

宋心馨, 张守志, 王淑琪, 等. 基于 PLUS 模型的图们江流域生态系统服务价值情景模拟及驱动因素研究[J]. 水利水电技术(中英文), 2025, 56(3): 186-201. DOI: 10.13928/j.cnki.wrahe.2025.03.015

SONG Xinxin, ZHANG Shouzhi, WANG Shuqi, et al. Research on scenario simulation and driving factors of ecosystem service value in Tumen River Basin based on PLUS model[J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2025, 56(3): 186-201. DOI: 10.13928/j.cnki.wrahe.2025.03.015

基于 PLUS 模型的图们江流域生态系统服务价值情景模拟及驱动因素研究

宋心馨^{1,2}, 张守志^{1,2}, 王淑琪^{1,2}, 邓嘉琪^{1,2}

(1. 延边大学 地理与海洋科学学院, 吉林 延吉 133000; 2. 湿地生态功能与生态安全重点实验室, 吉林 延吉 133000)

摘要:【目的】揭示生态功能区土地利用(LULC)与生态系统服务价值(ESV)之间的内在关系, 对于科学发挥生态系统效益和推进区域生态文明建设具有重要意义。【方法】文章利用修正后的标准等效因子, 对图们江流域的ESV进行了评估, 并采用地理探测器分析了ESV与温度(TEM)、降水(PRE)、归一化植被指数(NDVI)、高程(DEM)、土壤有机质含量(SOMC)和陆地表层人类活动强度(HAILS)等潜在因素的关系及其驱动下的ESV时空演变。基于《吉林省国土空间规划(2021—2035年)》和《延边朝鲜族自治州国土空间总体规划(2021—2035年)》, 利用PLUS模型进行了空间约束的多情景设置, 探讨在自然发展情景(S1)和目标导向情景(S2)下2030年图们江流域ESV的空间变化。【结果】结果表明, 2000—2020年, 研究区总ESV虽有波动但整体呈上升趋势, 其中2005—2010年期间增幅最大, 五年内增加了 0.87×10^{10} 元。林地的ESV最高, 占总价值的近94%; 调节服务价值(RSV)和支持服务价值(SSV)是主要的生态系统服务。因子探测结果显示, HAILS($q=0.678$)是影响ESV空间分异的主要因子, 其次是TEM($q=0.470$)和NDVI($q=0.435$), 而DEM和SOMC的影响较小。相关性分析表明, ESV与景观形状指数(SI)呈负相关(-0.65), 与香农多样性指数(SHDI)(0.72)和聚合指数(AI)(0.60)呈正相关。PLUS模拟结果显示, 2030年林地的ESV仍将最高。灰色模型GM(1, 1)预测的2030年各土地利用类型的单位ESV分别为: 耕地3394.79元/hm²、草地10367.71元/hm²、水域107954.26元/hm²、未利用地558.64元/hm²、湿地44708.07元/hm²。【结论】不同情景下ESV高值区和低值区的变化进一步验证了《规划》的科学性和实施的必要性。本研究通过预测不同土地资源管理策略下的ESV空间演变, 为实现规划目标提供了空间可视化分析和数据支持, 并为土地资源与环境保护综合规划及东北边疆生态功能区的可持续发展提供了参考。

关键词: ESV; 情景模拟; LULC; PLUS模型; 驱动因素; 影响因素

DOI: 10.13928/j.cnki.wrahe.2025.03.015

开放科学(资源服务)标志码(OSID):

中图分类号: X171.1

文献标志码: A

文章编号: 1000-0860(2025)03-0186-16



与作者互动
听语音 | 聊科研

收稿日期: 2024-09-26; 修回日期: 2024-12-15; 录用日期: 2024-12-18; 网络出版日期: 2025-02-07

基金项目: 国家自然科学基金重点基金项目(41830643); 国家自然科学基金项目(41461036)

作者简介: 宋心馨(2000—), 女, 硕士研究生, 主要从事人文地理学研究。E-mail: 954578460@qq.com

通信作者: 张守志(1971—), 男, 副教授, 博士, 主要从事人文地理学、地理学科教育、资源环境与生态建设等研究。E-mail: szzhang@ybu.edu.cn

©Editorial Department of Water Resources and Hydropower Engineering. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license.

Research on scenario simulation and driving factors of ecosystem service value in Tumen River Basin based on PLUS model

SONG Xinxin^{1,2}, ZHANG Shouzhi^{1,2}, WANG Shuqi^{1,2}, DENG Jiaqi^{1,2}

(1. College of Geography and Ocean Sciences, Yanbian University, Yanji 133000, Jilin, China; 2. Key Laboratory of Wetland Ecological Function and Ecological Security, Yanji 133000, Jilin, China)

Abstract: [Objective] This study aims to reveal the intrinsic relationship between land use and land cover (LULC) in ecological function zones and ecosystem service value (ESV), which is crucial for effectively maximizing ecosystem benefits and advancing regional ecological civilization. [Methods] The ESV of the Tumen River Basin was assessed using modified standard equivalent factors. Geodetector was used to analyze the relationships between ESV and potential influencing factors, including temperature (TEM), precipitation (PRE), normalized difference vegetation index (NDVI), elevation (DEM), soil organic matter content (SOMC), and human activity intensity on land surfaces (HAILLS), as well as their influence on the spatiotemporal evolution of ESV. Furthermore, based on the Territorial Spatial Plan of Jilin Province (2021—2035) and the Overall Territorial Spatial Plan of Yanbian Korean Autonomous Prefecture (2021—2035), the PLUS model was used for spatially constrained multi-scenario settings to explore the spatial changes of ESV in the Tumen River Basin under the natural development scenario (S1) and the target-oriented scenario (S2) in 2030. [Results] The result indicated that from 2000 to 2020, the total ESV of the study area fluctuated but showed an overall upward trend, with the largest increase observed between 2005 and 2010, where the ESV increased by 0.87×10^{10} yuan within five years. Forestland contributed the highest ESV, accounting for nearly 94% of the total value. Regulating service value (RSV) and supporting service value (SSV) were the dominant ecosystem services. Geodetector result showed that HAILLS ($q=0.678$) was the primary factor influencing the spatial variation of ESV, followed by TEM ($q=0.470$) and NDVI ($q=0.435$), while DEM and SOMC had relatively minor impacts. Correlation analysis revealed that ESV was negatively correlated with the landscape shape index (SI) (-0.65) but positively correlated with the Shannon diversity index (SHDI) (0.72) and aggregation index (AI) (0.60). The PLUS simulation result indicated that, by 2030, forestland would still have the highest ESV. The unit ESV of different land use types in 2030, predicted by the grey model (GM) (1, 1) were: cultivated land, 3 394.79 yuan/hm²; grassland, 10 367.71 yuan/hm²; water areas, 107 954.26 yuan/hm²; unused land, 558.64 yuan/hm²; and wetlands, 44 708.07 yuan/hm². [Conclusion] The observed changes in high-value and low-value ESV areas under different scenarios further validate the scientific basis of the Plans and the necessity of their implementation. This study provides spatial visualization analysis and data support for achieving planning goals by predicting the spatial evolution of ESV under different land resource management strategies. Additionally, it serves as a reference for comprehensive land resources and environmental protection planning and the sustainable development of ecological function zones in China's northeastern border area.

Keywords: ESV; scenario simulation; LULC; PLUS model; driving factors; influencing factors

0 引言

生态系统服务(Ecosystem Services, ESs)是指生态系统通过其结构、过程和功能直接或间接为人类提供的服务和产品,涵盖供应、调节、支持和文化四大类功能^[1-4]。自 COSTANZA 等^[2]于 1997 年在《Nature》期刊发表关于全球生态系统服务价值估算的开创性文章以来,生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)研究迅速成为生态经济学的重要课题。精准的生态系统服务价值评估可以为生态保护、生态功能区划、自然资源核算和生态补偿决策提供重要的科学依据,并且近年来被广泛应用于全球生态恢复、流域管理及可持续发展的政策制定中^[5-8]。在当前人

类活动频繁干扰自然环境的背景下,研究 ESV 的变化及其驱动机制对实现区域可持续发展至关重要^[9-10]。土地利用变化作为影响 ESV 的核心驱动力,通过改变生态系统的结构和功能,以及影响生物地球化学循环过程,决定了生态系统服务的供给能力^[11-12]。深入探讨土地利用变化对 ESV 的影响,对于有效维护和提升生态系统服务具有重要意义^[11]。国内外大量研究已经表明,土地利用变化对 ESV 的影响在时间和空间上具有显著的异质性^[13-17]。尽管我国在 ESV 研究方面起步较晚,但随着谢高地等^[18-22]基于 COSTANZA 方法修订的“生态系统服务价值当量因子表”的提出与不断更新,国内相关研究取得了长足进展。通过引用这一因子表,研究者们

探讨了不同土地利用方式对 *ESV* 的影响,并揭示了区域土地利用的动态变化与生态系统服务之间的关系^[23-25]。然而,固定的当量因子在时间和空间上的局限性可能导致评估结果存在偏差,特别是在环境条件快速变化的区域。因此,有必要根据具体研究区的生态、社会和经济特征动态调整当量因子,以提高 *ESV* 估算的准确性和适用性^[4]。为深入理解土地利用变化对 *ESV* 的影响,众多学者探讨了不同潜在驱动因素如何通过改变生态系统结构与功能影响 *ESV*,涵盖了气候变化、社会经济发展和政策干预等多个方面^[29-30]。现有研究表明,自然因素如温度、降水等,及人类活动强度对 *ESV* 的空间异质性具有显著影响,但这些驱动机制在特定区域的协同作用仍有待进一步量化^[13-20]。特别是在生态敏感区域,明确 LULC 变化及其驱动因素对 *ESV* 的影响机制,对于维护区域生态安全和促进可持续发展具有重要意义。

近年来,情景模拟工具的应用为研究土地利用变化对 *ESV* 的影响提供了重要的技术支持。在多种模拟工具中,CLUE-S 模型因其在农业和森林管理中的动态模拟能力而广泛应用,适用于细粒度的土地利用预测^[26];SLEUTH 模型则擅长于城市扩展的动态模拟,尤其在快速城市化区域的研究中具有显著优势^[27];FLUS 模型通过多情景分析进行长期趋势预测,但其计算复杂度较高,对输入数据要求也更为严格^[28]。相比之下,斑块生成土地利用变化模拟模型(PLUS)具有自适应竞争机制,能够更加精细地模拟复杂情景下的土地利用变化,因而具备更高的模拟精度和更强的适用性^[26]。有学者利用 PLUS 模型基于 LULC 模拟了一些区域性 *ESV*,李安林等^[26]和 LI 等^[27]均利用 PLUS 模型对不同区域的土地利用变化进行了多情景模拟评估 *ESV*。研究表明,PLUS 模型在生态环境可持续管理中具有显著优势^[28]。本研究通过将 PLUS 模型、GM(1,1)模型与地理探测器三者相结合,展现了在生态系统服务价值分析中的创新应用,这种方法不仅提升了数据的利用效率,也为理解生态服务变化提供了更全面的视角。图们江流域作为中俄朝三国交界的生态功能区,具有独特的地理位置和生态环境,近年来由于快速的经济发展和土地利用的剧烈变化,面临着巨大的生态压力。因此,揭示图们江流域的 LULC 变化与 *ESV* 之间的关系,识别主要的驱动因素,并预测未来不同情景下的 *ESV* 演变,对于该区域的生态保护和资源管理具有重要的现实意义^[29]。本研究旨在基于修正的生态系统服务价值等效因子法,评估图们江流域的 *ESV* 变化,利用

地理探测器分析 LULC 变化与驱动因素(如气候条件、人类活动强度等)对 *ESV* 的影响,利用 PLUS 模型并依据《吉林省国土空间规划(2021—2035年)》和《延边朝鲜族自治州国土空间总体规划(2021—2035年)》(以下统称《规划》)的政策导向,构建自然发展情景(S1)和目标导向情景(S2),评估不同政策下的 *ESV* 变化。本研究在传统当量法的基础上依据当地生态、社会和经济特征动态调整了当量因子,并且引入了 PLUS 模型和地理探测器等方法,提供了一个多维度的生态系统服务价值预测框架。这种方法的结合可以为传统研究带来了新的视角和实际应用,为区域土地资源管理、生态系统服务保护及跨境生态合作提供理论支持。本研究的情景模拟结果可为土地利用规划提供量化依据,以便合理配置建设用地与生态用地、构建生态廊道及生态缓冲区以减轻城市扩张对生态系统的负面影响。此外,其跨境特性使得本研究在国际层面具有广泛参考价值,可以为跨境土地利用与生态保护的协调管理提供科学参考;在国内,东北地区作为国家的重要生态屏障和粮食生产基地,其生态系统服务的变化对国家生态安全和粮食安全具有重要意义。本研究成果也可为其他快速城市化的生态敏感地区提供实践参考,助力实现生态保护与经济协调,推动区域可持续发展。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

图们江发源于长白山山脉主峰,全长 525 km,总落差 1 297 m,流域面积约为 22 860 m²,占吉林省总面积的 11.9%。该流域位于中国、俄罗斯和朝鲜三国交界处,东临日本海,中朝界河段长 510 km,俄朝界河段长 15 km。图们江流域属于温带大陆性季风气候,冬季盛行西北风,夏季以东南风为主。年均温 5.3℃,年总辐射量 468.6 kJ/m²,无霜期 141 d,年均降水量 538 mm。流域地貌以低山、丘陵为主,河流两侧的河谷盆地地势平坦、土质肥沃、气候温和、水源充足,是农业生产的主要场所^[30]。延吉-龙井-图们核心发展区位于图们江流域中游,是本研究中分析的城市扩展区域之一。该区域设有 5 个国家级自然保护区和 8 个省级自然保护区,分布着东北虎、丹顶鹤等世界濒危物种,是我国重要的生态功能区,也是国家公园体制试点区,是东北亚生态网络中的核心区域。东北虎豹国家公园位于图们江流域的上游,涵盖了中国东北的部分自然保护区域,是重要的生态屏障(见图 1)。

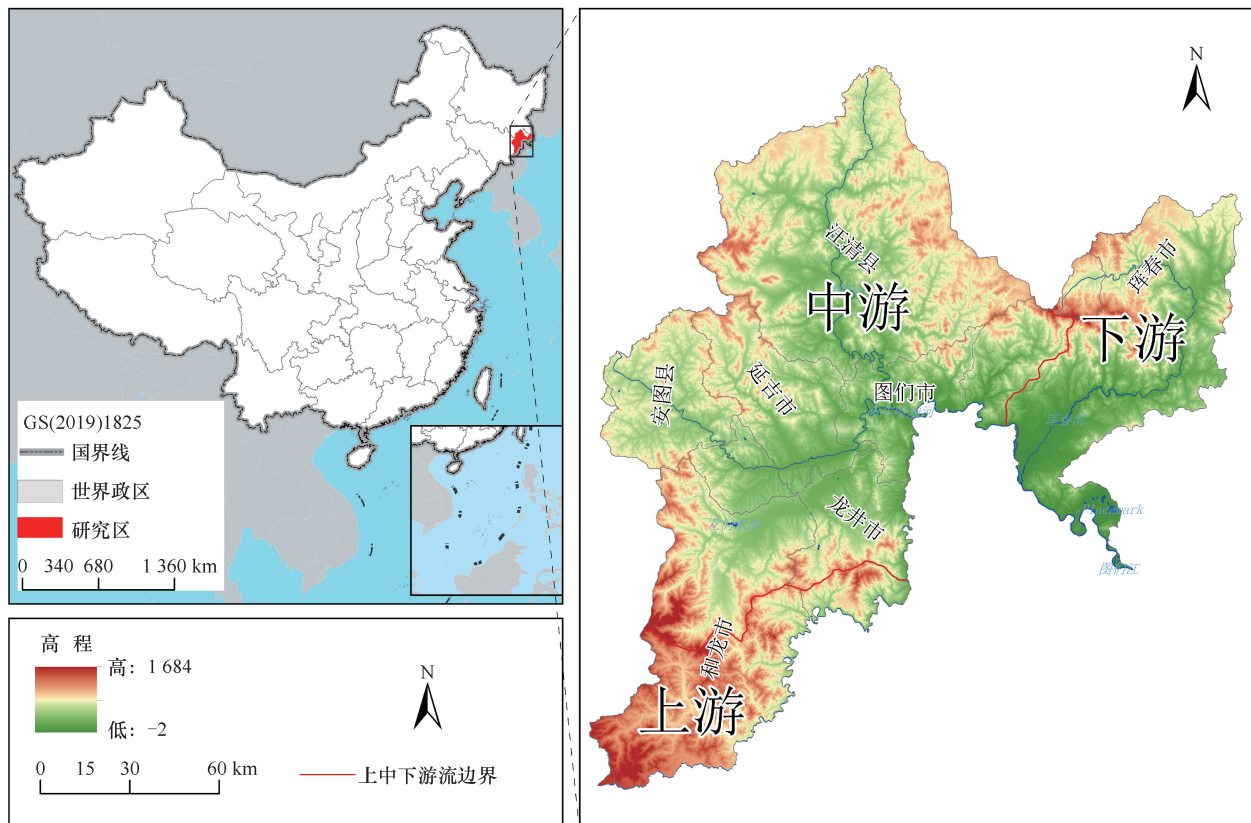


图 1 研究区概况

Fig. 1 Overview of the study area

1.2 数据来源

本研究中使用的土地利用数据来自武汉大学杨杰等公开的 2000—2020 年土地利用栅格数据集, 空间分辨率为 30 m, 检测精度大于 94.3%^[31]。年降水量、年平均气温和归一化植被指数 (NDVI) 数据来源于资源环境数据中心 (<https://www.resdc.cn/>)。本研究中忽略了生态系统建设用地的价值, 设其取值为 0。粮食作物产量、粮食作物单价和粮食作物种植面积等统计数据取自 2000—2020 年《吉林省和延边朝鲜族自治州统计年鉴》和《延边朝鲜族自治州国民经济和社会发展统计公报》。土壤数据来源于国家地球系统数据中心 (<https://soil.geodata.cn/ztsj.html>)。

2 研究方法

2.1 方法框架

本研究以 LULC 数据为基础, 采用生物量因子和社会经济因子修正的等效因子评估了图们江流域的 *ESV*。采用 MK 趋势检测来分析时间序列景观格局指数和 *ESV* 的变化趋势和突变, 然后利用皮尔逊相关系数和线性回归分析 *ESV* 对景观格局演变的响应, 揭示了 *ESV* 与自然条件、气候变化、人类活动、LPIs

之间的关系。利用 PLUS 建立了两种情景分析未来的 LUC, 预测不同土地资源管理策略下研究区的 *ESV* 演变 (见图 2)。

2.2 基于土地利用评估 *ESV*

本研究基于 2015 年谢高地改进后的中国生态系统单位面积生态服务当量表进行 *ESV* 评估 (见表 1), 该方法近年来广泛应用于一般 *ESV* 评估^[32]。根据研究区域的实际自然地理状况, 将水田和旱田的当量平均值作为耕地的当量值, 建设用地不进行计算, 取值为 0。基于这些原则, 制定了研究区的生态系统服务价值当量表。

2.2.1 生态系统服务价值评估方法修正

2.2.1.1 单位粮食产量的经济价值测算

1 公顷耕地生产的天然谷物的经济价值被谢高地等认为是生态系统的等值价值。结合研究区的社会发展状况, 对研究区单位面积粮食创造的经济价值进行修正。修正方法采用“1/7 公式”, 即一个标准 *ESV* 等效系数是单位面积农田食物生产经济价值的 1/7^[21]。研究区的标准 *ESV* 计算公式为

$$E_a = \frac{1}{7} \sum_{i=1}^n \frac{m_i p_i q_i}{M} \quad (1)$$

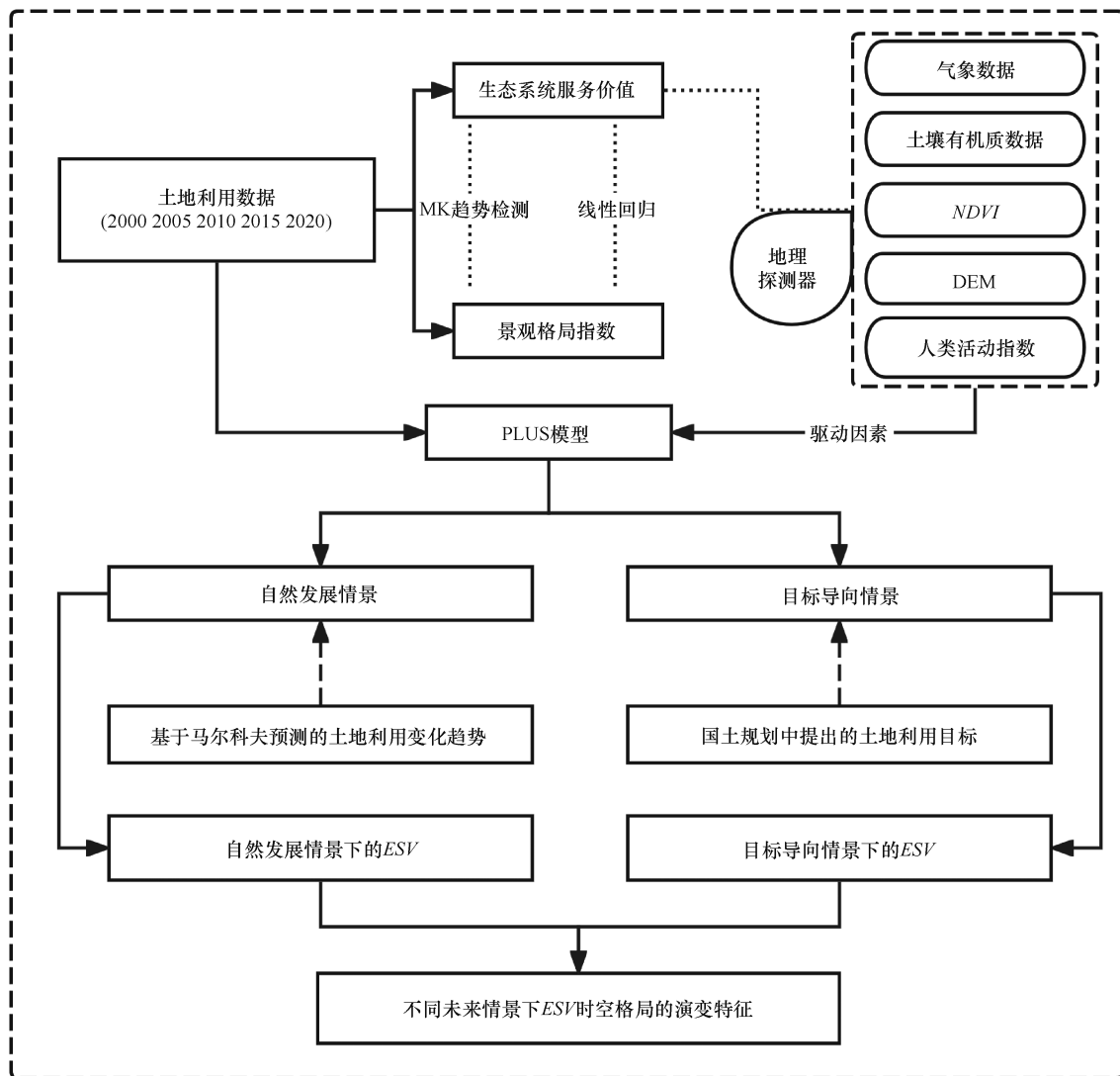


图2 方法流程

Fig. 2 Method flowchart

表1 单位面积生态系统服务价值当量

Table 1 Ecosystem service value equivalent per unit area

生态系统分类	生态系统服务	农田	森林	草地	水域	荒漠	城镇	湿地
供给服务	食物生产	1.11	0.27	0.23	0.80	0.01	0	0.51
	原料生产	0.25	0.63	0.34	0.23	0.02	0	0.50
	水资源供给	-1.31	0.33	0.19	8.29	0.01	0	2.59
调节服务	气体调节	0.89	2.07	1.21	0.77	0.07	0	1.90
	气候调节	0.47	6.20	3.19	2.29	0.05	0	3.60
	净化环境	0.14	1.80	1.05	5.55	0.21	0	3.60
支持服务	水文调节	1.50	3.86	2.34	102.24	0.12	0	24.23
	土壤保持	0.52	2.52	1.47	0.93	0.08	0	2.31
	维持养分循环	0.16	0.19	0.11	0.07	0.01	0	0.18
文化服务	生物多样性	0.17	2.30	1.34	2.55	0.07	0	7.87
	美学景观	0.08	1.01	0.59	1.89	0.03	0	4.73

注: 生态系统分类依据《全国生态状况调查评估技术规范—生态系统遥感解译与野外核查》(HJ 1166—2021)。该规范提供了科学的分类标准, 以确保评估结果的准确性和可靠性。

式中, E_a 为单位面积农田生态系统提供食物生产服务功能的经济价值(元/hm²); i 为农作物种类; p_i 为某年第 i 种农作物平均价格; q_i 为第 i 种农作物单位面积产量(t/hm²); m_i 为第 i 种农作物种植面积(hm²); M 为所有农作物的种植面积^[19-22]。

2.2.1.2 区域差异与社会经济调整系数修正

谢高地等^[19-22]主要研究了我国平均状态下的 ESV , 但不同地区由于位置、生态环境及生物多样性等方面的差异, 其 ESV 也有所不同。为了使 ESV 评估结果更加准确, 在评估过程中必须综合考虑多方面因素^[33-34]。考虑到研究区域的实际情况和数据收集的便利性, 可以依据区域内生物量的差异对不同区域的 ESV 进行修正^[35]。本研究基于吉林地区差异 0.88 的生物量因子进行修正^[36]。本研究参考现有研究成果^[4,37-38], 进行社会经济调整系数修正, 以提高评估结果的准确性和合理性。为社会经济因素的调整系数公式为

$$PI = W_i \times A_i \quad (2)$$

式中, PI 为社会经济因素的调整系数; W_i 表示人们对生态价值的支付意愿, 可采用 Logistic 回归模型计算。当价值越大时, 就意味着支付的意愿就越高。在表示支付生态价值的的能力, 可根据人均 GDP 计算。当价值更大时, 这意味着人类的支付能力越高^[38]。 A_i 与 W_i 公式为

$$A_i = \frac{GDP_{ms}}{GDP_M} \quad (3)$$

式中, GDP_{ms} 和 GDP_M 分别表示第 t 年研究区域的人均 GDP(元)和全国规模的人均 GDP(元); W_s 和 W_g 分别为研究区域内的支付意愿参数和全国规模内的支付意愿参数。其他参数公式为

$$W_t = \frac{W_s}{W_g} \quad (4)$$

$$W = \frac{2}{(1 + e^{-m})} \quad (5)$$

$$m = \frac{1}{En} - 2.5 \quad (6)$$

$$En = En_r \times (1 - Pu) + En_u \times Pu \quad (7)$$

式中, W 为 W_i 的支付意愿参数; m 为社会发展阶段的系数; En 为第 t 年的恩格尔系数; En_r 和 En_u 分别为第 t 年城市恩格尔系数和农村恩格尔系数; Pu 为第 t 年城市人口的比例^[38]。

根据式(1)、式(2), 修正后的标准等效因子值为

$$E_{a'} = E_a \times 0.88 \times PI \quad (8)$$

不同土地利用类型的 ESV 系数为

$$ESV = \sum_{k=1}^n (E_{a'} \times EC_{ki} \times A_k) \quad (9)$$

式中, EC_{ki} 是土地利用类型 i 的 ES s 类型 k 的等效因子; A_k 为土地利用类型 i 的面积。

利用上述公式和 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年和 2020 年图们江流域 7 种土地利用类型的面积, 可以计算出 ESV 。

2.2.2 生态系统价值敏感性指数(CS)

为了确定 ESV 对价值系数(VC)变化的依赖程度并验证 ESV 评估的合理性, 引入了生态系统价值敏感性指数(CS)^[4]。 CS 表示 VC 变动 1% 引起的 ESV 变化情况。如果 $CS > 1$, 表示 ESV 相对于 VC 是有弹性的; 如果 $CS < 1$, 则表示 ESV 是无弹性的。 CS 越低, 说明 ESV 调整后的系数越可靠^[4-11]。

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \right| \quad (10)$$

式中, ESV_i 和 ESV_j 分别为调整前后的 ESV ; VC_{ik} 和 VC_{jk} 分别为第 k 个土地利用类型调整前后的 ESV 系数。

2.3 地理探测器

地理探测器是一组用于探测空间分异性及揭示其背后驱动力的统计学方法^[39]。地理探测器可以用于数值型数据和定性数据的分析, 还可以探测两因子之间的交互作用对因变量的影响。采用因子探测器的交互作用探测器来分析 ESV 与不同变量之间的交互作用, 量化了归一化植被指数($NDVI$)、气温(TEM)、降水(PRE)、高程(DEM)、土壤有机质含量($SOMC$)和陆地表层人类活动强度($HAILS$)的空间分异性。地理探测器的 q 值用于度量空间分异性, 其表达式为

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2 \quad (11)$$

式中, q 为因子的解释力, $h=1, \dots, L$ 为变量 Y 或因子 X 的分层; N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数; σ_h^2 和 σ^2 分别为层 h 和全区的 Y 值的方差。

q 值越大, 说明该因子的解释力越强, 即该因子对 ESV 的空间分异性解释力越大。通过计算 q 值, 可以评估各因子及其交互作用对 ESV 的影响, 从而揭示影响 ESV 空间分异性的主要驱动因素。

2.4 景观格局指数

景观格局指数用于描述景观格局的变化及其与景观过程的联系, 赋予空间数据统计特性。该指数能够定量描述和监测景观格局在不同尺度上的动态变化, 是反映景观结构组成和空间配置特征的重要指标。本研究采用 Fragstats 4.2 软件, 计算了景观形状指数

(*SI*)、香农多样性指数(*SHDI*)和聚合指数(*AI*)三个主要景观格局指数。通过这些指数的计算,可从景观度量层面分析了景观格局与流域整体空间特征的关系,揭示了景观格局对 *ESV* 的影响^[40]。

2.5 Mann-Kendall (MK) 趋势检测

Mann-Kendall (MK) 非参数检验法常用于分析降水、径流、气温等时间序列要素的趋势变化。其主要优点包括样本不需要遵循特定分布,部分数据缺失不会影响结果,受异常值干扰较小,且计算简单,适用于类型和序列变量^[41-42]。采用 MK 趋势检测法分析时间序列景观格局指数和 *ESV* 的变化趋势和突变。通过 MK 趋势检测方法,本研究分析了时间序列中景观格局指数和 *ESV* 的变化趋势,从而识别出研究区内可能存在的显著趋势和突变点,为进一步探讨景观格局变化对生态系统服务的影响提供依据。

2.6 陆地表层人类活动强度 (HAILS)

HAILS 是基于土地利用类型判断人类活动对生态环境干扰程度的指标^[4]。*HAILS* 方法综合考虑了不同地区地表自然土地覆盖的变化程度以及人工结构对物质和能量流动的阻隔深度,具有全面性和广泛性。相比传统的人类活动强度计算方法,*HAILS* 在普遍性和详尽度上有显著提升,体现了较好的创新性。该计算模型在定量评估人类活动强度方面具有重要意义,可以量化不同土地利用类型对生态环境的干扰程度,从而为区域生态环境管理和可持续发展提供科学依据^[43]。

$$HAILS = \frac{S_{CLE}}{S} \times 100\% \quad (12)$$

$$S_{CLE} = \sum_{i=1}^n (SL_i \times CI_i)$$

式中,*HAILS* 为地表人类活动强度;*S_{CLE}* 为建设用地当量面积;*S* 为总土地面积;*SL_i* 为土地利用类型 *i* 的面积;*CI_i* 为建设用地当量的类型 *i* 的折算系数;*n* 为土地利用类型的数量。

2.7 PLUS 模型

PLUS 模型由中国地质大学 HMSCIL@CUG 实验室开发,能够灵活处理多种类型的土地利用斑块变化,适用于斑块尺度的土地利用变化模拟^[27,44],许多学者将该模型用于动态模拟景观模式^[45-47]。本研究应用 PLUS 模型,以 *NDVI*、*TEM*、*PRE*、*DEM*、*SOMC* 和 *HAILS* 作为 *ESV* 的驱动因素来模拟 2030 年图们江流域的 *ESV* 空间格局。由于 GM(1, 1) 模型作为一种灰色预测工具,适用于处理小样本和有限信息的数据。其核心理念是利用现有数据生成序列,并分析变化趋势以预测未来值。该方法在生态环境研究中表现出良好的应用潜力,特别是在时间序列预测方面^[48-57]。因此,使用了该模型来预测 2030 年各地类单位面积的 *ESV*。最后,为了验证模型的准确性,使用 PLUS 模型提供的 FoM (figure of merit) 和 Kappa 系数。FoM 是反映单位水平一致性和模式水平相似性的指标,其计算公式为

$$FoM = B / (A + B + C + D) \quad (13)$$

式中,*B* 为观察到变化且预测正确的区域;*A* 为观察到持久性且预测正确的区域;*C* 为观察到变化但预测错误的区域;*D* 为观察到持久性但预测错误的区域。

S1 情景基于 2000—2020 年期间土地利用的实际变化趋势,假设未来几年人类活动强度和土地利用模式与过去 20 年相似。为模拟该情景,采用 Markov 模型,以 2020 年土地利用数据为基准预测 2030 年土地利用格局,重点模拟自然演变的空间模式,不涉及人为政策干预。类似流域的研究^[26]也常使用 Markov 模型进行此类预测。S2 情景则基于《规划》中的目标和政策导向,探索区域在实现规划目标下的未来演变。LI 等^[28]使用 PLUS 模型评估了目标导向情景下的政策干预对土地利用的影响,验证了其可行性。本研究根据《规划》中延吉与珲春城镇集聚区、东北虎豹国家公园、吉林天佛指山国家级生态保

表 2 邻域权重 (模拟 2020 年)

Table 2 Neighborhood weight (simulated for 2020)

土地利用类型	农 田	森 林	草 地	水 域	荒 漠	建设用地	湿 地
农 田	1	1	1	1	0	1	0
森 林	1	1	1	1	0	1	0
草 地	1	1	1	1	1	1	0
水 域	1	1	1	1	1	1	0
荒 漠	0	0	0	1	1	1	0
建筑用地	1	0	1	0	0	1	0
湿 地	1	0	0	1	0	1	1
邻域权重	1	0.72	0.26	0.076	0.0007	0.45	0

护区等区域, 利用 ArcGIS 制作了开发区、保护区及未来道路交通的栅格图层, 并依据 2030 年《规划》目标, 将 CARS 模型中的发展权重设置为 0.70。通过计算各地类的扩张强度来调整邻域权重参数, 并经过多次验证, 将随机种子的概率确定为 0.01。

3 结果

3.1 *ESV* 的时空变化

基于修正后的单位面积 *ESV* 当量表, 计算了图们江流域的 *ESV*, 并分析了其在 2000—2020 年期间的变化情况。从时间尺度来看, 2000—2020 年间, 该流域的 *ESV* 总体呈上升趋势, 其中 2005 年至 2010 年增长最为显著。然而, 自 2015 年起, *ESV* 开始急剧下降, 到 2020 年同比减少了 0.98×10^{10} 元。空间尺度上, 我们将 *ESV* 分为六个层次进行空间分布评估, 2000—2020 年, *ESV* 的分布格局总体保持稳定, 但存在显著的空间异质性[见图 3(f)]。低价值区主要集中在中下游的延吉与珲春等中心城市区域, 而高价值区则主要分布在上游和下游自然生态系统较为完整的森林和湿地区域[见图 3(a)—图 3(e)]。

本文详细计算并分析了图们江流域各类 *ESV* 的变化情况。总体来看, 调节服务价值(*RSV*)和支持服务价值(*SSV*)是主要贡献者, 而供给服务价值(*PSV*)和文化服务价值(*CSV*)的变化相对稳定[见图 3(b)]。具体来看, 各类 *ESV* 的贡献如下: *RSV* 在 2020 年占 *ESV* 总量的 66%, 是主要的生态系统功能。在过去 20 年间, *RSV* 的变化幅度较大, 2005 年达到最低点, 随后在 2005—2015 年期间上升, 2015 年达到峰值后开始下降, 到 2020 年较 2000 年减少了 0.29×10^{10} 元。*SSV* 在 2020 年占 *ESV* 总量的 23%, 是第二重要的生态系统功能。*SSV* 的变化趋势与 *RSV* 高度一致, 2005 年达到最低点, 随后在 2005—2015 年期间上升, 2015 年达到峰值后开始下降, 到 2020 年较 2000 年减少了 0.11×10^{10} 元。*PSV* 在 2020 年保持相对稳定, 变化幅度较小, *PSV* 在总 *ESV* 中的比例相对较低。*CSV* 在 2020 年占 *ESV* 总量的比例较低, 与 *PSV*

合计仅占总量的 11%, *CSV* 在过去 20 年间保持相对稳定[见图 4(b)]。*ESV* 的变化主要由土地利用驱动, 不同土地利用方式的单位价值也有所不同。2000—2020 年期间六种土地利用类型的单位面积 *ESV* 变化显示, 森林是 *ESV* 的主要贡献者, 其次是农田和水域, 这一变化规律与总 *ESV* 变化一致。从不同土地利用类型的总 *ESV* 来看, 农田、未利用地和湿地的 *ESV* 逐渐减少, 到 2020 年分别比 2000 年减少了 278.11×10^6 元、 0.03×10^6 元和 2.00×10^6 元, 而其余三种土地利用类型的 *ESV* 虽有波动, 但整体呈现增加态势[见图 4(a)]。

关于 *CS* 的研究结果表明, 图们江流域所有土地利用类型的 *ESV* 对价值系数(*VC*)的敏感性指数均小于 1。敏感性指数从高到低依次为森林、农田、水域、草地、湿地和荒漠(见表 3), 这表明研究区内的 *ESV* 估计值对 *VC* 缺乏弹性, 研究结果具有较高可信度。具体而言, 水域和草地的 *VC* 在过去 20 年间逐渐增大, 表明其 *VC* 变化会对生态系统服务总价值产生放大作用。森林每年的 *VC* 都很高, 说明其对图们江流域生态系统服务总价值的影响是决定性的。此外, 研究结果还表明, 修正后的等效因子能够合理评估图们江流域中 *ESV* 的波动情况, 从而验证了评估模型的可靠性和稳健性。

3.2 景观格局指数变化对 *ESV* 的影响

景观格局指数全面量化了图们江流域的景观格局, 其土地利用类型的改变必然导致景观斑块的分散或聚集。MK 趋势检测结果显示, *SI*、*SHDI*、*AI* 和 *ESV* 的 *Z* 值分别为 -1.90、1.04、1.60 和 1.80, 均呈现单调趋势。其中, *SI* 和 *ESV* 通过了 95% 置信度的显著性检验, *AI* 通过了 90% 置信度的显著性检验。结果表明, *SI* 呈减少趋势, 说明流域内景观形态趋于规则化。*SHDI* 和 *AI* 整体呈增加趋势, 表明各种土地利用类型在流域内更加均匀和集中分布。相关性检测显示, *ESV* 与 *SI*、*SHDI* 和 *AI* 之间的皮尔森相关系数分别为 -0.65、0.72 和 0.60(见表 4), 表明 *ESV* 与这些景观格局指数存在显著相关性。

表 3 生态系统服务价值敏感性

Table 3 Ecosystem service value sensitivity

年份	农田	森林	草地	水域	荒漠	湿地
2000	0.031 464	0.946 475	0.001 193	0.020 734	0.000 002 1	0.000 132
2005	0.028 533	0.948 505	0.001 225	0.021 616	0.000 001 7	0.000 119
2010	0.027 960	0.946 543	0.001 041	0.024 355	0.000 001 3	0.000 100
2015	0.027 354	0.945 238	0.001 349	0.025 967	0.000 000 9	0.000 091
2020	0.026 963	0.944 653	0.001 948	0.026 349	0.000 001 3	0.000 086

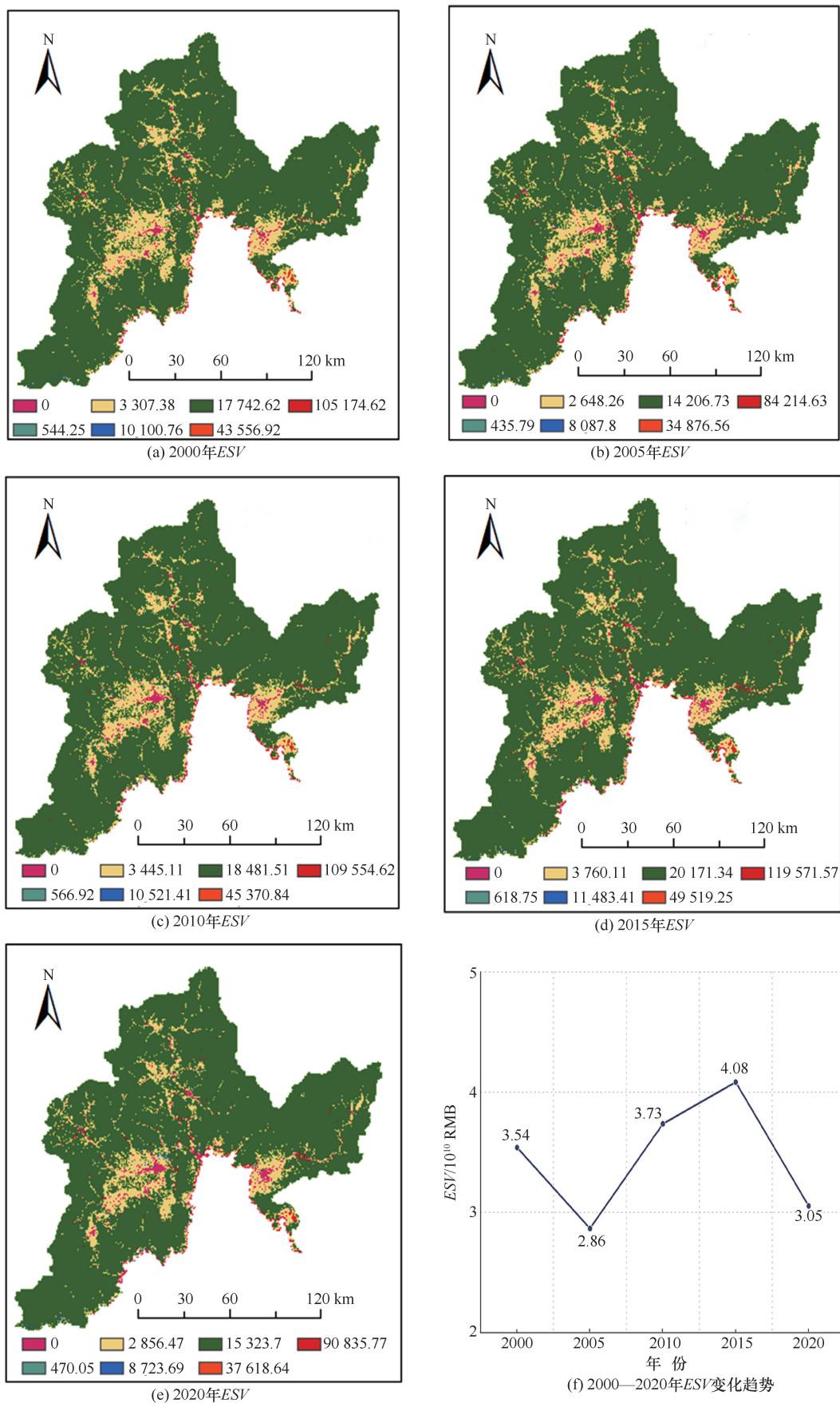
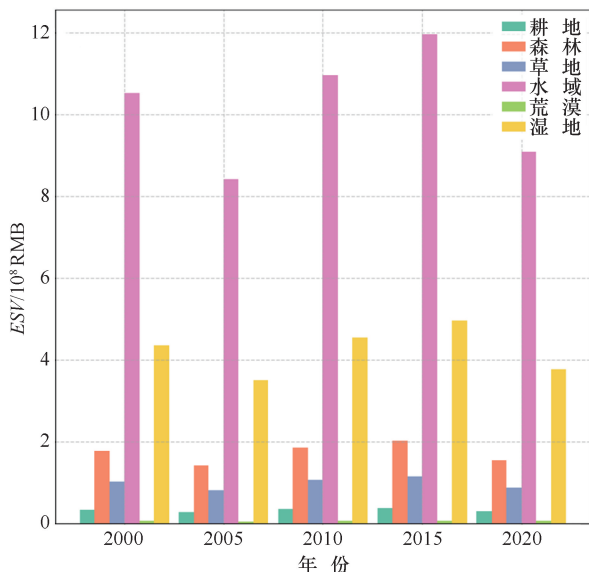
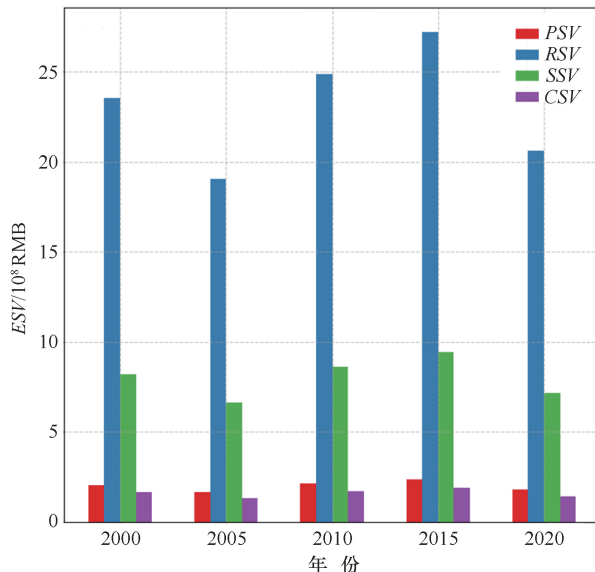


图3 2000—2020年图们江流域ESV时空变化

Fig. 3 Spatiotemporal variation of ESV in the Tumen River Basin (2000—2020)



(a) 2000—2020年4种服务的ESV



(b) 2000—2020年的ESV的11种ESV

图4 图们江流域2000—2020年的单位面积ESV

Fig. 4 ESV per unit area of Tumen River Basin (2000—2020)

表4 景观格局指数和总ESV

Table 4 Landscape pattern index and total ESV

年份	SI	SHDI	AI	ESV
2000	1.275	0.521	96.979	3.536×10^{10}
2005	1.274	0.506	97.159	2.863×10^{10}
2010	1.265	0.508	97.130	3.733×10^{10}
2015	1.260	0.518	97.184	4.080×10^{10}
2020	1.262	0.529	97.122	3.050×10^{10}

3.3 ESV演化的驱动因素分析

因子探测结果表明,所有变量均通过了0.005显著性检验。 q 值排序如下: $HAILS(0.678) > TEM(0.470) > NDVI(0.435) > DEM(0.348) > SOMC(0.305) > PRE(0.148)$ (见图4)。由此可见,人类活动强度是影响生态系统服务价值(ESV)的主要驱动因素,说明土地利用类型的变化对ESV的空间分布具有最显著的影响;此外,温度和植被指数对区域生态系统功能和ESV也产生了重要影响。

具体而言, $HAILS$ 通过改变土地利用类型(如将耕地和林地转为建设用地)直接影响供给服务和调节服务,导致ESV显著变化。温度变化对植被生长有重要作用,进而影响区域生物量和碳汇能力,对调节服务和支撑服务产生显著影响。 $NDVI$ 作为植被覆盖健康状况的反映,其较高值通常与较高的调节服务和支撑服务相对应。高程则影响土地的适宜性,高海拔区域多保留为林地或草地,具有较强的水土保持和生物多样性支持功能。土壤有机质是土地肥力的关键因

素,直接影响农业的供给服务和土壤的调节功能。降水量则影响水源涵养和湿地生态系统服务,降水不足会导致区域水体和湿地面积的减少,从而降低ESV。交互探测结果显示,任意两个因素的交互作用均显著高于单一因素的作用,表现出双边增强效应[(见图5a)]。其中,人类活动强度与植被指数的交互作用($q=0.765$)最为显著,表明植被覆盖的改善能够在一定程度上缓解人类活动对ESV的负面影响。此外,温度与高程的交互作用进一步强化了植被分布对生态系统服务的贡献,而降水量与土壤有机质的交互作用则表明,水分条件和土壤肥力共同决定了农业供给服务的效率[见图5(b)]。

3.4 ESV的时空模拟

基于2000年和2020年的土地利用数据,采用了PLUS模型分别模拟了2020年和2030年自然发展情景与目标导向情景的ESV(见图6)。精度验证结果表明,总体模拟准确率为96.2%,Kappa系数为91.6%,FoM值为0.23,表明模拟结果具有较高可靠性。在自然发展情景下[见图6(a)],利用2010—2020年的土地利用数据,通过Markov模型预测了2030年的土地利用情况。目标导向情景[见图6(b)]依据《规划》中的土地利用总体规划,利用PLUS模型进行空间约束模拟,将延龙图核心发展区与东北虎豹国家公园的建设及未来交通规划考虑在内。根据《规划》中到2030年延龙图核心发展区城镇化水平达到70%的目标,将CARS模拟中的发展权重设置为

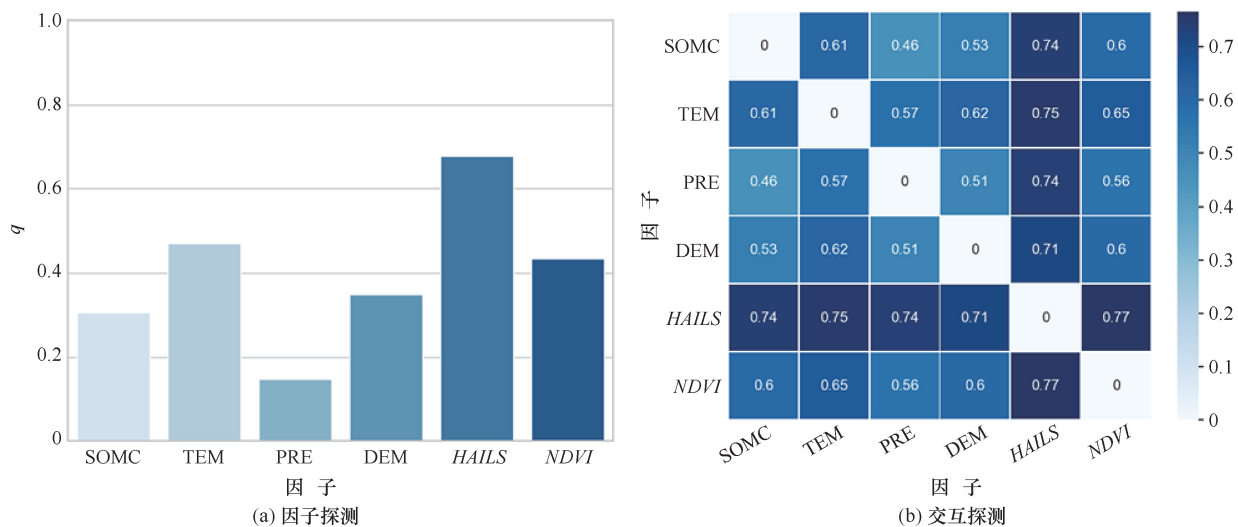


图 5 因子探测与交互探测结果

Fig. 5 Results of factor detection and interaction detection

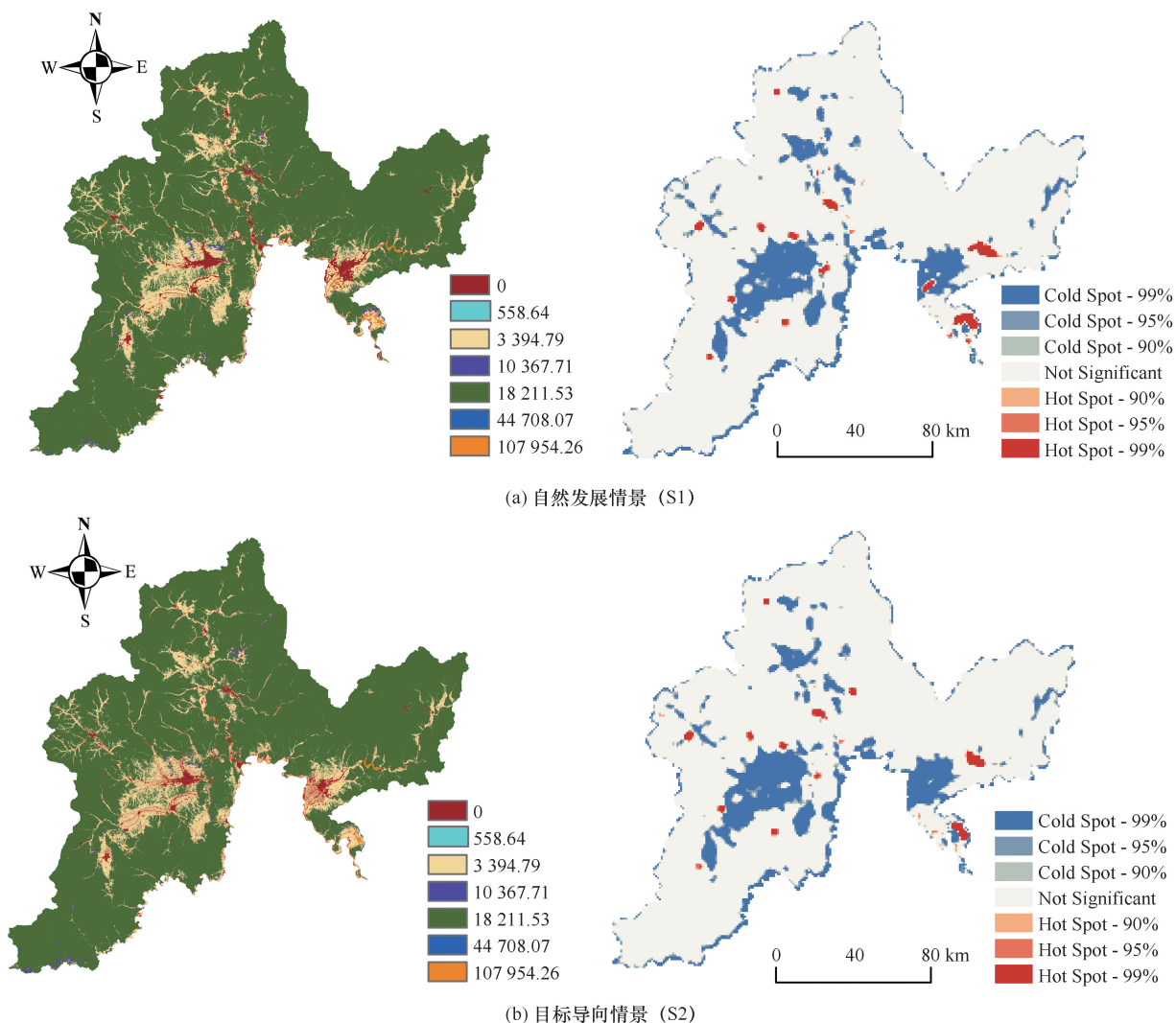


图 6 2030 年不同情景下 ESV 的空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of ESV under different scenarios in 2030

0.70。模拟结果显示, 2030 年的 *ESV* 符合 2000—2020 年图们江流域 *ESV* 整体上升的趋势, 2030 年比 2020 年增加了 0.58×10^{10} 元。林地的 *ESV* 仍为最大, 占 2030 年总 *ESV* 的 94%。其他土地利用类型的单位 *ESV* 分别为: 耕地 3 394.79 元/hm²、草地 10 367.71 元/hm²、水域 107 954.26 元/hm²、未利用地 558.64 元/hm²、湿地 44 708.07 元/hm²。热点分析(Geity-Ord GI*)表明, 在 S1 与 S2 情景下冷热点都比较明显, 冷热点主要集中在流域中下游地区。冷点主要集中在延龙图核心发展区与珲春市等地区, 热点呈点状分布在研究区东部和中部, 沿线河流、生态保护区、湖泊与水库集中分布。S2 相比于 S1 冷点更加集中, 最为明显的是珲春地区, S2 情景下虎豹公园等生态区内的热点呈现增长趋势比 S1 情景更加明显。

4 讨论

4.1 LULC 驱动的 *ESV* 时空变化分析

本研究基于 2000—2020 年期间的土地利用数据, 分析了图们江流域 LULC 驱动的 *ESV* 时空变化。结果表明, 在此期间, 耕地面积显著减少, 主要受到城市化和工业发展的驱动, 进而削弱了区域的生物多样性和生态系统稳定性。尽管 2000—2010 年期间由于农业扩张和采伐, 林地面积减少并导致负面影响, 但随着“退耕还林”等政策实施, 从 2010 年起, 耕地恢复为林地, 显著提升了调节服务和支持服务的价值。建设用地的持续扩展是影响 *ESV* 的主要负面驱动因素。尤其是 2015—2020 年期间, 由于工业园区和基础设施建设, 建设用地的扩展加速, 占用了原本高价值的农田和湿地, 导致 *ESV* 整体下降^[20]。尽管研究区内人为景观(建设用地)逐年增加, 自然生态系统(林地、草地和水域)面积减少, 理论上应导致 *ESV* 下降, 但 2005—2015 年间 *ESV* 却呈增加趋势。这主要归因于本研究对每年的生态系统服务单位当量值进行了修正(见图 7), 不同于以往研究中使用的固定单位当量值^[26,50]。由于 *ESV* 与社会经济发展密切相关, 固定单位当量值可能低估 *ESV*^[4]。此外, 部分低价值的耕地转化为高价值的林地, 水域面积在此期间增加了 82.28 km², 主要来源于价值较低的耕地和建设用地

地的转化, 这种转化提升了区域的水源涵养和洪水调节能力, 具有显著的正面影响。通过对比 *NDVI* 和该时期流域内 *ESV* 的以往研究结论, 验证了此期间 *ESV* 呈增加趋势^[51-52]。修正前的 *ESV* 评估未能有效反映不同年份间的动态变化, 尤其是在政策变动和社会经济发展期间。经过修正后, *ESV* 的变化趋势与区域内土地利用、政策实施及社会经济条件之间的关系更加一致。2005 至 2015 年间, “退耕还林”等政策的实施显著增加了林地和湿地面积, 从而提升了 *ESV*, 而这一点在修正前未得到充分体现。修正后的评估显示, *ESV* 随着区域生态保护政策的实施呈现出更合理的波动, 符合土地利用和经济发展的实际逻辑。

2000—2020 年期间, 图们江流域的六种土地利用类型中, 林地和耕地的 *PSV*、*RSV*、*SSV* 和 *CSV* 发生了显著变化。林地在四种价值方面均表现出最高的价值, 这与图们江流域广泛的林地覆盖面积密切相关, 减少的林地中 93% 转化为耕地, 导致区域生态环境发生变化并使 *ESV* 减少。然而, 随着东北虎豹国家公园等生态保护区的建立, 大量耕地开始向林地和草地转化, 城市发展也占用了部分耕地面积, 导致耕地总面积并未增加。耕地面积的减少导致农业用水量的减少, 进而阻碍了河水和地下水的开发利用^[46], 这是水域面积增加的主要原因。总体而言, 图们江流域的 LULC 促进了 *ESV* 的渐进式增长。这一结论与以往关于图们江流域或吉林地区的研究结果一致^[51-53]。林地和湿地的扩展对 *ESV* 有显著的正面贡献。林地扩展通过增加碳汇和生物栖息地, 提高了区域的调节

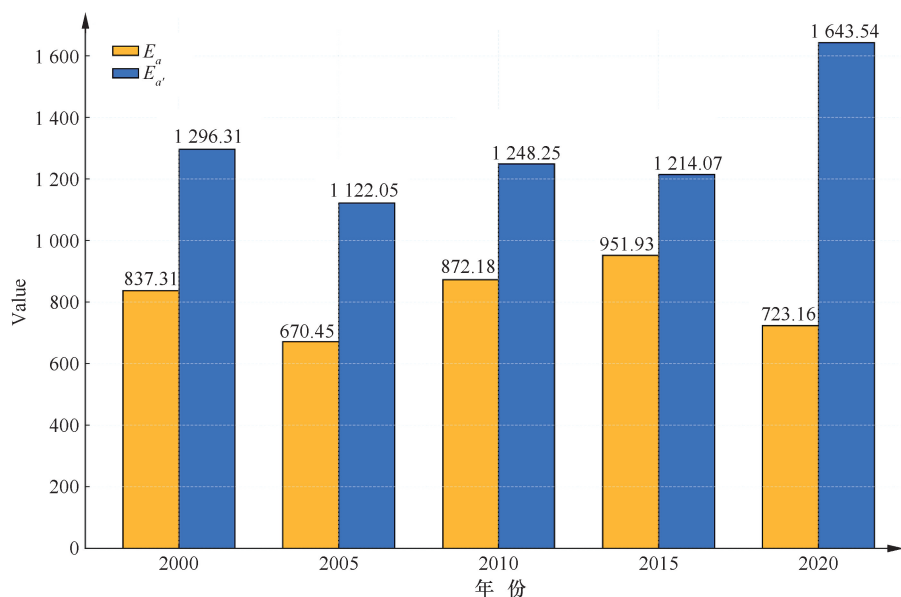


图 7 2000—2020 年修正后的标准等效因子

Fig. 7 Modified standard equivalent factors (2000—2020)

服务和支撑服务。湿地的增加则增强了水源涵养和洪水调节功能, 尤其是在生态保护政策下, *ESV* 在 2010—2015 年间呈现出明显上升趋势。相对而言, 建设用地的扩展对 *ESV* 具有显著的负面影响。由于建设用地扩展往往以牺牲耕地、林地和湿地为代价, 导致供给服务、调节服务和支撑服务的减少。城市扩张导致的生态系统退化, 不仅减少了生物多样性, 还对空气质量和水资源的调节能力产生了不利影响。

4.2 *ESV* 演化的驱动分析

本研究发现, 人类活动导致的土地利用变化对生态系统的影响最为深远和负面^[4], 其次是气温、*NDVI* 和降水。*NDVI* 对 *ESV* 有很强的解释力, 而气候变化对于推动 *LUC* 和 *ESV* 的动态演变至关重要^[54]。降水的增加有助于缓解植被生长的缺水问题, 促进耕地向林地的转化。此外, 降水增加可能是导致裸地向草地转变的关键因素, 从而提高了 *ESV*。气温和降水在一定程度上影响地表植被的覆盖类型, 从而使研究区的 *ESV* 逐年增加。虽然 *DEM* 和 *SOMC* 的影响相对较弱, 但它们在一定程度上影响了地表植被的覆盖类型。此外, 本研究还探讨了景观格局指数与 *ESV* 的关系, 研究发现研究区景观越统一、越集聚, 越有利于 *ESV* 的提高^[55]。2000—2005 年, 随着破碎化增加, *ESV* 逐渐减少; 2005—2015 年, 优势景观类型斑块面积增多及各类型斑块的聚集化发展促使区域 *ESV* 增加。2015—2020 年, 城市建设用地的扩张和纵横交错的路网使各类景观严重分割, 导致林地和水域等的贡献率逐渐减少, 最终使区域内 *ESV* 总量不断降低。

在政策背景驱动方面, 自 2006 年实施“退耕还林”政策以来, 研究区的生态系统服务价值 (*ESV*) 显著增长^[55]。然而, 尽管一般认为 *ESV* 的提升与经济增长相对应, 这并不意味着图们江流域未来的 *ESV* 增长将持续带来经济的稳定增长^[56]。2015 年以后, 随着城市化进程的加速, 林地和耕地面积逐渐减少, 农业生产、城市发展与生态保护之间的矛盾愈发突出, 威胁着图们江流域自然生态系统的稳定。为了解决这一矛盾并维护生态系统的稳定, 考虑到研究区作为生态屏障的重要性, 地方政府和决策者应采取以下措施以实现长期可持续发展: 首先, 推动现有农业的规模化和科技化, 严格控制土地租赁及复垦撂荒地, 确保土地资源的生态原则开发与利用。

4.3 *ESV* 的时空模拟

自然发展情景 (*S1*) 提供了对研究区域在无政策干预下 *ESV* 变化的基准, 模拟了 2000—2020 年土地

利用变化的趋势, 以预测 2030 年 *ESV* 的自然演变。这一基准情景帮助我们理解土地利用变化对 *ESV* 的自然影响, 同时为政策情景 (*S2*) 下的对比提供了基础。YANG 等^[31]的研究为 *S1* 情景的数据和模型设定提供了科学支持, 保证了模拟的可靠性。这种趋势可能会带来一系列的生态问题, 如生物栖息地丧失、水土流失加剧和生态系统调节能力减弱, 最终对区域经济造成负面影响, 尤其是在农业生产和水资源供给方面的损失。相比 *S1* 情景, *S2* 情景模拟了政策干预带来的生态效益, 表明有效规划可显著提高区域 *ESV*。林地和湿地的增加不仅提升了调节服务和支撑服务的价值, 还为区域带来了更多的生态效益, 如更好的空气质量、更高的碳储存能力等。这些措施将对农业、旅游业等相关经济部门产生积极影响, 并在长期内增强区域的生态系统韧性, 有助于实现经济和生态双赢的局面。这一结果与 LI 等^[26-28]的研究一致, 这些研究表明政策支持能显著提升生态系统服务, 合理规划可显著提高 *ESV*。本研究借鉴这些成功案例, 进一步验证了规划政策对生态管理的重要性。*S2* 情景的模拟结果显示, 在政策干预下, 2030 年图们江流域的 *ESV* 显著提升, 尤其是水域和湿地区域。而 *S1* 情景因缺乏政策干预, 建设用地扩展导致部分区域 *ESV* 下降。此对比表明, 科学的政策干预对改善生态系统服务和实现可持续发展至关重要^[57-59]。

综上, 自然发展情景 (*S1*) 为无干预条件下 *ESV* 的自然演变提供了参考, 而目标导向情景 (*S2*) 展示了政策支持下 *ESV* 的显著提升。借鉴四川-云南和怒江州的案例, 我们明确了有效规划在提升 *ESV* 中的关键作用, 为本研究的政策建议提供了强有力的实证支持。

4.4 局限性和未来研究

本研究采用 *GM*(1, 1) 模型预测未来不同土地利用类型的生态系统服务价值 (*ESV*) 系数及单位面积经济效益, 尽管该方法在多个研究中表现出较高的准确性, 但仍存在一定的不确定性^[60]。随着经济发展和生活水平提升, 公众对生态系统服务的支付意愿和能力有望增强, 因此未来的 *ESV* 预测应更加全面, 以充分反映 *ESV* 与经济效益之间的权衡关系。此外, 本研究未考虑交通、人口密度和 *GDP* 等社会经济因素, 这些因素在生态系统服务的变化中同样具有重要影响, 因此未来研究应将这些社会经济驱动因素纳入模型分析, 以实现生态系统服务空间格局的更全面评估。尽管 *GM*(1, 1) 模型为本研究提供了有效的预测框架, 但其依赖于有限的历史数据, 通过与其他方

法结合可以增强对未来趋势的把握, 因此未来研究应着重于数据丰富性和模型改进, 以提高预测精度。

5 结论

本研究通过对图们江流域 2000—2020 年生态系统服务价值 (ESV) 的评估与分析, 得出以下主要结论。

(1) *ESV* 总体变化: 研究期间, 图们江流域的 *ESV* 呈现出整体上升的趋势, 调节服务和支持服务的贡献最大, 尤其是林地的 *ESV* 占据主导地位。

(2) 驱动因素分析: 人类活动强度、气温和植被覆盖等因素是影响 *ESV* 空间分异的主要驱动因素, 其中人类活动强度的影响最为显著。

(3) 情景模拟结果: 通过 PLUS 模型模拟, 预计到 2030 年, 林地的 *ESV* 仍将保持最高水平, 而其他土地利用类型的单位 *ESV* 也将相应调整。

(4) 政策建议: 研究结果为《吉林省国土空间规划(2021—2035 年)》的实施提供了重要的科学依据, 强调了在区域发展中平衡生态保护与土地利用的必要性。

综上所述, 本研究不仅为理解图们江流域的生态系统服务价值变化提供了理论支持, 也为政策制定者在推动可持续发展方面提供了参考。

参考文献 (References):

[1] COSTANZA R, DE GROOT R, SUTTON P, et al. Changes in the global value of ecosystem services[J]. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.

[2] COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.

[3] COSTANZA R, DE GROOT R, BRAAT L, et al. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? [J]. *Ecosystem Services*, 2017, 28: 1-16.

[4] XIE L, WANG H, LIU S. The ecosystem service values simulation and driving force analysis based on land use/land cover: A case study in inland rivers in arid areas of the Aksu River Basin, China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108828.

[5] DAILY G C. The value of nature and the nature of value [J]. *Science*, 2000, 289(5478): 395-396.

[6] LAUTENBACH S, KUGEL C, LAUSCH A, et al. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data[J]. *Ecological Indicators*, 2011, 11: 676-687.

[7] ZHANG S, JIN C, PAN X, et al. Coastal land use change and evaluation of ecosystem services value enhancement under the background of Yangtze River protection: Taking Jiangyin coastal areas as an example[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2023, 11: 1088816.

[8] SUN G, HALLEMA D, ASBJORNSEN H. Ecohydrological processes and ecosystem services in the Anthropocene: A review[J]. *Ecological Processes*, 2017, 6(1): 1-9.

[9] DAILY G C, MATSON P A. Ecosystem services: From theory to implementation [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, 105(28): 9455-9456.

[10] DE GROOT R, BRANDER L, VAN DER PLOEG S, et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units[J]. *Ecosystem Services*, 2012, 1(1): 50-61.

[11] 黄艳霞, 梁志鑫, 王玉杰, 等. 生态服务价值当量法的适用性研究: 以广西典型岩溶区小流域为例[J]. *中国水土保持*, 2020(1): 43-47.

HUANG Y X, LIANG Z X, WANG Y J, et al. Applicability study of ecosystem service value equivalent method: A case study of a typical small watershed in Karst Region of Guangxi[J]. *China Soil and Water Conservation*, 2020(1): 43-47.

[12] SUTTON P C, ANDERSON S J, COSTANZA R, et al. The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values[J]. *Ecological Economics*, 2016, 129: 182-192.

[13] BRANDER L M, WAGTENDONK A J, HUSSAIN S S, et al. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application [J]. *Ecosystem Services*, 2012, 1(1): 62-69.

[14] DE GROOT R S, ALKEMADE R, BRAAT L, et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making [J]. *Ecological Complexity*, 2010, 7(3): 260-272.

[15] SANNIGRAHI S, BHATT S, RAHMAT S, et al. Estimating global ecosystem service values and its response to land surface dynamics during 1995—2015 [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 223: 115-131.

[16] CHEN W, ZHANG X, HUANG Y. Spatial and temporal changes in ecosystem service values in karst areas in southwestern China based on land use changes[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(33): 45724-45738.

[17] TAN Z, GUAN Q, LIN J, et al. The response and simulation of ecosystem services value to land use/land cover in an oasis, Northwest China[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 118: 106711.

[18] PAL A, TIWARI A K, DUTTA S, et al. Dynamicity of ecosystem service value driven by land use/land cover alteration in Vadodara City, India[J]. *Discover Cities*, 2024, 1(1): 22.

[19] 谢高地, 鲁春霞, 成升魁. 全球生态系统服务价值评估研究进展[J]. *资源科学*, 2001(6): 5-9.

XIE G D, LU C X, CHENG S K. Progress in global ecosystem service value assessment[J]. *Resources Science*, 2001(6): 5-9.

[20] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919.

XIE G D, ZHEN L, LU C X, et al. A method for valuing ecosystem services based on expert knowledge [J]. *Journal of Natural Resources*, 2008, 23(5): 911-919.

[21] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. *自然资源学报*, 2015, 30(8):

- 1243-1254.
- XIE G D, ZHANG C X, ZHANG L M, et al. Improvement of ecosystem service valuation method based on unit area value equivalents[J]. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [22] 谢高地, 肖玉, 鲁春霞. 生态系统服务研究: 进展、局限和基本范式[J]. *植物生态学报*, 2006(2): 191-199.
- XIE G D, XIAO Y, LU C X. Ecosystem services research: progress, limitations and basic paradigms [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2006(2): 191-199.
- [23] 王宗明, 张柏, 张树清. 吉林省生态系统服务价值变化研究[J]. *自然资源学报*, 2004, 19(1): 55-61.
- WANG Z M, ZHANG B, ZHANG S Q. Study on changes in ecosystem service values in Jilin province [J]. *Journal of Natural Resources*, 2004, 19(1): 55-61.
- [24] 吴后建, 王学雷, 宁龙梅, 等. 土地利用变化对生态系统服务价值的影响: 以武汉市为例[J]. *长江流域资源与环境*, 2006(2): 185-190.
- WU H J, WANG X L, NING L L, et al. Impact of land use change on ecosystem service values: A case study of wuhan City [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2006(2): 185-190.
- [25] 钟媛, 赵敏娟. 城市土地利用变化对生态系统服务的影响: 以西安市为例[J]. *水土保持研究*, 2015, 22(1): 274-279.
- ZHONG Y, ZHAO M J. Impact of urban land use change on ecosystem services: A case study of Xi'an city[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2015, 22(1): 274-279.
- [26] 李安林, 周艳, 唐丽毅, 等. 怒江州土地利用模拟及生态系统服务价值评估: 基于 PLUS 模型的多情景分析[J]. *中国农业资源与区划*, 2023, 44(1): 140-149.
- LI A L, ZHOU Y, TANG L Y, et al. Land use simulation and ecosystem service value assessment in Nujiang prefecture: A multi-scenario analysis based on the PLUS model [J]. *China Agricultural Resources and Regional Planning*, 2023, 44(1): 140-149.
- [27] LIANG X, GUAN Q, CLARKE K C, et al. Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch-generating simulation (PLUS) model: A case study in Wuhan, China [J]. *Computers, Environment and Urban Systems*, 2021, 85: 101569.
- [28] LI C, WU Y, GAO B, et al. Multi-scenario simulation of ecosystem service value for optimization of land use in the Sichuan-Yunnan ecological barrier, China [J]. *Ecological Indicators*, 2021, 132: 108328.
- [29] JIN M, HAN X, LI M. Trade-offs of multiple urban ecosystem services based on land-use scenarios in the Tumen River cross-border area [J]. *Ecological Modelling*, 2023, 482: 110368.
- [30] 杜会石, 南颖, 朱卫红. 图们江流域土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. *吉林大学学报(地球科学版)*, 2010, 40(3): 671-677.
- SHE H S, NAN Y, ZHU W H. Impact of land use change on ecosystem service values in the Tumen River Basin [J]. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 2010, 40(3): 671-677.
- [31] YANG J, HUANG X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019 [J]. *Earth System Science Data*, 2021, 13(8): 3907-3925.
- [32] ZHOU Y, ZHANG X, YU H, et al. Land use-driven changes in ecosystem service values and simulation of future scenarios: A case study of the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Sustainability*, 2021, 13(7): 4079.
- [33] LIU Q, LI G, ZHANG Chao, et al. Study on dynamic changes in ecosystem service value in Qinglong County Based on coefficient modification [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2019, 27(6): 971-980.
- [34] 张宪洲. 我国自然植被净第一性生产力的估算与分布[J]. *自然资源*, 1993(1): 15-21.
- ZHANG X Z. Estimation and distribution of net primary productivity of natural vegetation in china [J]. *Natural Resources*, 1993(1): 15-21.
- [35] ARAUJO E C G, SANQUETTA C R, DALLA CORTE A P, et al. Global review and state-of-the-art of biomass and carbon stock in the Amazon [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 331: 117251.
- [36] 程爽. 基于土地利用的东北虎豹国家公园生态系统服务价值研究[D]. 长春: 吉林农业大学, 2021.
- CHENG S. Study on Ecosystem Service Value of Northeast Tiger and Leopard National Park Based on Land Use [D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2021.
- [37] ZHOU L I. Rethinking on deepening the reform of collective forest property rights system [J]. *Issues of Forestry Economics*, 2024, 44(2).
- [38] SU K, WEI D, LIN W. Evaluation of ecosystem services value and its implications for policy making in China: A case study of Fujian province [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 108: 105752.
- [39] YU H, LIU D, ZHANG C, et al. Research on spatial-temporal characteristics and driving factors of urban development intensity for Pearl River Delta region based on geodetector [J]. *Land*, 2023, 12(9): 1673.
- [40] UUEMAA E, MANDER Ü, MARJA R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review [J]. *Ecological Indicators*, 2013, 28: 100-106.
- [41] MANN H B. Nonparametric test against trend [J]. *Econometrica*, 1945, 13(3): 245-259.
- [42] KENDALL M G. Rank correlation methods [J]. *British Journal of Psychology*, 1990, 25(1): 86-91.
- [43] LI S, MA H, YANG D, et al. The main drivers of wetland evolution in the Beijing-Tianjin-Hebei plain [J]. *Land*, 2023, 12(2): 480.
- [44] BAO S, YANG F. Spatio-Temporal dynamic of the Land Use/Cover change and scenario simulation in the southeast coastal shelterbelt system construction project region of China [J]. *Sustainability*, 2022, 14(14): 8952.
- [45] YAO Y, LIU X, LI X, et al. Simulating urban land-use changes at a large scale by integrating dynamic land parcel subdivision and vector-based cellular automata [J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 2017, 31(12): 2452-2479.
- [46] LIU Q, LI G, ZHANG C, et al. Study on dynamic changes in

ecosystem service values in Qinglong County based on coefficient correction [J]. *Zhongguo Shengtai Nongye Xuebao/Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2019, 27(6): 971-980.

- [47] ZHAI H, LV C, LIU W, et al. Understanding spatio-temporal patterns of land use/land cover change under urbanization in Wuhan, China, 2000—2019 [J]. *Remote Sensing*, 2021, 13(16): 3331.
- [48] CHEN W, ZHANG X, HUANG Y. Spatial and temporal changes in ecosystem service values in karst areas in southwestern China based on land use changes [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(33): 45724-45738.
- [49] CAO V, MARGNI M, FAVIS B D, et al. Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 94: 56-66.
- [50] TAN Z, GUAN Q, LIN J, et al. The response and simulation of ecosystem services value to land use/land cover in an oasis, Northwest China [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 118: 106711.
- [51] ZHANG P, LIU X, ZHU W, et al. Spatio-temporal changes in water conservation ecosystem service during 1990—2019 in the Tumen River Basin, Northeast China [J]. *Chinese Geographical Science*, 2023, 33(1): 102-115.
- [52] ZHANG Y, JIN R, ZHU W, et al. Impacts of land use changes on wetland ecosystem services in the Tumen River Basin [J]. *Sustainability*, 2020, 12(23): 9821.
- [53] LUAN C, LIU R, LI Y, et al. Comparison of various models for multi-scenario simulation of land use/land cover to predict ecosystem service value: A case study of Harbin-Changchun urban agglomeration, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 478: 144012.
- [54] MA J, WANG X, ZHOU J, et al. Exploring the response of ecosystem services to landscape change: A case study from eastern Qinghai province [J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2023, 33(9): 1897-1920.
- [55] 于媛, 李明玉, 韩旭龙, 等. 边境地区景观格局演变及生态系统服务价值响应: 以延边朝鲜族自治州为例 [J]. *水土保持研究*, 2021, 28(1): 315-322.

YU Y, LI M Y, HAN X L, et al. Evolution of landscape patterns and ecosystem service value response in border areas: A case study of Yanbian Korean autonomous prefecture [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2021, 28(1): 315-322.

- [56] PAN N, GUAN Q, WANG Q, et al. Spatial differentiation and driving mechanisms in ecosystem service value of Arid Region: A case study in the middle and lower reaches of Shule River Basin, NW China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 319: 128718.
- [57] 李国英. 为以中国式现代化全面推进强国建设、民族复兴伟业提供有力的水安全保障: 在 2024 年全国水利工作会议上的讲话 [J]. *水利发展研究*, 2024, 24(1): 1-10.
- LI G Y. Improved water security for China's efforts to build itself into a stronger country and rejuvenate the Chinese nation on all fronts by pursuing Chinese modernization: Speech at the 2024 National Water Conservancy Work Conference [J]. *Water Resources Development Research*, 2024, 24(1): 1-10.
- [58] 李国英. 深入贯彻落实党的二十大精神 扎实推动新阶段水利高质量发展: 在 2023 年全国水利工作会议上的讲话 [J]. *水利发展研究*, 2023, 23(1): 1-11.
- LI G Y. Thoroughly implement the spirit of the 20th National Congress of the Communist Party of China and solidly promote the high-quality development of water conservancy in the new stage: Speech at the National Water Conservancy Work Conference in 2023 [J]. *Water Resources Development Research*, 2023, 23(1): 1-11.
- [59] 吴丰昌. 我国水体污染控制与治理成效、科技支撑与展望 [J]. *水利发展研究*, 2023, 23(12): 1-8.
- WU F C. Effectiveness, scientific and technological support, and prospects for water pollution control and management in China [J]. *Water Resources Development Research*, 2023, 23(12): 1-8.
- [60] FENG H, LEI X, YU G, et al. Spatio-temporal evolution and trend prediction of urban ecosystem service value based on CLUE-S and GM (1, 1) compound model [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2023, 195(11): 1282.

(责任编辑 王海锋)