu D F, Guo X N. Exploring the regional differences of ecosystem health and its driving factors in China. Science of the Total Environment, 2019, 673: 553-564.

[9] Wu J S, Cheng D J, Xu Y Y, Huang Q, Feng Z. Spatial-temporal change of ecosystem health across China: Urbanization impact perspective. Journal of Cleaner Production, 2021, 326: 129393.

[10] Costanza R. Toward an operational definition of ecosystem health. Ecosystem health: New goals for environmental management, 1992.

[11] Cui N, Feng C C, Han R, Guo L. Impact of urbanization on ecosystem health: a case study in Zhuhai, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(23): 4717.

[12] Su M R, Xie H, Yue W C, Zhang L X, Yang Z F, Chen S H. Urban ecosystem health evaluation for typical Chinese Cities along the Belt and Road. Ecological Indicators, 2019, 101: 572-582.

[13] Xiao R, Liu Y, Fei X F, Yu W X, Zhang Z H, Meng Q X. Ecosystem health assessment: a comprehensive and detailed analysis of the case study in coastal metropolitan region, Eastern China. Ecological Indicators, 2019, 98: 363-376.
[14] 袁毛宁, 刘焱序, 王曼, 田璐, 彭建. 基于"活力—组织力—恢复力—贡献力"框架的广州市生态系统健康评估. 生态学杂志, 2019, 38(4): 1249-1257.
[15] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen City, China. Landscape and Urban Planning, 2015, 143: 56-68.
[16] Pan Z Z, He J H, Liu D F, Wang J W, Guo X N. Ecosystem health assessment based on ecological integrity and ecosystem services demand in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt, China. Science of the Total Environment, 2021, 774: 144837.
[17] Zhao Y L, Han R, Cui N, Yang J B, Guo L. The impact of urbanization on ecosystem health in typical Karst areas: a case study of Liupanshui City, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 18(1): 93.
[18] Ge F J, Tang G L, Zhong M X, Zhang Y, Xiao J, Li J F, Ge F Y. Assessment of ecosystem health and its key determinants in the middle reaches of the Yangtze River urban agglomeration, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(2): 771.
[19] Zeng C, Deng X Z, Xu S, Wang Y T, Cui J X. An integrated approach for assessing the urban ecosystem health of megacities in China. Cities, 2016, 53: 110-119.
[20] Meng L R, Huang J, Dong J H. Assessment of rural ecosystem health and type classification in Jiangsu province, China. Science of the Total Environment, 2018, 615: 1218-1228.
[21] Liu Y, Yang C, Tan S H, Zhou H T, Zeng W. An approach to assess spatio-temporal heterogeneity of rural ecosystem health: a case study in Chongqing mountainous area, China. Ecological Indicators, 2022, 136: 108644.
[22] 邱坚坚, 刘毅华, 袁利, 陈澄静, 黄清瑶. 人地系统耦合下生态系统服务与人类福祉关系研究进展与展望. 地理科学进展, 2021, 40(6): 1060-1072.
[23] 马琳, 刘浩, 彭建, 吴健生. 生态系统服务供给和需求研究进展. 地理学报, 2017, 72(7): 1277-1289.
[24] Baró F, Palomo I, Zulian G, Vizcaino P, Haase D, Gómez-Baggethun E. Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: a case study in the Barcelona metropolitan region. Land Use Policy, 2016, 57: 405-417.
[25] Liu Z T, Wu R, Chen Y X, Fang C L, Wang S J. Factors of ecosystem service values in a fast-developing region in China: insights from the joint impacts of human activities and natural conditions. Journal of Cleaner Production, 2021, 297: 126588.
[26] Li X C, Zhou Y Y, Zhao M, Zhao X. A harmonized global nighttime light dataset 1992 - 2018. Scientific data, 2020, 7(1): 168.
[27] Liao C J, Yue Y M, Wang K L, Fensholt R, Tong X W, Brandt M. Ecological restoration enhances ecosystem health in the Karst regions of southwest China. Ecological Indicators, 2018, 90: 416-425.
[28] Wu F, Wang X K, Ren Y F. Urbanization's impacts on ecosystem health dynamics in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2021, 18(3): 918.
[29] Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators, 2012, 21: 17-29.
[30] Edwards D M, Jay M, Jensen F S, Lucas B, Marzano M, Montagné C, Peace A, Weiss G. Public preferences across Europe for different forest stand types as sites for recreation. Ecology and Society, 2012, 17: art26.
[31] 苏泳娴, 陈修治, 叶玉瑶, 吴旗韬, 张虹鸥, 黄宁生, 匡耀求. 基于夜间灯光数据的中国能源消费碳排放特征及机理. 地理学报, 2013, 68(11): 1513-1526.
[32] 杜海波, 魏伟, 张学渊, 纪学朋. 黄河流域能源消费碳排放时空格局演变及影响因素——基于 DMSP/OLS 与 NPP/VIIRS 夜间灯光数据. 地理研究, 2021, 40(7): 2051-2065.
[33] 姜旭, 卢新海. 长江中游城市群城镇化与人居环境耦合协调的时空特征研究. 中国土地科学, 2020, 34(1): 25-33.
[34] 王文静, 韩宝龙, 郑华, 欧阳志云. 粤港澳大湾区生态系统格局变化与模拟. 生态学报, 2020, 40(10): 3364-3374.
[35] Anselin L. Modern spatial econometrics in practice: a guide to GeoDa, GeoDaSpace and PySALChicago, IL: GeoDa Press LLC, 2014.
[36] Li W J, Wang Y, Xie S Y, Cheng X. Coupling coordination analysis and spatiotemporal heterogeneity between urbanization and ecosystem health in Chongqing municipality, China. Science of the Total Environment, 2021, 791: 148311.
[37] 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.
[38] Feng R D, Wang F Y, Wang K Y. Spatial-temporal patterns and influencing factors of ecological land degradation-restoration in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. Science of the Total Environment, 2021, 794: 148671.
[39] Wang X G, Yan F Q, Zeng Y W, Chen M, Su F Z, Cui Y K. Changes in ecosystems and ecosystem services in the Guangdong-Hong Kong-Macao greater bay area since the reform and opening up in China. Remote Sensing, 2021, 13(9): 1611.
[40] Wu Z J, Li Z J, Zeng H. Using remote sensing data to study the coupling relationship between urbanization and eco-environment change: a case study in the Guangdong-Hong Kong-Macao greater bay area. Sustainability, 2020, 12(19): 7875.
[41] Xie X, Fang B, Xu H, He S S, Li X. Study on the coordinated relationship between Urban Land use efficiency and ecosystem health in China. Land Use Policy, 2021, 102: 105235.
[42] Liu W, Zhan J Y, Zhao F, Yan H M, Zhang F, Wei X Q. Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: a case study of the Pearl River Delta Metropolitan Region, China. Ecological Indicators, 2019, 98: 228-238.
[43] Chen W X, Chi G Q, Li J F. The spatial association of ecosystem services with land use and land cover change at the County level in China, 1995-2015. Science of the Total Environment, 2019, 669: 459-470.