

DOI: 10.20103/j.stxb.202406111349

张智,孔维龙,汤凌,王植,张丛林,樊杰,黄宝荣.青藏高原国家公园群区域性主导功能群组识别及管理优化策略.生态学报,2025,45(6):2545-2557.

Zhang Z, Kong W L, Tang L, Wang Z, Zhang C L, Fan J, Huang B R. Identification of the dominant functional groups and management strategies for the Qinghai-Tibetan Plateau national park cluster. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(6): 2545-2557.

青藏高原国家公园群区域性主导功能群组识别及管理优化策略

张智^{1,2},孔维龙³,汤凌^{1,2},王植^{1,2},张丛林¹,樊杰^{1,4,5},黄宝荣^{1,2,*}

1 中国科学院科技战略咨询研究院,北京 100190

2 中国科学院大学公共政策与管理学院,北京 100049

3 中国人民大学公共管理学院,北京 100872

4 中国科学院地理科学与资源研究所,北京 100101

5 中国科学院大学资源与环境学院,北京 100049

摘要:我国自然保护地体系整合优化在增强生物多样性和生态系统服务保护整体布局的同时,仍然面临保护地之间及其与周边区域的战略协作不足的现实挑战。以青藏高原国家公园群为例,分析了土壤保持、水源涵养、防风固沙和栖息地维持等主要生态系统服务的时空变化特征,从区域联动视角,通过聚类分析识别了区域性主导功能群组,并提出了管理优化策略。研究结果表明:(1)国家公园群整体土壤保持、水源涵养和防风固沙平均服务量分别占青藏高原相应生态系统服务量的 17.31%、18.18% 和 24.09%,且平均综合生态系统服务指数呈现逐年小幅增长趋势;(2)基于生态系统服务空间分布特征的 PCA 分析和 K-means 聚类将青藏高原国家公园群划分为青藏高原气候和地缘安全屏障、西北部防风固沙屏障、河西走廊生态安全屏障、东缘水土资源安全屏障和国际河流生态安全屏障等区域性主导功能群组;(3)强化国家公园主导功能群组内部联动、群组与周边区域协同互补以及管控两者联动过程中造成的潜在生态风险等三个方面,提出了区域性主导功能群组的协同管理和优化策略。研究可为青藏高原自然保护地规划管控和生态安全屏障体系优化提供理论和实践参考。

关键词:自然保护地;生态系统服务;适应性管理;生态补偿;社会-生态韧性

Identification of the dominant functional groups and management strategies for the Qinghai-Tibetan Plateau national park cluster

ZHANG Zhi^{1,2}, KONG Weilong³, TANG Ling^{1,2}, WANG Zhi^{1,2}, ZHANG Conglin¹, FAN Jie^{1,4,5}, HUANG Baorong^{1,2,*}

1 Institutes of Science and Development, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China

2 School of Public Policy and Management, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 School of Public Administration and Policy, Renmin University of China, Beijing 100872, China

4 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

5 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: While the reform of China's protected areas system has contributed to optimizing the overall layout of regional ecosystem services and biodiversity conservation, challenges remain regarding insufficient strategic cooperation among protected areas and with adjacent regions. Using Qinghai-Tibet Plateau (QTP) national park clusters as a case, we analyzed

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0401);国家自然科学基金重点项目(42230510);中国科学院-青海省人民政府三江源国家公园联合研究专项(E2X2931601)

收稿日期:2024-06-11; 网络出版日期:2024-12-23

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huangbaorong@casisd.cn

the spatio-temporal characteristics of key ecosystem services including soil conservation, water conservation, sand fixation, and habitat quality, within the QTP national park clusters. From a regional interaction perspective, we conducted cluster analysis to identify regional dominant functional groups and propose management optimization strategies. The results indicate that: (1) the average values of soil conservation, water conservation, and sand fixation within the national park clusters account for 17.31%, 18.18%, and 24.09% of the QTP, respectively, with the average comprehensive ecosystem service index showing a slight annual increase; (2) PCA and K-means clustering, based on ecosystem services, divide the QTP national park clusters into five regional dominant functional groups. These groups are defined as follows: a climate and geopolitical security barrier in the QTP, ecological security for the Hexi Corridor, an international river ecological security barrier, a soil-water conservation barrier, and a sand fixation barrier in the east and northwest of the QTP; (3) we propose recommendations on how to further promote collaboration among dominant functional groups and between them and adjacent regions, as well as to foster social-ecological resilience in the future. This study provides insights for the sustainable management of protected areas and the safeguard of ecological barrier systems on the QTP.

Key Words: protected area; ecosystem service; adaptive management; ecological compensation; social-ecological resilience

青藏高原作为“亚洲水塔”,不仅是亚洲文明存续的关键区域,也是中国生态安全的重要屏障区^[1]。其发挥着重要的水源涵养、土壤保持、防风固沙和生物多样性保护等生态系统服务功能,保障区域生态安全和保护生物多样性则是青藏高原生态保护的优先任务^[2]。与此同时,青藏高原也是全球气候变化最明显的地区之一,气候暖湿化、景观破碎化等多重挑战正在加剧该地区的生态安全风险^[3]。自然保护地作为生物多样性和生态系统服务保护的主要手段^[4-5],实现有效管理对于维持生态系统完整性、原真性和协调区域可持续发展至关重要。尽管青藏高原地区的各类自然保护地已覆盖该地区超三分之一的国土面积^[6],但现有的自然保护地仍不足以有效覆盖濒危物种分布区和生态系统服务保护优先区域^[7-9],这无疑加剧了气候变化等威胁下的生态安全隐患。为应对这一挑战,第二次青藏高原科考组经系统评估提出了青藏高原国家公园群建设规划方案^[10-11],该方案有望弥补现有自然保护地在重要生态系统服务供给区、生物多样性分布热点区覆盖不足和分布不均衡的短板^[12]。

当前,青藏高原国家公园群建设和管理的相关研究聚焦国家公园群地域功能与结构识别^[13-14]、生态系统完整性与全民公益性评价^[15-16]、社区可持续发展耦合分析^[12]和体制机制改革^[17]等议题。在高水平保护、高质量发展协同推进的背景下,如何从社会-生态系统视角统筹国家公园群组之间的生态和经济社会联系,构建分区分类的国家公园群综合管控技术体系,以增强区域性生态系统服务保护,是科学开展国家公园群组联动管理以及促进国家公园群与周边区域发展互动的关键议题^[10],关乎青藏高原可持续发展及其作为国家安全和生态安全屏障的重要功能。国内外研究显示,增强自然保护地生态系统服务保护覆盖和有效管理^[18-19]、实施退化草地修复等重大生态工程^[20]、跨区域及流域间横向生态保护补偿^[21-22]以及将生态系统服务纳入发展规划并促进土地利用转型^[23]等管理手段,能够有效增强生态系统服务供给的稳定性,提升地区社会-生态系统韧性和优化生态安全屏障体系。例如,自然保护地网络划定和管理过程中的区域协作,能够促进自然保护地保护成效和当地社区生计韧性的协同增强^[24]。通过土地利用转型和增强局域和区域间生态系统服务供给的功能连通性,能够缓解可持续发展目标之间的权衡^[25]。然而,现有和拟建自然保护地生态系统服务区域联动保护的相关研究仍然是不足的。同时,青藏高原与全国其他地区现有自然保护地体系跨区域联动和协同保护面临类似情况,如经费支持缺乏、社会关注不足和属地管理模式制约等^[26]。生态系统服务聚类由于能够较为全面地反映区域生态系统特征和人地关系^[27-28],其时空动态和组合变化分析被广泛应用于土地利用规划和区域可持续发展决策中^[29-30],可为区域性国家公园群组识别和管理策略制定提供思路。

基于上述分析,为了科学制定不同类型自然保护地的生态系统服务联动管理和保护策略,有必要进一步

完善生态系统服务保护功能分区方法。青藏高原国家公园群作为拟建的大规模自然保护地网络,是一种整合现有保护地并强化区域协同的创新机制,其区域协同管理面临的现实挑战能较为全面地反映我国自然保护地在区域生态安全屏障体系优化过程中面临的共性问题。本文以青藏高原国家公园群为例,在评估了 2010、2015 和 2020 年度水源涵养、土壤保持、防风固沙和栖息地维持等主要生态系统服务及其年际动态变化的基础上,通过聚类分析识别了青藏高原国家公园群区域性主导功能群组,并针对青藏高原生态安全屏障面临的生态风险,从区域性国家公园功能群组间联动管理、国家公园与周边区域间战略互补以及增强区域社区-生态系统韧性三个方面提出了管理优化策略,以期进一步强化国家公园在自然保护地体系的主导地位,为筑牢青藏高原生态安全屏障和建设生态文明高地提供参考。

1 研究区概况

青藏高原国家公园群总面积为 57 万 km²,由三江源、大熊猫、祁连山、珠穆朗玛、雅鲁藏布大峡谷、冈仁波齐、羌塘、青海湖、帕米尔-昆仑山、若尔盖、香格里拉、贡嘎山、高黎贡山共 13 处单体国家公园组成。其涉及西藏、青海、新疆、甘肃、四川和云南 6 个省区 52 个县域单元,是全球覆盖面积最广、集中度最高、品质一流且特色鲜明的公园群^[9],涵盖了青藏高原的冰川、高寒草甸和湿地、高原湖泊和温带针叶林等典型生态系统类型。根据《中国生物多样性保护与行动战略(2011—2030)》,青藏高原国家公园群涉及羌塘-三江源区、岷山-横断山北段区、喜马拉雅东南部区、横断山南段、天山-准噶尔盆地西南部、祁连山区等生物多样性优先保护区域,空间分布与中亚山地、喜马拉雅地区、中国西南山地和印-缅地区等 4 处生物多样性热点地区存在重叠^[31]。同时,国家公园群所在区域又是地方经济发展缓慢、人均收入水平偏低的欠发达区域。生态保护和牧业生产的经济社会效益释放不足,居民生计对自然资源的依赖是当地可持续发展的主要制约因素^[11]。

2 数据与方法

2.1 数据来源与处理

本文所使用的数据包括:(1)土地利用数据,来源于 CLCD 数据集(<https://www.zenodo.org/record/5816591>),用地类型包括耕地、林地、草地、水域、湿地、建设用地、裸地、未利用地和永久冰雪地共 9 类^[32],分辨率为 30m;(2)土壤属性数据,来源于 HWSO 数据库(v2.0)(<http://www.fao.org>),数据类型包括土壤类型、砂粒、黏粒、粉粒占比及有机碳含量等,分辨率为 1km;(3)气象数据,包括降水、蒸发、温度、风速,来源于中国气象数据服务网(<http://www.data.cma.cn>),在 ArcGIS 中作克里金插值处理;(4)DEM 数据,来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>),作拼接、填注等处理,分辨率为 30m;(5)流域数据,采用三级流域,来源于国家青藏高原科学数据中心(<https://data.tpcd.ac.cn>);(6)根系限制层深度数据^[33],分辨率为 100m;(7)植被覆盖度数据,来源于国家青藏高原科学数据中心,分辨率为 1km。上述数据除土壤和 DEM 数据外,其他数据均为对应数据集 2010、2015 和 2020 年年度数据,所有数据统一重采样为 1km 分辨率。

2.2 研究方法

2.2.1 生态系统服务评估及综合指数构建

根据傅伯杰等关于青藏高原生态安全屏障及国家公园群所发挥的主要生态系统服务功能的已有研究^[2]及《全国生态状况调查评估技术规范——生态系统服务功能评估》(HJ 1173—2021),本研究重点关注水源涵养、土壤保持、防风固沙和栖息地维持 4 类生态系统服务,采用 InVEST 模型等方法测算 2010、2015 和 2020 年各项生态系统服务量,并使用 ArcGIS 开展生态系统服务量的空间统计,具体计算方法和模型参数设定见表 1。

为反映各国家公园的生态系统服务供给整体情况,本研究采用了综合生态系统服务指数 CES (comprehensive ecosystem services index)。该指数被广泛用于自然保护地适应性管理和规划管控研究^[39-40]。CES 指数由水源涵养、土壤保持、防风固沙和栖息地维持 4 类生态系统服务采用等权重方法构建,计算公式

如下:

$$CES_j = \sum_{i=1}^n w_i \times S_{ij}$$

式中, i 代表生态系统服务类型, j 代表国家公园, CES_j 为国家公园 j 的综合生态系统服务指数, w_i 为对应生态系统服务 i 的权重, S_{ij} 为国家公园 j 中生态系统服务 i 的标准化值, n 为生态系统服务类型数。

表 1 生态系统服务计算模型及相关参数处理方法

Table 1 Required parameters of models and calculation methods

生态系统服务 Ecosystem services	计算模型及原理 Calculation methods	参数及处理方法 Parameters and processing
水源涵养 Water conservation	InVEST 模型产水量模块 ^[34] Retention = $\min\left(1, \frac{249}{\text{Velocity}}\right) \times \min\left(1, \frac{0.9 \times TI}{3}\right) \times \min\left(1, \frac{k_{\text{soil}}}{300}\right) \times Y_{xj}$ $TI = \lg\left(\frac{\text{Drainage_Area}}{\text{Soil_Depth} \times \text{Percent_Slope}}\right)$ $Y_{xj} = \left(1 - \frac{\text{AET}_{xj}}{P_x}\right) \times P_x$	Retention 为水源涵养量 (mm); Velocity 为流速系数, 无量纲, 表示不同土地利用类型对地表径流的影响, 以 USDA-NRCS 提供的国家工程手册上的流速—坡度—景观表格为基准, 乘以 1000 得到 ^[35] ; K_{soil} 为土壤饱和导水率 (mm/d), 由 SPAW 软件根据土壤砂粒、粉粒和黏粒含量计算得到; Y_{xj} 为年产水量 (mm); TI 为地形指数, 无量纲; Drainage_Area 为集水区栅格数量, 无量纲, 本研究采用三级流域数据; Soil_Depth 为土壤深度 (mm); Percent_Slope 为百分比坡度 (%), 由 DEM 计算得到; P_x 为栅格单元 x 的年均降雨量 (mm); AET_{xj} 为土地利用类型 j 上栅格单元 x 的实际年平均蒸散发量 (mm); $\frac{\text{AET}_{xj}}{P_x}$ 为 Budyko 曲线近似值, 表示潜在蒸散发与降雨量的比值。 $\frac{\text{AET}_{xj}}{P_x}$ 使用 z 参数计算得到。 z 参数捕捉了当地的降水模式和水文地质特征, 基于 InVEST 提供的方法 $1.25 \times P_x / \text{AWC}_x$ 计算, 其中, AWC_x 为栅格单元 x 的植物有效水含量。
土壤保持 Soil conservation	InVEST 模型 SDR 模块 ^[36] $SC = \text{RKLS} - \text{USLE}$ $\text{RKLS} = R \times K \times LS$ $\text{USLE} = R \times K \times LS \times P \times C$	采用 InVEST 模型 SDR 模块计算土壤保持量 SC (t/hm^2); RKLS 为潜在土壤侵蚀量 (t/hm^2); USLE 为实际土壤侵蚀量 (t/hm^2); R 为降雨侵蚀力因子 [$\text{MJ mm hm}^{-2} \text{h}^{-1}$], 反映了降雨引发土壤侵蚀的潜在能力, 由气象站点多年逐日降雨量插值形成空间数据后计算得到; K 为土壤可蚀性因子 [$t \text{ h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$], 反映了土壤颗粒被水力分离和搬运的难易程度, 采用 EPIC 模型根据土壤砂粒、粉粒和黏粒含量计算得到; LS 为地形因子, 由 DEM 及流域数据计算得到; P 为水土保持措施因子, 考虑到研究区特性本文未将其计入; C 为植被覆盖因子, 参考相关文献设定 ^[36] 。在 InVEST 中, 土壤保持模型还需输入一些经验参数, 本文采用模型的默认值。其中, Borselli K 参数和 Borselli ICO 参数分别设定为 2、0.5, 最大 SDR 值和最大 L 值分别设定为 0.8、122。
防风固沙 Sand fixation	修正风蚀方程 (RWEQ) ^[37] $G = S_{L\text{潜}} - S_L$ $Q_{\text{max潜}} = 109.8 \times (WF \times EF \times \text{SCF} \times K')$ $S_{\text{潜}} = 150.71 \times (WF \times EF \times \text{SCF} \times K')^{-0.3711}$ $S_{L\text{潜}} = \frac{2Z}{S_{\text{潜}}} \times Q_{\text{max潜}} \times e^{-\left(\frac{Z}{S_{\text{潜}}}\right)^2}$ $Q_{\text{max}} = 109.8 \times (WF \times EF \times \text{SCF} \times K' \times C)$ $S = 150.71 \times (WF \times EF \times \text{SCF} \times K' \times C)^{-0.3711}$ $S_L = \frac{2Z}{S^2} \times Q_{\text{max}} \times e^{-(Z/S)^2}$	采用修正风蚀方程 (RWEQ) 计算防风固沙量; $S_{L\text{潜}}$ 为潜在风侵量; S_L 为实际风侵量; $Q_{\text{max潜}}$ 为潜在风力的最大输沙能力; Q_{max} 为实际风力的最大输沙能力; WF 为气候因子 (kg/m), 由风速及温度计算得到; EF 为土壤可蚀性因子, SCF 为土壤结皮因子, 二者均由土壤砂粒、粉粒、黏粒及有机质含量计算得到; K' 为地表糙度因子, 由 DEM 计算得到; C 为植被因子, 由土地覆被类型及植被覆盖度计算得到。
栖息地维持 Habitat quality	InVEST 模型栖息地质量模块 ^[38] $Q_{xj} = H_j \left\{ 1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right\}$	Q_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的栖息地质量; H_j 为土地利用类型 j 的栖息地适宜度, 取值 0—1 之间, 参考相关文献设定 ^[38] ; D_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的栖息地退化度, 在模型中根据其所受威胁以及对于威胁的敏感性计算, 本文共考虑耕地、建设用地和裸地三种威胁源; z 为归一化常量, 取默认值 2.5; k 为半饱和参数, 通常为生境退化度最大值的一半。

2.2.2 主导功能群组分类

为识别区域性主导功能群组,采用主成分分析(PCA, principal component analysis)和 K-means 聚类相结合的方法对青藏高原国家公园群进行群组划分,该方法在自然保护区和其他空间斑块类型的分类研究中应用较广^[41-42]。聚类变量的选取参考了自然保护区聚类^[42-43]和生态系统服务功能分区^[28]的相关研究,包括各国家公园水源涵养、土壤保持、防风固沙服务总量和平均栖息地质量,以及各国家公园的面积和地理坐标。首先,对上述变量进行 PCA 分析,以减少变量重叠和冗余,判定何种因素组合能够解释国家公园群组的大部分变异。为了确定因子显著性,载荷值低于 0.50 的变量被剔除。其次,使用 PCA 中识别出的显著变量进行 K-means 聚类分析以确定最优聚类数目,聚类结果反映了各个公园在上述因子上的相似性,并据此将各个国家公园分配到特定的组合中(即区域性国家公园群组)。为验证 CES 的年际差异,进行了 ANOVA 分析和逐步 *t* 检验(pairwise *t*-tests)。PCA 和 K-means 聚类分别采用 *factoextra* 和 *FactoMineR* 程序包,所有数值统计分析均在 R 语言(v4.3.2)中进行。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务变化

国家公园群整体土壤保持、水源涵养和防风固沙平均服务量值分别为 1.4463 亿 t、184.30 亿 m³ 和 0.9422 亿 t,分别占青藏高原相应生态系统服务量的 17.31%、18.18% 和 24.09%。不同国家公园间主要生态系统服务存在明显的空间差异,但各年份间平均生态系统服务量值差异不显著(图 1)。土壤保持、水源涵养和防风固沙服务均呈现高值和年际大幅度变异协同分布特征(图 1)。其中,国家公园群整体土壤保持、水源涵养和栖息地质量三类生态系统服务呈现由西北向东南的递增的趋势,防风固沙服务则呈现由青藏高原中部向四周递减的空间特征(图 2)。例如,大熊猫、贡嘎山、雅鲁藏布大峡谷和高黎贡山等国家公园在提供较强的土壤保持服务的同时,其年际变异幅度较大,介于 7.57%—342.63%;三江源和羌塘国家公园提供较大规模的水源涵养和防风固沙服务,对应的生态系统服务的年际变异幅度介于 17.42%—223.65%。此外,除昆仑山-帕米尔国家公园两个片区和香格里拉国家公园稻城亚丁片区的平均栖息地质量指数较低(0.33—0.61)外,其他国家公园的栖息地质量指数均高于 0.65 且平均年际变异较小(图 1)。

3.2 综合生态系统服务指数 CES

2010—2020 年间,国家公园群平均综合生态系统服务指数(CES)呈现逐年小幅增长趋势(0.333—0.346)。ANOVA 分析和逐步 *t*-检验均显示,各年度的平均 CES 指数无显著差异($P>0.05$)。不同国家公园 CES 指数变化趋势存在明显的空间差异(图 3)。其中,高黎贡山、三江源、普达措片区、雅鲁藏布、羌塘和若尔盖等国家公园的 CES 指数呈增长趋势(图 3);冈仁波齐、珠穆朗玛、贡嘎山、稻城亚丁片区、大熊猫和祁连山等国家公园呈先增加后降低趋势;帕米尔、青海湖和昆仑山等国家公园的 CES 指数趋于稳定。

3.3 主导功能群组识别

鉴于各国家公园年际生态系统服务量值无显著差异,采用 2020 年的各类生态系统服务量值及区位特征,基于 PCA 和 K-means 聚类进行主导功能群组的识别。聚类结果显示,依据所处区位和生态系统服务组合特征,青藏高原国家公园群可划分为 5 类区域性主导功能群组(图 4),包括青藏高原气候和地缘安全屏障、西北部防风固沙屏障、河西走廊生态安全屏障、东缘水土资源安全屏障、国际河流生态安全屏障(图 5)。其中,青藏高原气候和地缘安全屏障包括冈仁波齐、珠穆朗玛国家公园和昆仑山帕米尔国家公园帕米尔片区;青藏高原西北部防风固沙屏障包括三江源、羌塘国家公园和昆仑山帕米尔国家公园昆仑山片区;河西走廊生态安全屏障包括祁连山和青海湖国家公园;青藏高原东缘水土资源安全屏障包括大熊猫、贡嘎山、若尔盖国家公园和香格里拉国家公园稻城亚丁片区、普达措片区;国际河流生态安全屏障包括雅鲁藏布大峡谷和高黎贡山国家公园。

3.4 主导功能群组联动管理策略

青藏高原生态安全屏障面临的主要生态安全风险包括区域景观破碎化及生态廊道联通性不足^[2]、保护

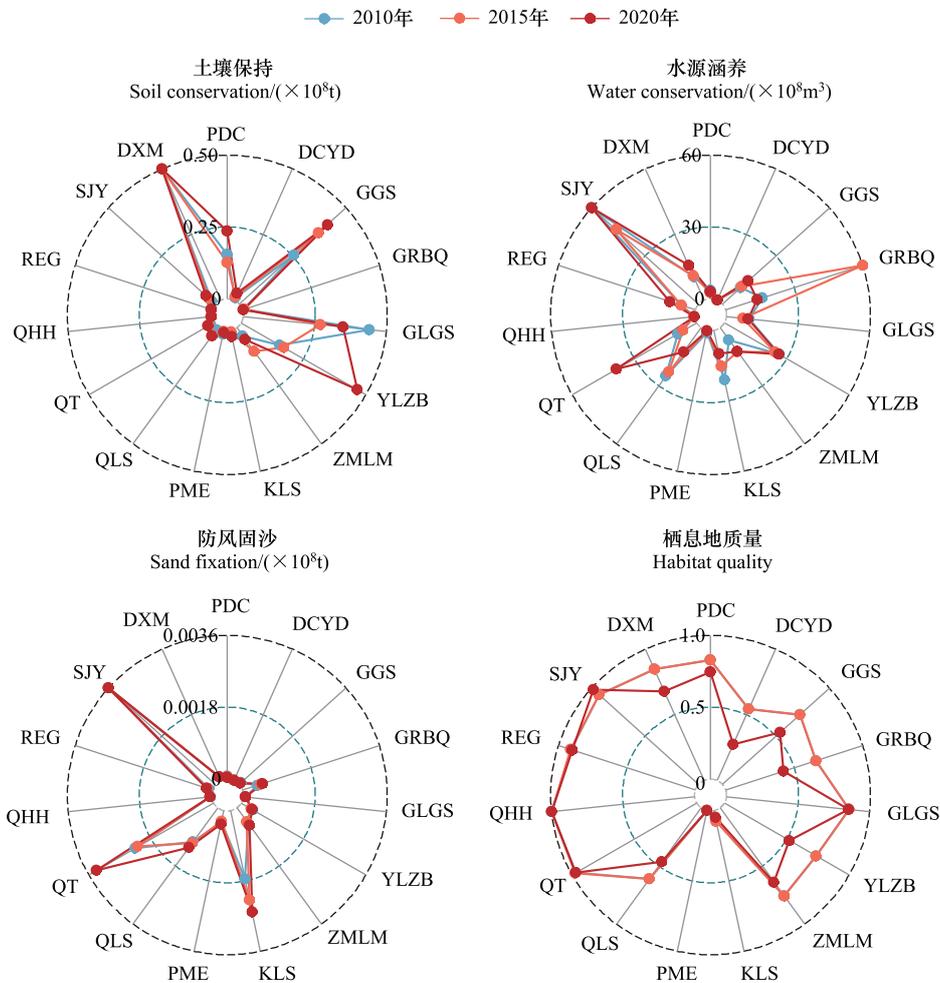


图1 青藏高原国家公园群生态系统服务年际变化

Fig.1 Ecosystem services of the Qinghai-Tibet Plateau national park cluster

国家公园缩写代码对应关系如下: SJY: 三江源国家公园, DXM: 大熊猫国家公园, PDC: 香格里拉国家公园普达措片区, DCYD: 香格里拉国家公园稻城亚丁片区, GGS: 贡嘎山国家公园, GRBQ: 冈仁波齐国家公园, YLZB: 雅鲁藏布大峡谷国家公园, ZMLM: 珠穆朗玛国家公园, KLS: 昆仑山帕米尔国家公园昆仑山片区, PME: 昆仑山帕米尔国家公园帕米尔片区, QLS: 祁连山国家公园, QT: 羌塘国家公园, QHH: 青海湖国家公园, REG: 若尔盖国家公园

地与周边生态受益区之间的协作互补欠缺^[44], 以及社会-生态系统韧性受制于当地产业和社区生计的资源的严重依赖^[2]。针对主要风险、国家公园群主导功能群组空间分布特征(图4—5)和建设管理现状^[17], 按照面临风险-功能群组-优化策略对应关系(图6), 可从强化国家公园主导功能群组内部联动、群组与周边区域协同互补以及增强区域社会生态系统韧性三个方面, 开展国家公园群区域性主导功能群组的联动管理, 以应对青藏高原生态安全屏障面临的生态风险。

(1) 聚焦主导功能, 增强国家公园功能群组间结构和功能联通。瞄准优先促成国家和区域 3030 生物多样性保护任务、增强物种栖息地气候变化适应能力和区域自然灾害应对韧性等多重保护目标, 依据生态系统服务的动态变化特征, 以区域性国家公园群组作为生态源地, 结合现有自然保护区和自然公园, 分区域、分主导功能类型施策, 特别是针对 CES 降低趋势明显的国家公园(图3, 如贡嘎山、冈仁波齐等国家公园), 精细化安排青藏高原生态屏障区生态保护和修复重点工程, 实施国土空间生态修复项目等大尺度保护治理措施, 补齐生态廊道断裂点, 优化自然保护地空间布局, 加快构建形成空间上紧邻互通、功能上协调互补的区域生态系统网络。

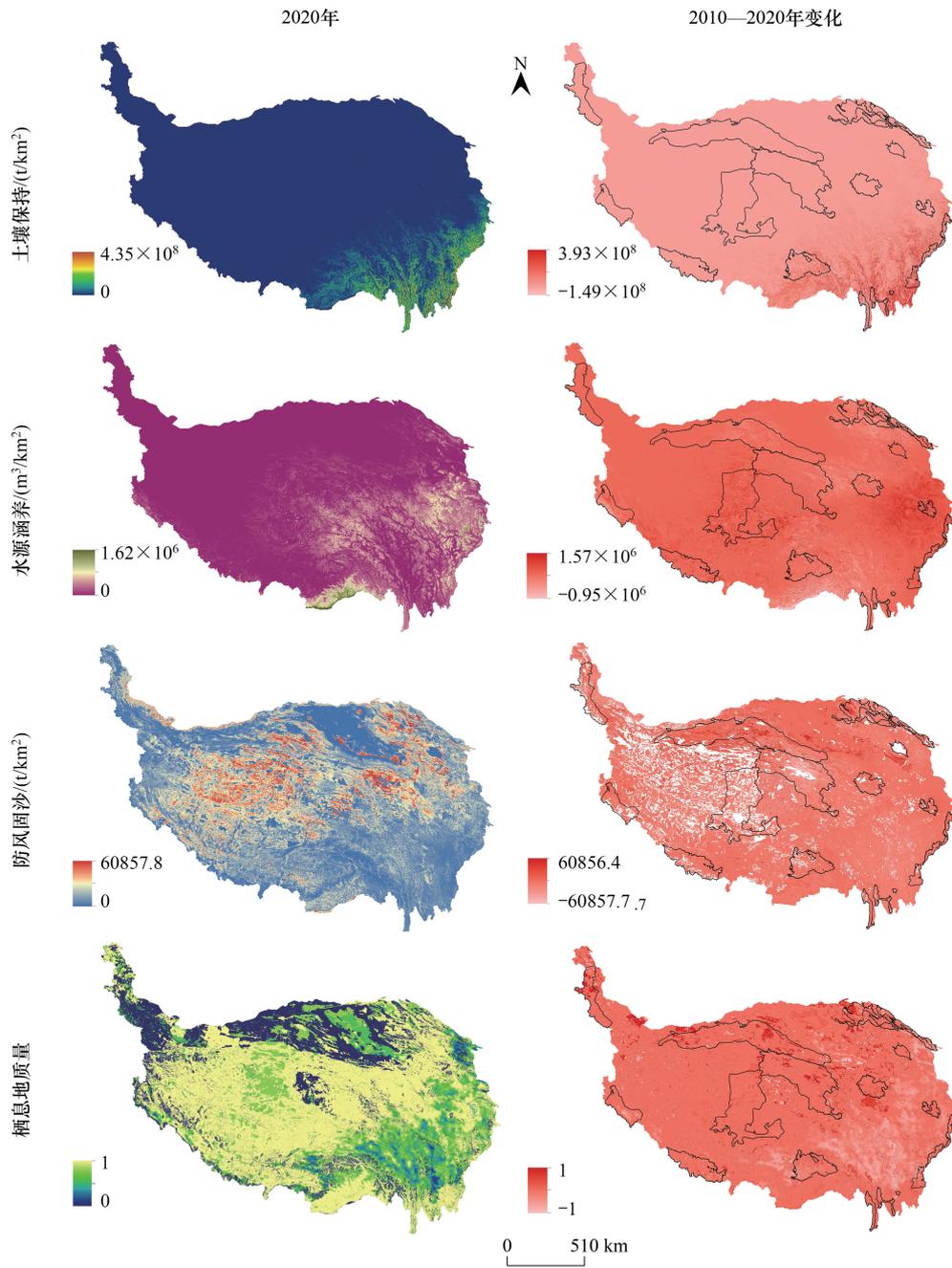


图2 2010—2020年青藏高原国家公园群生态系统服务变化的空间分布

Fig.2 Ecosystem services Changes (2010—2020) of the Qinghai-Tibet Plateau national park cluster

(2) 建立横向生态补偿等机制,促进国家公园与受益区域间战略协作。探索生态系统服务供受区域间的生态互惠和金融互补机制,按照生态系统服务的受益区和生态系统服务流,在青藏高原国家公园群组和周边受益地区之间开展横向生态补偿等金融合作试点,拓宽国家公园群建设资金渠道,强化保护能力建设。以增强国家公园群组与周边区域间战略协作为导向,合理引导保护补偿资金流向,促进保护地生态系统服务的稳定供给。强化与成渝城市群、西部陆海大通道等区域重大战略间的空间协同,提升自然保护地对区域高质量发展的支撑和融入能力。

(3) 综合考量人类活动影响,提升区域社会-生态系统韧性。审慎划定国家公园边界,避免将人口密集、生产活动强度大或保护价值低的区域纳入国家公园范围。科学认知国家公园创建和地区高质量发展的内在联

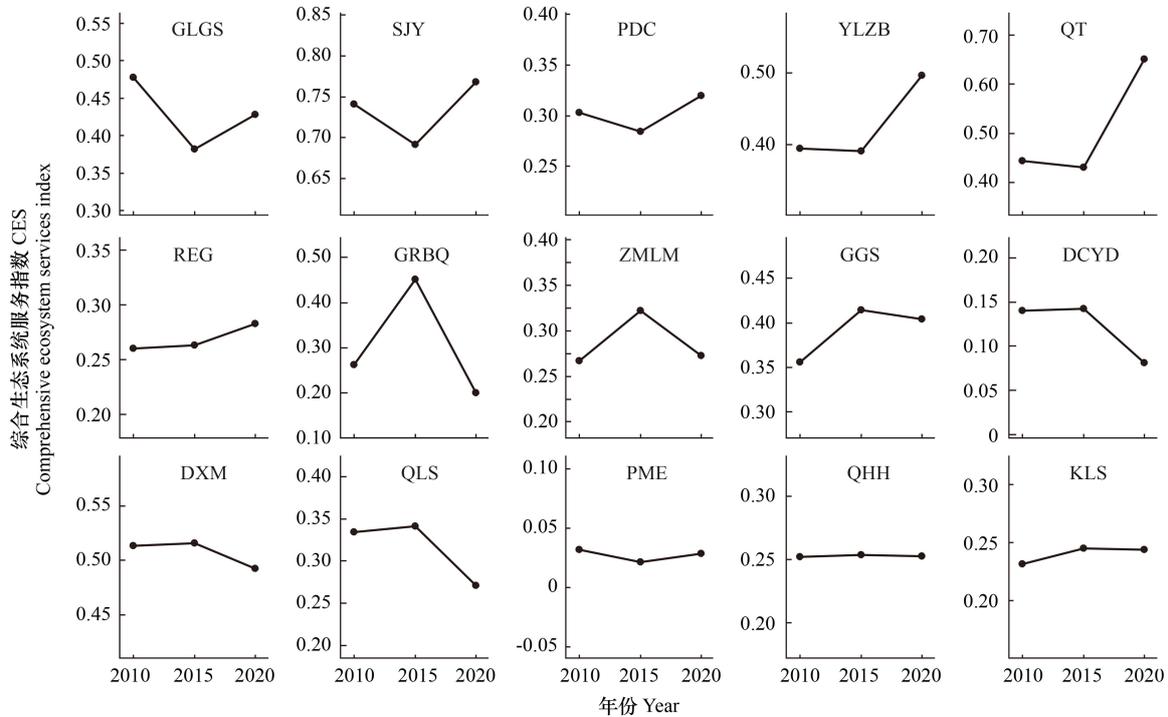


图3 青藏高原国家公园群综合生态系统服务指数 (CES) 2010—2020 变化趋势

Fig.3 Changes in comprehensive ecosystem services index (2010—2020) of the Qinghai-Tibet Plateau national park cluster

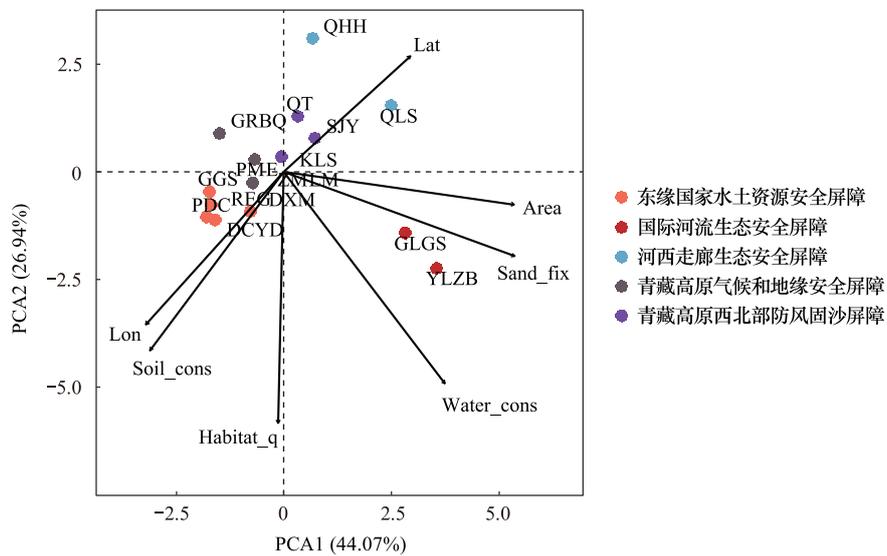


图4 青藏高原国家公园群区域性主导功能群聚类结果

Fig.4 Biplot of PCA for functional groups within the Qinghai-Tibet Plateau national park cluster

变量缩写代码对应关系如下:Soil_cons: 土壤保持,Habitat_q: 栖息地质量,Water_cons: 水源涵养,Sand_fix: 防风固沙,Area: 国家公园面积, Lat: 国家公园中心位置纬度,Lon: 国家公园中心位置经度

系,以游憩价值开发为切入点,推动资源依赖型生计转型和加强旅游管控并重。谨慎确定国家公园及其周边旅游开放点位、规模和强度,引导大众有序旅游并限制低质量旅游开发。合理评估区域尤其是国家公园周边区域的发展潜力,综合考虑文化传统、生计属性和产业结构等背景因素,结合新一轮市场化改革和国内大循环

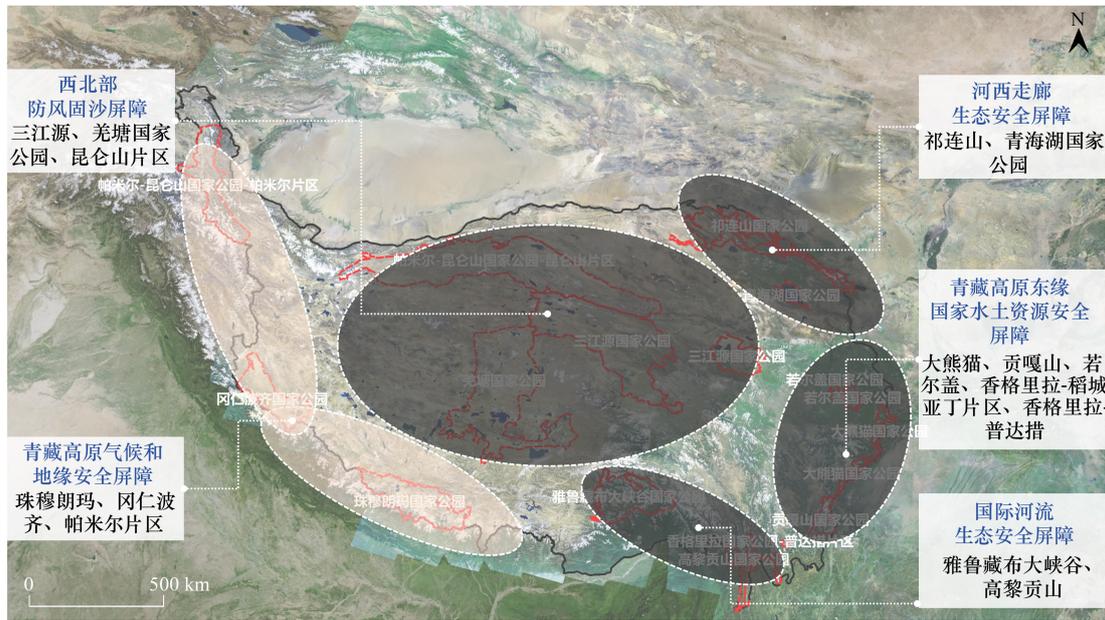


图 5 青藏高原国家公园群区域性主导功能群组分布

Fig.5 Distributions of functional groups within the Qinghai-Tibet Plateau national park cluster

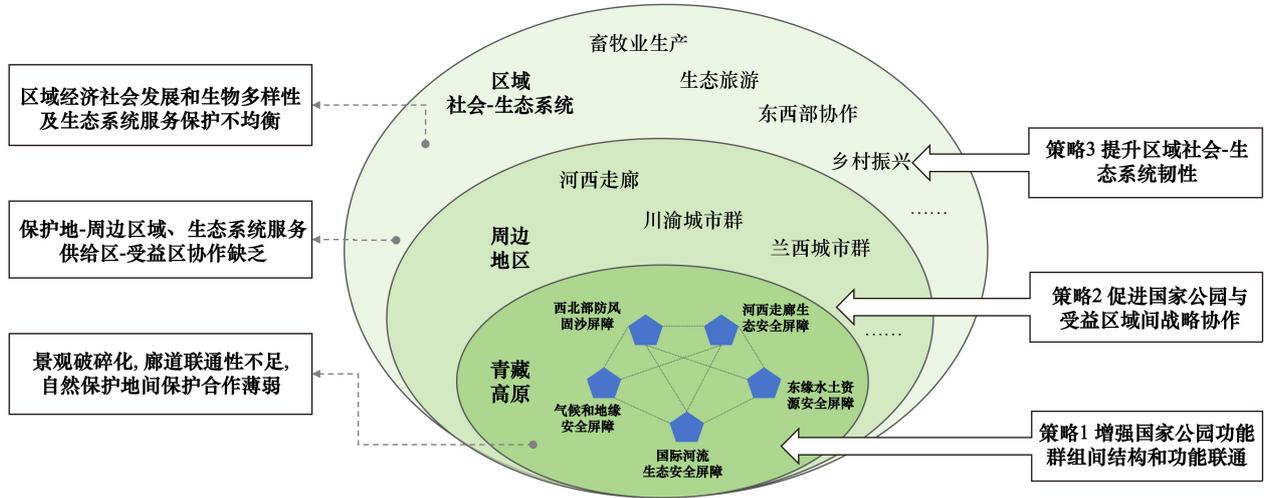


图 6 生态安全风险-功能群组-管理优化策略对应关系

Fig.6 Correspondence between ecological security risks, functional groups, and optimized management strategies

战略安排,促进农牧区落后产能置换和非农生计转型,从市场侧、需求侧减少对国家公园群的外部扰动压力。

4 结论与讨论

4.1 结论

(1) 青藏高原国家公园群生态系统服务空间分异明显、但年际变化较小,其中土壤保持、水源涵养和栖息地质量呈现由西北向东南的递增的趋势,防风固沙服务呈现由青藏高原中部向四周递减的趋势。

(2) 国家公园群平均综合生态系统服务指数(CES)呈现逐年小幅增长趋势,年际差异不明显,CES呈降低趋势的国家公园主要分布于青藏高原东南和东北部。

(3) 国家公园群可划分为青藏高原气候和地缘安全屏障、西北部防风固沙屏障、河西走廊生态安全屏障、

东缘水土资源安全屏障和国际河流生态安全屏障等 5 类区域性主导功能群组。

(4) 区域性主导功能群组联动管理策略包括: 聚焦主导功能、增强国家公园功能群组间结构和功能联通, 建立横向生态补偿等机制, 促进国家公园与受益区域战略互补, 以及综合考量生态和社会影响、统筹管控人类活动生态风险。

4.2 讨论

(1) 区域性主导功能群组

青藏高原地区的自然保护地占比明显高于全国其他区域^[2], 但近年来受气候变化的影响, 高寒草地等自然生态系统演变加速^[45]。如何通过有序开展国家公园群建设和优化自然保护地格局, 以弥补现有自然保护地在生态系统服务和生物多样性保护过程中存在的不足^[46], 是青藏高原地区生态文明建设和区域绿色发展的核心命题, 也是强化国家公园群组间联动管理以带动区域生态系统服务供给整体趋优的重要任务之一。识别国家公园群主导功能群组, 有助于从整体上优化各个单体国家公园的管理定位, 增强国家公园之间在区域和整体层面的管理协作与有机联系。

本文识别出的青藏高原国家公园群区域性主导功能群组空间分布与虞虎等^[14]研究识别的国家公园群地域功能具有一致性。例如, 冈仁波齐、珠穆朗玛国家公园和昆仑山帕米尔国家公园帕米尔片区组成的青藏高原地缘和气候安全屏障(图 5), 通过中尼和中巴合作共建跨国国家公园等方式^[47], 可增强沿边生物生态安全和地缘安全; 雅鲁藏布大峡谷和高黎贡山国家公园组成的国际河流生态安全屏障既承担着管控和缓解区域水资源安全风险的功能, 又是具有突出地域代表性突出和综合价值的旗舰自然保护地。青藏高原国家公园发挥着区域大尺度优化国土空间开发保护格局的新型地域功能, 有助于强化对空间分区分类管控, 协同促进国家公园群建设联动、生态安全屏障体系优化和区域可持续发展^[13]。同时, 本研究划分的区域性主导功能群组与国家公园集中区的主导功能也存在差异, 后者倾向于空间组织模式识别^[14]。区域性主导功能群组在空间上的分布与青藏高原及周边区域所涉及的区域发展战略和主体功能区定位相一致或者互补^[10, 48]。如河西走廊生态安全屏障北侧和东侧紧邻西部陆海新通道及西北粮棉生产基地所在区域, 为这些区域提供了水土保持和水资源供给等关键生态系统服务。西北部防风固沙屏障周边是青藏高原主要的畜牧产业分布区, 三江源、羌塘和昆仑山国家公园提供了天然的防风固沙和水源涵养等服务, 并维持着该区域高寒草地的生态健康^[20, 49]。青藏高原东缘国家水土资源安全屏障向东服务于四川盆地和成渝都市群, 提供土壤保持、水资源涵养和气候调节等生态系统服务, 向西则发挥着阻隔四川盆地密集分布的人口需求和经济社会发展压力的缓冲功能^[50-51]。上述空间和功能上的紧密联系为国家公园群组联动管理及其与周边区域的战略互动策略的制定提供了内在逻辑。

(2) 区域性主导功能群组管理策略优化

土地利用变化等人类活动加剧了青藏高原栖息地破碎化和局部生态系统退化, 同时现状自然保护地对生物多样性优先区和生态系统服务热点的覆盖不足, 威胁着青藏高原生态安全屏障功能完整性和生态廊道连通状态^[46, 52]。青藏高原等区域气候相似区之间的连通状态不佳, 是否限制了自然保护地间通过协作保护发挥气候避难所功能, 是当前学界争论焦点^[53-54]。国家公园群等自然保护地与周边区域, 尤其是跨行政区域之间的保护协作欠缺, 限制着生物多样性保护成效的正向溢出和延续, 如喜马拉雅山区域的保护产出正受到地缘政治等因素的威胁^[55]。此外, 保护和发展协同性偏低以及生态资产投资效益转化不足, 被认为是长期威胁保护成效的关键问题。通过自然保护地与周边社区和远距离生态受益区域之间的互惠协作, 可增强区域可持续发展目标协同, 实现保护和生计发展双向受益^[56-57]。同时, 青藏高原还面临技术改进延迟、市场需求演变等经济社会因素驱动的区域社会-生态系统韧性降低的风险, 包括自然保护地内部及周边旅游发展^[58-59]、耕地扩张和农业集约化^[60-61]等当地生计和产业发展冲击。

针对青藏高原生态安全屏障面临上述风险, 参照元耦合框架^[62-63]和嵌套治理理论^[64], 本文提出的三项策略中, 策略 1 着眼于发挥国家公园作为青藏高原地区大尺度优化国土空间开发保护格局的新型地域功

能^[11],并强化国家公园群主导功能群组间的结构功能联通和生态资产投资。策略2发挥国家公园群作为核心生态资产富集地的功能,通过横向补偿等途径强化国家公园与周边受益地区之间生态资产向生计资本的转化,促进保护-发展双向赋能^[10, 65]。近期印发的《生态保护补偿条例》也明确推动生态受益地区与生态保护地区以协商方式建立生态保护补偿机制的政策导向。策略3关注国家公园功能群组及其与周边区域联动过程中可能出现的潜在影响,突出风险管控和发展预期引导,以增强社会生态系统韧性^[66]。以上三类策略的实施需相互耦合和补充,协同调控国家公园群组间、国家公园与周边区域间的联动关系,以及联动过程中产生的潜在扰动风险,从而促成青藏高原地区“生态资产投资与巩固生态屏障-生态产品供给与赋能区域发展-增强生计韧性与管控潜在影响”之间的良性循环,并形成自我造血能力^[17],以助力青藏高原生态安全屏障体系优化。

(3) 研究不足与展望

本研究重点探究了青藏高原国家公园群生态系统服务时空演变及综合生态系统服务指数的变化特征,并识别了区域性主导功能群组。由于数据可获取性限制,本研究在测度水源涵养、防风固沙等生态系统服务时采用了 InVEST 模型等评估方法,而未采用科学性更强的水资源地面台站数据及风场监测模拟数据,这为研究结果带来不确定性。此外,本研究对现有的国家级自然保护区等其他类型自然保护地在区域性国家公园群组功能连通性的影响考虑不足。未来研究应进一步定量分析已有的自然保护地和其他生态保护红线在区域生态系统服务供给的功能连通性,以及未来气候及土地利用情景在区域性国家公园群组联动和管理策略优化中的影响及作用机制。

参考文献 (References):

- [1] Chen F, Man W M, Wang S J, Esper J, Meko D, Büntgen U, Yuan Y J, Hadad M, Hu M, Zhao X E, Roig F A, Fang O Y, Chen Y P, Zhang H L, Shang H M, Yu S L, Luo X, He D M, Chen F H. Southeast Asian ecological dependency on Tibetan Plateau streamflow over the last millennium. *Nature Geoscience*, 2023, 16(12): 1151-1158.
- [2] 傅伯杰, 欧阳志云, 施鹏, 樊杰, 王小丹, 郑华, 赵文武, 吴飞. 青藏高原生态安全屏障状况与保护对策. *中国科学院院刊*, 2021, 36(11): 1298-1306.
- [3] Yang K, Wu H, Qin J, Lin C G, Tang W J, Chen Y Y. Recent climate changes over the Tibetan Plateau and their impacts on energy and water cycle: a review. *Global and Planetary Change*, 2014, 112: 79-91.
- [4] Geldmann J, Manica A, Burgess N D, Coad L, Balmford A. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(46): 23209-23215.
- [5] Naidoo R, Gerkey D, Hole D, Pfaff A, Ellis A M, Golden C D, Herrera D, Johnson K, Mulligan M, Ricketts T H, Fisher B. Evaluating the impacts of protected areas on human well-being across the developing world. *Science Advances*, 2019, 5(4): eaav3006.
- [6] Xu W H, Xiao Y, Zhang J J, Yang W, Zhang L, Hull V, Wang Z, Zheng H, Liu J G, Polasky S, Jiang L, Xiao Y, Shi X W, Rao E M, Lu F, Wang X K, Daily G C, Ouyang Z Y. Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2017, 114(7): 1601-1606.
- [7] Li S C, Zhang H, Zhou X W, Yu H B, Li W J. Enhancing protected areas for biodiversity and ecosystem services in the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecosystem Services*, 2020, 43: 101090.
- [8] Da Lü, Lü Y H, Gao G Y, Liu S G, Wu B F, Fu B J. Existent nature reserves not optimal for water service provision and conservation on the Qinghai-Tibet Plateau of China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 32: e01945.
- [9] Wang Y, Wang X F, Yin L C, Feng X M, Zhou C W, Han L, Lü Y H. Determination of conservation priority areas in Qinghai Tibet Plateau based on ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, 2021, 124: 553-566.
- [10] 樊杰, 钟林生, 李建平, 陈田, 黄宝荣, 虞虎, 陈东, 王亚飞, 郭锐. 建设第三极国家公园群是西藏落实主体功能区大战略, 走绿色发展之路的科学抉择. *中国科学院院刊*, 2017, 32(9): 932-944.
- [11] 樊杰, 钟林生, 黄宝荣, 虞虎, 王亚飞, 陈东, 郭锐, 刘宝印. 地球第三极国家公园群的地域功能与可行性. *科学通报*, 2019, 64(27): 2938-2948.
- [12] Guo R, Chen D, Zhou D J, Liu B Y, Liu H C, Zhao Y N, Sun Y, Fan J. The spatial coupling characteristics between the construction of Qingzang National Park Cluster and the sustainable development of local communities. *Geography and Sustainability*, 2021, 2(1): 1-11.
- [13] 陈东军, 钟林生, 樊杰, 虞虎, 杨定, 曾瑜哲. 青藏高原国家公园群功能评价与结构分析. *地理学报*, 2022, 77(1): 196-213.
- [14] 虞虎, 钟林生, 樊杰. 青藏高原国家公园群地域功能与结构研究. *生态学报*, 2021, 41(3): 823-832.
- [15] 龚心语, 黄宝荣. 国家公园全民公益性评估指标体系: 以青藏高原国家公园群为例. *生物多样性*, 2023, 31(3): 127-138.
- [16] 刘晓娜, 刘春兰, 张丛林, 魏钰, 黄宝荣. 青藏高原国家公园群生态系统完整性与原真性评估框架. *生态学报*, 2021, 41(3): 833-846.
- [17] 陈东, 王亚飞, 吴登生, 樊杰. 青藏高原国家公园群建设的体制机制. *中国科学院院刊*, 2024, 39(2): 241-249.

- [18] Zhang K, Gao J X, Zou C X, Lin N F, Yu D D, Cao B S, Wang Y. Expansion of protected area networks integrating ecosystem service and social-ecological coordination. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 24: e01298.
- [19] Xu K P, Wang X H, Wang J N, Wang J J, Ge R F, Tian R S, Chai H X, Zhang X, Fu L. Effectiveness of protection areas in safeguarding biodiversity and ecosystem services in Tibet Autonomous Region. *Scientific Reports*, 2022, 12(1): 1161.
- [20] Dong S K, Shang Z H, Gao J X, Boone R. Enhancing the ecological services of the Qinghai-Tibetan Plateau's grasslands through sustainable restoration and management in era of global change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 326: 107756.
- [21] Yu H, Chen C, Shao C F. Spatial and temporal changes in ecosystem service driven by ecological compensation in the Xin'an River Basin, China. *Ecological Indicators*, 2023, 146: 109798.
- [22] Hou L L, Xia F, Chen Q H, Huang J K, He Y, Rose N, Rozelle S. Grassland ecological compensation policy in China improves grassland quality and increases herders' income. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 4683.
- [23] Shrestha K, Shakya B, Adhikari B, Nepal M, Yi S L. Ecosystem services valuation for conservation and development decisions: a review of valuation studies and tools in the Far Eastern Himalaya. *Ecosystem Services*, 2023, 61: 101526.
- [24] Carroll C, Ray J C. Maximizing the effectiveness of national commitments to protected area expansion for conserving biodiversity and ecosystem carbon under climate change. *Global Change Biology*, 2021, 27(15): 3395-3414.
- [25] Field R D, Parrott L. Mapping the functional connectivity of ecosystem services supply across a regional landscape. *eLife*, 2022, 11: e69395.
- [26] 付励强, 邹红菲, 马建章, 宗诚, 程鲲. 中国自然保护地的区域性联合保护机制和发展策略分析. *林业资源管理*, 2019, 5: 1-6.
- [27] Posner S M, McKenzie E, Ricketts T H. Policy impacts of ecosystem services knowledge. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2016, 113(7): 1760-1765.
- [28] 汪勇政, 余浩然, 陆林. 基于空间约束 K-means 模型的长三角地区生态系统服务时空格局及功能分区研究. *生态学报*, 2024, 44(16): 7087-7104.
- [29] Mandle L, Shields-Estrada A, Chaplin-Kramer R, Mitchell M G E, Bremer L L, Gourevitch J D, Hawthorne P, Johnson J A, Robinson B E, Smith J R, Sonter L J, Verutes G M, Vogl A L, Daily G C, Ricketts T H. Increasing decision relevance of ecosystem service science. *Nature Sustainability*, 2021, 4: 161-169.
- [30] Felipe-Lucia M R, Soliveres S, Penone C, Fischer M, Ammer C, Boch S, Boeddinghaus R S, Bonkowski M, Buscot F, Fiore-Donno A M, Frank K, Goldmann K, Gossner M M, Hölzel N, Jochum M, Kandeler E, Klaus V H, Kleinebecker T, Leimer S, Manning P, Oelmann Y, Saiz H, Schall P, Schloter M, Schöning I, Schrupf M, Solly E F, Stempfhuber B, Weisser W W, Wilcke W, Wubet T, Allan E. Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, 117(45): 28140-28149.
- [31] 钟林生, 曾瑜哲, 虞虎. 青藏高原国家公园群游憩功能的自然基础与实现路径. *生态学报*, 2021, 41(3): 861-873.
- [32] Yang J, Huang X. 30 m annual land cover and its dynamics in China from 1990 to 2019. *Earth System Science Data Discussions*, 2021, 13: 3907-3925.
- [33] Yan F P, Shanguan W, Zhang J, Hu B F. Depth-to-bedrock map of China at a spatial resolution of 100 meters. *Scientific Data*, 2020, 7(1): 2.
- [34] Yan X, Cao G C, Cao S K, Yuan J, Zhao M L, Tong S, Li H D. Spatiotemporal variations of water conservation and its influencing factors in the Qinghai Plateau, China. *Ecological Indicators*, 2023, 155: 111047.
- [35] 刘宥延, 刘兴元, 张博, 李妙莹. 基于 InVEST 模型的黄土高原丘陵区水源涵养功能空间特征分析. *生态学报*, 2020, 40(17): 6161-6170.
- [36] 冯晓珂, 黄斌斌, 李若男, 郑华. 三江源区生态系统和土壤保持服务对未来气候变化的响应特征. *生态学报*, 2020, 40(18): 6351-6361.
- [37] Zhang G F, Azorin-Molina C, Shi P J, Lin D G, Guijarro J A, Kong F, Chen D L. Impact of near-surface wind speed variability on wind erosion in the eastern agro-pastoral transitional zone of Northern China, 1982-2016. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 271: 102-115.
- [38] Nie Y, Zhang X Y, Yang Y M, Liu Z F, He C Y, Chen X, Lu T. Assessing the impacts of historical and future land-use/cover change on habitat quality in the urbanizing Lhasa River Basin on the Tibetan Plateau. *Ecological Indicators*, 2023, 148: 110147.
- [39] Deng Z Y, Cao J S. Incorporating ecosystem services into functional zoning and adaptive management of natural protected areas as case study of the Shennongjia Region in China. *Scientific Reports*, 2023, 13(1): 18870.
- [40] Wu L L, Fan F L. Assessment of ecosystem services in new perspective: a comprehensive ecosystem service index (CESI) as a proxy to integrate multiple ecosystem services. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108800.
- [41] Ibes D C. A multi-dimensional classification and equity analysis of an urban park system: a novel methodology and case study application. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 137: 122-137.
- [42] Andradi-Brown D A, Veverka L, Amkieltiela, Crane N L, Estradivari, Fox H E, Gill D, Goetze J, Gough C, Krueck N C, Lester S E, Mahajan S L, Rulmal J Jr, Teoh M, Ahmadi G N. Diversity in marine protected area regulations; Protection approaches for locally appropriate marine management. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1099579.
- [43] Bohorquez J J, Dvaskas A, Pikitch E K. Categorizing global MPAs: a cluster analysis approach. *Marine Policy*, 2019, 108: 103663.
- [44] Zhao Y N, Chen D, Fan J. Sustainable development problems and countermeasures: a case study of the Qinghai-Tibet Plateau. *Geography and Sustainability*, 2020, 1(4): 275-283.
- [45] Gao Q Z, Guo Y Q, Xu H M, Ganjurjav H, Li Y, Wan Y F, Qin X B, Ma X, Liu S. Climate change and its impacts on vegetation distribution and net primary productivity of the alpine ecosystem in the Qinghai-Tibetan Plateau. *Science of the Total Environment*, 2016, 554: 34-41.

- [46] Hu X F, Wei L F, Cheng Q, Wu X Q, Ni J. Adjusting the protected areas on the Tibetan Plateau under changing climate. *Global Ecology and Conservation*, 2023, 45: e02514.
- [47] Gao J, Bhuj D, Li J, Fu J, Li W Y, Guo X, Shao G F, Sharma P. Himalayas: create an international peace park. *Nature*, 2022, 607 (7919): 449.
- [48] 王亚飞, 郭锐, 樊杰. 国土空间结构演变解析与主体功能区格局优化思路 [J]. *中国科学院院刊*, 2020, 35(07): 855-866.
- [49] 王晓峰, 朱梦娜, 张欣蓉, 马嘉豪, 周继涛, 程通, 郑媛元, 涂又, 尧文洁, 马娟. 基于“源地—阻力—廊道”的三江源区生态安全格局构建 [J]. *生态学报*, 2024, (11): 4609-4623.
- [50] 刘树超, 邵全琴, 牛丽楠, 宁佳, 刘国波, 张雄一, 黄海波. 长江上游生态状况变化及其服务功能权衡与协同. *生态学报*, 2023, 43(3): 1028-1039.
- [51] Lin Z Y, Xiao Y, Ouyang Z Y. Assessment of ecological importance of the Qinghai-Tibet Plateau based on ecosystem service flows. *Journal of Mountain Science*, 2021, 18(7): 1725-1736.
- [52] Tu W N, Du Y Y, Yi J W, Liang F Y, Wang N, Qian J L, Huang S, Luo P X, Wang X Y. Assessment of the dynamic ecological networks on the Qinghai-Tibet Plateau using human's digital footprints. *Ecological Indicators*, 2023, 147: 109954.
- [53] Parks Sean A, Holsinger Lisa M, Abatzoglou John T, Littlefield Caitlin E, Zeller Katherine A. Protected areas not likely to serve as steppingstones for species undergoing climate-induced range shifts. *Global Change Biology*, 2023, 29(10): 2681-2696.
- [54] Littlefield C E, McRae B H, Michalak J L, Lawler J J, Carroll C. Connecting today's climates to future climate analogs to facilitate movement of species under climate change. *Conservation Biology*, 2017, 31(6): 1397-1408.
- [55] Li J, Gao J, Li W Y, Zhang Z H, Fu J, Shao G F, Guo X. An indicator framework for assessing cooperative cross-border conservation in the Karakoram-Himalayan Region. *Ecological Indicators*, 2021, 126: 107658.
- [56] Wu T Q, Ward P S, Li B B. Experimental evidence on cooperation and coordination in forest and endangered species conservation in China. *Ecology and Society*, 2022, 27(4): 40.
- [57] Zhang Y L, Xiao X, Cao R B, Zheng C H, Guo Y R, Gong W X, Wei Z C. How important is community participation to eco-environmental conservation in protected areas? From the perspective of predicting locals' pro-environmental behaviours. *Science of the Total Environment*, 2020, 739: 139889.
- [58] Zeng Y X, Zhong L S, Wang L G, Yu H. Measuring the conflict tendency between tourism development and ecological protection in protected areas: a study on National Nature Reserves in China. *Applied Geography*, 2022, 142: 102690.
- [59] Zhang X J, Zhong L S, Yu H. Sustainability assessment of tourism in protected areas: a relational perspective. *Global Ecology and Conservation*, 2022, 35: e02074.
- [60] Kong L Q, Wu T, Xiao Y, Xu W H, Zhang X B, Daily G C, Ouyang Z Y. Natural capital investments in China undermined by reclamation for cropland. *Nature Ecology & Evolution*, 2023, 7(11): 1771-1777.
- [61] Kuang W H, Liu J Y, Tian H Q, Shi H, Dong J W, Song C Q, Li X Y, Du G M, Hou Y L, Lu D S, Chi W F, Pan T, Zhang S W, Hamdi R, Yin Z R, Yan H M, Yan C Z, Wu S X, Li R D, Yang J C, Dou Y Y, Wu W B, Liang L Q, Xiang B, Yang S Q. Cropland redistribution to marginal lands undermines environmental sustainability. *National Science Review*, 2022, 9(1): nwab091.
- [62] Liu J G. Leveraging the metacoupling framework for sustainability science and global sustainable development. *National Science Review*, 2023, 10(7): nwad090.
- [63] Fu B J. Coupling human and natural systems for sustainable development. *National Science Review*, 2023, 10(7): nwad086.
- [64] Wyborn C, Bixler R P. Collaboration and nested environmental governance: Scale dependency, scale framing, and cross-scale interactions in collaborative conservation. *Journal of Environmental Management*, 2013, 123: 58-67.
- [65] Fang Y P, Fan J, Shen M Y, Song M Q. Sensitivity of livelihood strategy to livelihood capital in mountain areas: Empirical analysis based on different settlements in the upper reaches of the Minjiang River, China. *Ecological Indicators*, 2014, 38: 225-235.
- [66] Folke C, Biggs R, Norström A V, Reyers B, Rockström J. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society*, 2016, 21(3): 41.