

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2026.04.008

陆纪宜, 杨庆媛, 高洁, 等. 融合因果推断与空间模式的三峡库区(重庆段)生态系统服务供需多时相演变机制研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2026, 48(4): 107-124.

融合因果推断与空间模式的三峡库区(重庆段) 生态系统服务供需多时相演变机制研究

陆纪宜^{1,2}, 杨庆媛^{1,2,3}, 高洁¹,
孙一文^{1,2}, 王亚辉^{1,2,3}, 王愈滋^{1,2}

1. 西南大学 地理科学学院/重庆金佛山喀斯特生态系统国家野外科学观测研究站, 重庆 400715;
2. 西南大学 西部乡村可持续发展新文科实验室, 重庆 400715;
3. 自然资源部国土空间规划监测评估预警重点实验室, 重庆 401147

摘要: 以三峡库区(重庆段)为研究区, 选取 2006、2015 和 2024 年为研究时段, 基于 7 类生态系统服务的量化结果, 揭示生态系统服务供给与需求的时空演变特征, 并运用地理模式因果模型(Geographical Pattern Causality model, GPC)系统解析其内部作用机制。结果表明: ① 供给侧整体功能持续增强, 其中产水与产粮供给显著提升, 生境质量供给与景观美学供给的高值区域面积不断增大; 需求侧以用水与粮食需求刚性增长为主, 空间格局呈现以主城都市区及沿江城镇为高值集聚的带状分布特征。② 供给侧内部生态系统服务对之间的关系在 2006、2015 年以协同适配为主, 但在 2015—2024 年逐步转型且于 2024 年出现了结构性张力——固碳供给与生境质量供给、土壤保持供给与固碳供给等服务对的作用关系由正向促进转为负向抑制, 即由适配转向冲突。③ 需求侧内部生态系统服务对之间的关系则呈现从“资源消耗联动”向“绿色调控主导”转型, 生境质量需求、景观美学需求开始反向约束碳排放需求的增长, 体现生态文明政策对社会经济行为的有效引导。

关键词: 生态系统服务供需; 时空变化; 地理模式因果模型;
冲突-适配性; 三峡库区(重庆段)

中图分类号: X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1673-9868(2026)04-0107-18

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



A Multi-Temporal Study on the Evolution Mechanism of Ecosystem Service Supply and Demand in the Three Gorges Reservoir Area (Chongqing Section) Integrating Causal Inference and Spatial Patterns

收稿日期: 2026-02-04

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(42471290)。

作者简介: 陆纪宜, 硕士研究生, 主要从事土地利用与国土空间规划、国土资源与区域发展研究。

通信作者: 杨庆媛, 教授, 博士研究生导师。

LU Jiyi^{1,2}, YANG Qingyuan^{1,2,3}, GAO Jie¹,
SUN Yiwen^{1,2}, WANG Yahui^{1,2,3}, WANG Yuzi^{1,2}

1. School of Geographical Sciences, Southwest University/Chongqing Jinpo Mountain Karst Ecosystem National Observation and Research Station, Chongqing 400715, China;
2. New Liberal Arts Laboratory of Sustainable Development in Rural Western China, Southwest University, Chongqing 400715, China;
3. Key Laboratory of Monitoring, Evaluation and Early Warning of Territorial Spatial Planning Implementation, Ministry of Natural Resources, Chongqing 401147, China

Abstract: Based on quantified data of 7 types of ecosystem services in the Chongqing section of the Three Gorges Reservoir Area for 2006, 2015 and 2024, this study revealed the spatiotemporal dynamics of ecosystem service supply and demand and systematically analyzed their internal interaction mechanisms by the geographical pattern causality (GPC) model. The results showed that: ① The overall functionality of the supply side had been continuously strengthened, with significant increases in water yield and food production, and the areas of high-value supply of habitat quality and landscape aesthetic had also been steadily expanding. On the demand side, water and food demands exhibited rigid growth, spatially presenting a zonal agglomeration pattern with high values in the metropolitan core and along the Yangtze River urban towns. ② In the internal ecosystem service pairs of the supply side, adaptive relationships predominated in 2006 and 2015. However, a gradual transition occurred from 2015 to 2024, leading to structural tensions by 2024. Notably, the interactions between carbon storage supply and habitat quality supply, as well as between soil conservation supply and carbon storage supply, shifted from positive facilitation to negative inhibition, indicating a transition from adaptation to conflict. ③ In contrast, demand-side relationships had evolved from “resource-consumption linkage” toward “green regulation dominance”, habitat quality demand and landscape aesthetic demand exerted inhibitory effects on carbon emissions, reflecting the effective steering of social and economic behaviors through ecological civilization policies.

Key words: supply and demand of ecosystem services; temporal and spatial changes; geographical pattern causality model; conflict-adaptation evaluation; Three Gorges Reservoir Area (Chongqing section)

人类社会的存续与发展从根本上依赖于自然生态系统的持续供给与调节功能^[1-2]。从维系生命的基本资源——清洁水源、粮食与空气，到支撑现代文明的关键要素——气候稳定、灾害缓冲与地域文化认同，生态系统服务构成了人类福祉不可或缺的自然资本。在生态系统服务供需评估研究中，现有工作通常分别从供给与需求两侧展开。目前供给侧的评估测算方法已相对成熟，学者常常聚焦于产水供给、固碳供给、生境质量供给与土壤保持供给等开展空间化测算，依托 InVEST^[3]、SoIVES^[4]、RUSLE^[5]等常见的模型工具实现对生态系统服务供给能力的量化，并广泛应用于国土空间规划与生态补偿实践中^[6-7]。相较之下，需求侧的量化则更为复杂，缺乏统一标准和普遍性适用的评估方法，评估思路多从人口密度、土地利用类型及社会经济统计（如《粮食统计公报》或遥感卫星影像反演产品等）的代理指标切入，进行生态系统服务需求活动强度的间接表征与空间可视化。在供需关系的解读上，探讨生态系统服务权衡与协同的研究大多侧重于两方面：一是聚焦于供给与需求的空间匹配格局，揭示其分异或错配特征^[8-9]；二是分析供给侧内部各项服务供给间的权衡与协同，体现不同生态功能在资源分配中的相对优先级。专

门针对需求侧内部各项人类活动需求之间竞争或协同关系的研究, 则显得较为薄弱。更为关键的是, 在揭示其演变机制层面, 现有方法存在局限。无论是供需匹配分析还是供给侧的内部关联研究, 多依赖于传统的回归与相关性分析统计方法^[10-11], 这些方法虽能识别变量间的关系类型, 却难以辨析服务对之间复杂的、非对称的, 尤其是双向的影响路径, 这限制了对生态系统服务权衡与协同内在驱动机制的进一步理解。鉴于此, 本研究从以下两个方面作出探索: 其一, 同时开展生态系统服务供给侧与需求侧内部的冲突-适配关系评价, 弥补以往研究偏重供给侧互动而忽视需求侧协同与权衡机制的局限。将碳排需求、用水需求、粮食需求、景观美学需求等生态系统服务需求纳入分析体系, 揭示其内在联动机制。其二, 引入地理模式因果模型(Geographical Pattern Causality model, GPC)分析生态系统服务对的互动关系, 不仅能识别出服务对之间的因果方向, 更能精准判别“正向促进”(适配)与“负向抑制”(冲突)的作用类型, 从而从“相关描述”迈向“机制解析”, 有助于深入理解“谁和谁适配、何时适配”以及“谁和谁冲突、何时冲突”等问题。

三峡库区(重庆段)作为长江上游重要生态屏障的核心区、国家重点生态功能区与生物多样性保护优先区^[12], 其生态健康直接关乎长江中下游的水资源安全与生态完整性。随着三峡工程的建成运行及区域城镇化持续推进^[13], 土地利用格局发生显著变化, 人类活动强度总体上升^[14], 在一定程度上改变了原有生态过程^[15-16]与生态格局。尽管退耕还林、长江防护林等生态修复工程有效缓解了部分生态压力^[17], 但社会经济发展带来的服务需求结构日益多元, 使得生态系统服务的供给能力与人类需求之间的关系趋于复杂。在此背景下, 本研究基于三峡库区(重庆段)2006、2015 和 2024 年的数据, 系统分析生态系统服务供给侧与需求侧内部关系的多时相演化特征, 旨在从因果机制层面增进对区域生态系统服务供给侧内部互动关系与需求侧内部互动关系的认识, 为流域尺度的协调管理提供科学参考。

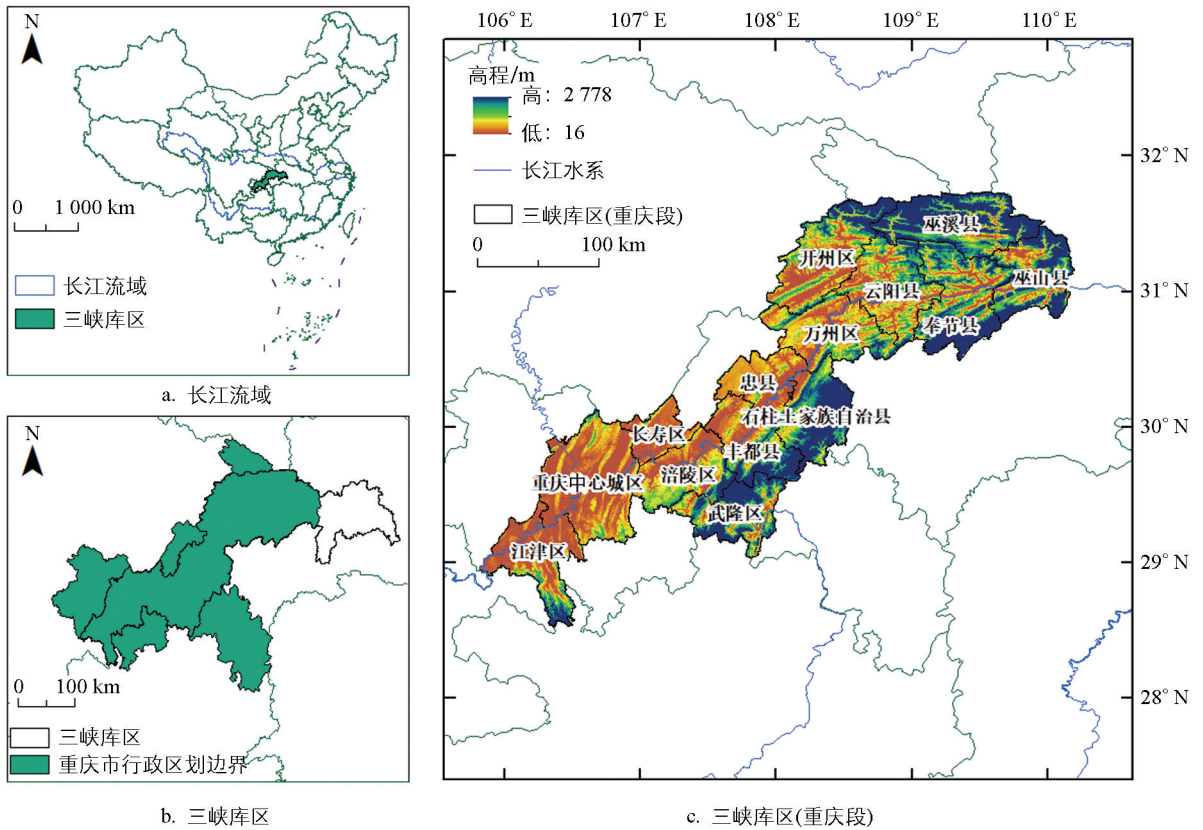
1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

三峡库区(重庆段)指三峡工程蓄水后受淹没影响的重庆地区, 地处我国西南丘陵山区与长江上游生态屏障的关键过渡带(图 1), 其生态系统服务供需格局兼具强烈的人工干预特征与典型的江河流域地形分异特征, 且土地利用类型多样, 承担着水源涵养、水土保持、生物多样性维护等多重生态功能。近 20 年来, 该区域的生态系统受到快速城镇化、三峡水利枢纽工程运行及气候变化等多重扰动, 同时, 国家对区域粮食供给、碳储存、水质净化等生态系统服务提出了更高的要求。尤为值得关注的是, 该区域呈现出高度压缩的空间异质性: 仅数千米的距离, 可能有的区域为国家级自然保护区(生态系统服务高供给、低需求), 而另外的区域即为人口密集的城市建成区(生态系统服务低供给、高需求)。这使得该区域的生态系统服务供需之间的因果网络比一般区域更为复杂, 也更具研究价值。因此, 选择三峡库区(重庆段)作为研究对象, 不仅有助于揭示高强度人类活动干扰下生态系统服务的响应机制, 深入理解其供需关系的时空演变规律与内在驱动路径, 也为优化区域国土空间格局、推动绿色高质量发展、实现人与自然和谐共生提供重要的科学支撑与实践参考。

1.2 数据来源

本研究基于多源数据分析三峡库区(重庆段)的粮食生产、水源涵养、土壤保持、景观美学、固碳、PM_{2.5} 清除和生境质量共 7 项生态系统服务, 使用的基础地理数据如表 1 所示。数据投影统一采用投影坐标系 CGCS2000_GK_CM_111E, 空间分辨率统一重采样为 100 m。根据三峡工程自 2006 年竣工的时间点和可获取的最新土地利用数据年份, 选取 2006、2015、2024 年为研究时间节点, 时间分辨率统一为年。



基于自然资源部标准地图服务网站审图号为 GS(2024)0650 号的标准地图制作, 底图边界无修改。

图 1 研究区位置

表 1 数据来源

数据类型	基础数据	空间分辨率/m	数据集及来源
地形数据	DEM ^[18]	30	地理空间数据云(https://www.gscloud.cn/)
	土壤数据 ^[19]	1 000	世界土壤数据库 HWSO(https://data.tpdc.ac.cn/home)
	水系数据 ^[20]	—	Open Street Map(https://www.openstreetmap.org/)
	基岩深度数据 ^[21]	100	中国基岩深度数据(http://globalchange.bnu.edu.cn/)
遥感数据	土地利用数据 ^[22]	30	中国 1985—2024 年土地利用动态监测数据集(https://zenodo.org/records/15853565)
	NDVI ^[23]	1 000	中国年度 NDVI、EVI 1KM 数据集(2000—2024 年)(https://www.resdc.cn/)
经济数据	人口栅格分布 ^[24]	1 000	2000—2023 年世界人口分布栅格数据集(https://landscan.ornl.gov/metadata)
	GDP 数据 ^[25]	1 000	1995—2020 年中国 GDP 空间分布公里网格数据集(https://www.resdc.cn/)
	交通路线网络数据 ^[20]	—	Open Street Map(https://www.openstreetmap.org/)
气象数据	空气颗粒物数据 ^[26]	1 000	2000—2021 年世界年度 1KM 的 PM _{2.5} 网格数据集(LGHAP 数据库, https://zenodo.org/records/11435542)
	降水量数据 ^[27]	1 000	中国 1 km 分辨率逐月降水量数据集(https://data.tpdc.ac.cn/home)
	潜在蒸散发数据 ^[27]	1 000	中国 1 km 逐月潜在蒸散发数据集(https://data.tpdc.ac.cn/home)

2 研究方法

2.1 生态系统服务供给的定量核算方法

本研究对三峡库区(重庆段)产水供给、产粮供给、固碳供给、景观美学供给、PM2.5 清除供给、生境质量供给与土壤保持供给等 7 项生态系统服务的供给能力进行了系统量化与空间可视化表达。各项服务的核算方法结合区域自然与社会经济特征进行本地化参数校准, 具体计算模型、输入数据类型及关键参数设置详见表 2。通过统一时空尺度与投影坐标系, 确保多源数据在空间分析中的可比性与一致性, 为后续供给侧的冲突-适配性评估奠定坚实的数据基础。

2.2 生态系统服务需求的定量核算方法

本研究基于人类活动强度与资源消耗特征, 对三峡库区(重庆段)用水需求、粮食需求、碳排需求、景观美学需求、PM2.5 清除需求、生境质量需求及土壤保持需求等 7 项生态系统服务的需求水平进行量化和空间化表达。生态系统服务需求的核算主要依托人口密度、城乡建设用地分布、农业与工业产值、能源消费等社会经济统计数据, 计算方法、使用模型以及参数设定参考详见表 3。

2.3 地理模式因果模型

地理模式因果模型是一种新兴的因果推断方法^[28], 专为空间截面数据设计, 能够从静态地理格局中识别变量间的因果方向、类型(正向/负向/隐性)及强度。该方法不仅克服了传统相关分析无法双向揭示二种事物因果机制的局限, 还突破了传统因果方法对时间序列数据的依赖, 可以有效利用不连续的多期横截面数据识别出二者直接和间接的因果关系, 并能捕捉到双向因果效应。考虑到生态系统服务供给与需求在空间上表现出显著的异质性、集聚性等特征, 其多时相分布格局可为 GPC 模型提供有效的输入基础, 从而支持对供给对之间、需求对之间互动关系类型与强度的解析, 为深入分析生态系统服务供给侧内部及需求侧内部的协同与权衡机制提供有力支撑。

本研究旨在分别探究生态系统服务供给对、需求对在 2006—2024 年间的互动关系, 即根据不同年份将生态系统服务供给对、需求对进行两两因果分析, 揭示出每组空间栅格数据中的因果关系方向性、强度大小。在本研究中, 将研究结果中的因果关系的正向促进关系理解为适配、负向抑制关系理解为冲突、隐性视作不确定, 因果强度用于量化上述 3 个方向的解释力。这一解读不仅契合生态系统服务研究的核心关切, 也拓展了该地理学因果分析模型在生态系统服务领域的应用范式。通过地理模式因果模型识别得到生态系统服务供给之间、生态系统服务需求之间的因果方向及其正负属性, 为理解“何种服务组合趋于适配”“何种服务组合在何时产生冲突”等关键问题提供了机制层面的实证基础。基于现有观测数据的多时相空间截面特征, 参考文献[28]的模型参数设置并结合研究区地域特征进行模型优化调整: 空间邻域采用 7×7 窗口, 距离度量选用欧氏距离, 最近邻数量为 $E + 1 = 4$, 所有计算基于 Python 3.11 实现。

表 2 各项生态系统服务供给的评估方法

生态系统服务供给	计算公式	解释说明
产水供给 ^[29-31]	$WY_x = \left(1 - \frac{AET_x}{P_x}\right) \times P_x$	WY_x 为栅格 x 的年产水量; AET_x 为栅格 x 的年实际蒸发量; P_x 为栅格 x 的年降雨量。生物物理参数表包括最大根系深度(中国基岩深度数据代替此指标)、蒸散系数等参数, 参考 InVEST 模型操作手册参数设置 ^[29] 和相关学者 ^[30-31] 的研究结果。

续表 2

生态系统服务供给	计算公式	解释说明
产粮供给 ^[32]	$FP_{(j,x)} = Y_{\text{sum}} \times \frac{NDVI_{(j,x)}}{NDVI_{(j,\text{sum})}}$	<p>$FP_{(j,x)}$ 为土地利用类型 j 中空间栅格 x 分配到的农产品产量; Y_{sum} 为各类农产品各自的总产量; $NDVI_{(j,x)}$ 和 $NDVI_{(j,\text{sum})}$ 分别为土地利用类型 j 中空间栅格 x 的 $NDVI$ 值和研究区全域内各个地类的 $NDVI$ 总和。粮食总量数据从当年的《国民经济和社会发展统计公报》中获取。</p>
固碳供给 ^[33]	$CS_x = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{soil}} + C_{\text{dead}}$	<p>CS_x 是空间栅格 x 的固碳供给总量, 以总碳储存量表示; C_{above} 是地上碳储存; C_{below} 是地下碳储存; C_{soil} 是土壤碳储存; C_{dead} 是死亡有机物碳储存。碳密度参数主要参考针对三峡库区(重庆段)开展的本地化实测与文献综合研究成果^[33]。</p>
PM2.5 清除供给 ^[34]	$PM_{S_{(j,x)}} = \begin{cases} \rho_{pm_{(j,x)}} & \text{if } R_{LULC_{(j,x)}} \times A_{LULC_{(j,x)}} > \rho_{pm_{(j,x)}} \\ R_{LULC_{(j,x)}} \times A_{LULC_{(j,x)}} & \text{if } R_{LULC_{(j,x)}} \times A_{LULC_{(j,x)}} \leq \rho_{pm_{(j,x)}} \end{cases}$	<p>$PM_{S_{(j,x)}}$ 为土地利用类型 j 中空间栅格 x 的 PM2.5 清除服务供给量; $LULC_{(j,x)}$ 是土地利用类型 j 中空间栅格 x 的植被覆盖类型; $\rho_{pm_{(j,x)}}$ 是土地利用类型 j 中空间栅格 x 当下实际的 PM2.5 浓度, 从 LGHAP 数据库的世界年度 1 km 的 PM2.5 网格数据集^[23]中直接获取; $R_{LULC_{(j,x)}}$ 是各种植被的土地利用类型 j 中空间栅格 x 对 PM2.5 浓度吸收能力, 参考相关研究^[34]得到林地、草地、灌木林地和耕地对 PM2.5 颗粒物的吸收能力分别为 74 kg/hm²、51 kg/hm²、60 kg/hm²、57 kg/hm²; $A_{LULC_{(j,x)}}$ 是土地利用类型 j 中空间栅格 x 的植被覆盖单位面积。</p>
景观美学供给 ^[35-36]	$LS_{S_x} = \frac{(S_{\text{nature}} + S_{\text{ndvi}} + S_{\text{water}} + S_{\text{relief}} + S_{\text{peak}})}{5}$	<p>LS_{S_x} 为空间栅格 x 的景观美学供给量, 需要归一化处理; S_{nature}、S_{ndvi}、S_{water}、S_{relief}、S_{peak} 分别为归一化的自然度、植被覆盖度、水域吸引力、地形起伏度和山峰密度。自然度根据土地利用类型人为干扰程度进行赋值, 林地、草地、水域、耕地、裸地、不透水地分别赋值为 6、5、4、3、2、1。植被覆盖度采用像元二分法根据 $NDVI$ 计算获得。水域吸引力基于河流水域位置采用距离衰减计算。以 DEM 数据为基础, 通过空间统计处理得到地形起伏度和山峰密度。</p>

续表 2

生态系统服务供给	计算公式	解释说明
生境质量供给 ^[37]	$HQ_{S_{(j,x)}} = H_{(j,x)} \left(1 - \left(\frac{D_{(j,x)}^z}{D_{(j,x)}^z + k^z} \right) \right)$	<p>$HQ_{S_{(j,x)}}$ 为土地利用类型 j 中空间栅格 x 的生境质量供给量, 需要归一化处理; $H_{(j,x)}$ 为土地利用类型 j 中空间栅格 x 的生境适宜性; k 为半饱和常数; z 为模型默认参数; $D_{(j,x)}$ 为土地利用类型 j 中空间栅格 x 的生境胁迫水平, 其主要由威胁因子影响距离、权重组合以及衰减类型决定^[38-39]。</p>
土壤保持供给 ^[40]	$SC = R \times K \times LS \times (1 - C \times P)$	<p>SC 为年土壤保持供给量; R 为降雨侵蚀力因子, 基于年降水量数据通过模型内置算法计算获得; K 为土壤可蚀性因子, 结合世界土壤数据库 HSWD^[19] 中空间栅格的土壤类型含量计算获得; C 为有机碳含量^[31]; LS 为坡长坡度因子, 由 DEM 处理获得^[41]; P 为水土保持措施因子^[42]。</p>

表 3 各项生态系统服务需求的评估方法

生态系统服务需求	计算公式	解释说明
用水需求 ^[11]	$WD_{(i,j)} = pop_{(i,j)} \times l_i + gdp_{(i,j)} \times m_i + agr_{(i,j)} \times n_i$	<p>$WD_{(i,j)}$ 为空间栅格 (i,j) 的用水需求量; $pop_{(i,j)}$ 为按照统计年鉴数据纠正后的区县 i 的栅格 j 的人口数; $gdp_{(i,j)}$ 为按照统计年鉴数据纠正后区县 i 的栅格 j 的 GDP; $agr_{(i,j)}$ 为区县 i 的耕地地类 j 的栅格单元面积; l_i 为区县 i 的人均生活用水量; m_i 为区县 i 的万元 GDP 用水量; n_i 为区县 i 的亩均农田灌溉用水量。</p>
粮食需求 ^[32]	$FD_x = \begin{cases} \rho_i \times GD_{urban} \\ \rho_j \times GD_{rural} \end{cases}$	<p>FD_x 为空间栅格 x 的粮食需求量; ρ_i 为城镇区域栅格 i 的人口密度; ρ_j 为农村区域栅格 j 的人口密度; GD_{urban} 为城镇居民的每人粮食需求量; GD_{rural} 为农村居民的每人粮食需求量。本研究首先基于夜间灯光遥感数据识别并划定研究区内的城乡边界^[32], 而城镇居民和农村居民的人均粮食消费数据均源于对应年份的《重庆市统计年鉴》。</p>
碳排需求 ^[33]	$CS_{D_x} = (E_{Agriculture} + E_{Industry} + E_{Home}) \times C_{coe}$	<p>CS_{D_x} 为空间栅格 x 的碳排放需求量; $E_{Agriculture}$ 是农业标准煤消耗; $E_{Industry}$ 是工业标准煤消耗; E_{Home} 是居民标准煤消耗; C_{coe} 是国家发展和改革委员会设定的标准煤碳排放系数, 为 0.67。</p>

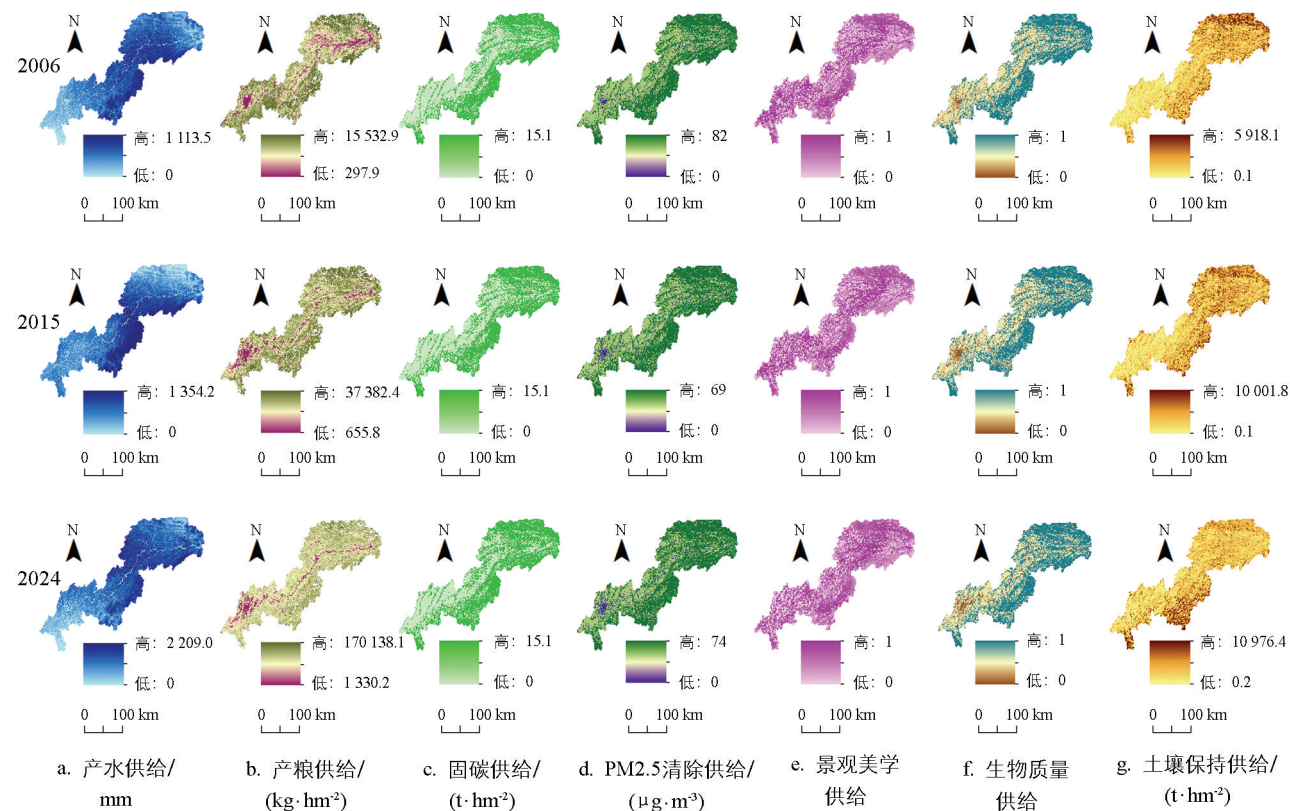
续表 3

生态系统服务需求	计算公式	解释说明
PM2.5 清除需求 ^[34]	$PM_{D_x} = \begin{cases} \rho_{pm_x} - PM_{2.5, \text{permitted}} & \text{if } \rho_{pm_x} > PM_{2.5, \text{permitted}} \\ 0 & \text{if } \rho_{pm_x} \leq PM_{2.5, \text{permitted}} \end{cases}$	<p>PM_{D_x} 为空间栅格 x 的 PM2.5 清除服务需求量; ρ_{pm_x} 是空间栅格 x 当下的 PM2.5 浓度, 从 LGHAP 数据库的世界年度 1 km 的 PM2.5 网格数据集中直接获取; $PM_{2.5, \text{permitted}}$ 是世界卫生组织空气质量指南规定^[43] 中空气里可允许的 PM2.5 浓度 ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。</p>
景观美学需求 ^[44]	$LS_{D_x} = \frac{2}{1 + e^{-\left[\frac{1}{En_r \times (1 - P_u) + En_u \times P_u - 2.5} \right]}} \times GDP_{\text{ratio}}$	<p>LS_{D_x} 为空间栅格 x 的景观美学需求量, 需要归一化处理; En_r 和 En_u 分别表示当年的农村恩格尔系数和城镇恩格尔系数, 可以在对应年份的重庆市统计年鉴中获得数据; P_u 是当年城镇人口比例, 通过夜间灯光遥感数据划分出城镇与农村区域后, 统计人口栅格分布数据处理获得; GDP_{ratio} 以区县为基本单位, 统计空间栅格 x 的 GDP 数值获得。</p>
生境质量需求 ^[30]	$HQ_{D_x} = \frac{D_x - D_{\min}}{D_{\max} + D_{\min}}$ $D_x = C_x \times \log P_x \times \log E_x$	<p>HQ_{D_x} 为空间栅格 x 的生境质量需求量, 需要归一化处理; D_x 为生境质量需求程度; C_x 根据土地利用类型的人类活动强度进行赋值, 林地、草地、水域、耕地、裸地、不透水地分别赋值为 1、2、3、4、5、6, 交通路线网络数据覆盖到原土地利用数据位置, 建立 300 m 缓冲区后将这部分道路所占土地面积的活动强度设置为 5; P_x 为空间栅格 x 的人口密度, 由 Land-scan 数据库的 2000—2023 年世界人口分布栅格数据集经数据修正后获得; E_x 为空间栅格 x 的 GDP, 原数据经修正后获得。</p>
土壤保持需求 ^[40-42]	$USLE = R \times K \times LS \times C \times P$	<p>$USLE$ 为实际侵蚀量, 也是土壤保持需求量; R 为降雨侵蚀力因子; K 为土壤可蚀性因子; LS 为坡长—坡度因子; C 为植被覆盖因子; P 为水土保持措施因子。以上参数的计算方法与赋值标准参考本研究中土壤保持供给部分。</p>

3 结果与分析

3.1 2006、2015、2024年生态系统服务供给定量核算结果

三峡库区(重庆段)的7项生态系统服务供给在2006、2015和2024年均呈现出显著的空间分异格局(图2),且供给水平随时间推移表现出不同程度的增强或调整趋势,反映出研究区生态系统服务供给能力的动态演变与人为管理干预的综合影响。



基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2024)0650号的标准地图制作,底图边界无修改。

图2 2006、2015和2024年三峡库区(重庆段)的生态系统服务供给分布格局

从空间分布特征来看,受降水格局与植被覆盖共同影响,产水供给高值区集中于研究区东北部大巴山—巫山生态屏障带,而主城都市核心区域因不透水地表扩张呈现低值集聚;产粮供给主要集中于中部涪陵、忠县及沿江平坝区域,呈现斑块状分布;固碳供给整体水平较高,高值区集中于巫溪、巫山、奉节、石柱、丰都和武隆等高森林覆盖山区;PM_{2.5}清除供给在森林斑块、城市绿廊及生态廊道密集区表现突出,而在城镇建设用地与高强度开发区域显著降低;景观美学供给在自然景观资源丰富、地形起伏明显的沿江及山峰密度大的区域尤为显著;生境质量供给则在生态保护红线范围内及远离人类活动干扰的区域保持高位;土壤保持供给在坡度较大、植被覆盖稳定的林地和生态修复区表现优异,而在农村耕地和城镇开发建设区域相对薄弱。

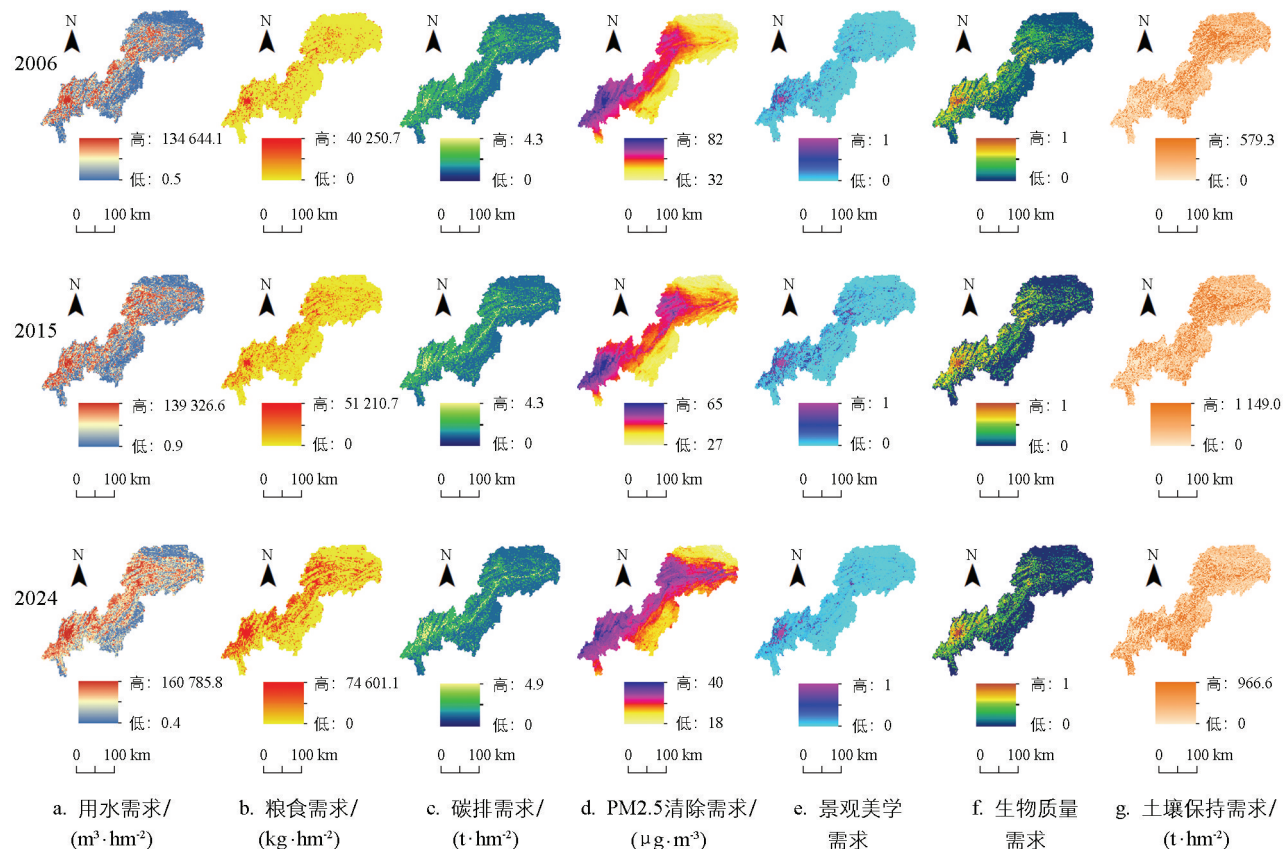
随着时间演进,多数生态系统服务供给呈现显著提升趋势。2006—2024年间,产水供给的年最高值增幅达98.4%,虽然该增幅受2006年异常干旱气候导致的低值基线影响,但推测同期持续推进的水源涵养林建设、小流域综合治理及三峡水利工程也为当地水源涵养功能的提升提供了支持;固碳供给整体保持稳定,固碳供给面积的不断扩大印证了植被覆盖率在这些年的不断提升;PM_{2.5}清除供给的覆盖面积持续扩大,但其峰值强度呈小幅度下降趋势;景观美学与生境质量供给整体维持高位,变化幅度较小,体现生态

保护成效的持续性; 土壤保持供给提升显著, 最高值增幅达 114%, 表明水土保持工程与生态修复措施取得实质性进展; 产粮供给增长尤为迅猛, 与 2006 年相比, 2024 年每公顷粮食产量极大提高, 最大值提升了约 347%。这一结论看似与文献[45]提出的“退耕还林工程促使三峡库区许多耕地转向林地”的土地利用变化规律矛盾, 实则反映出我国农业种子技术进步与高标准农田建设对单产的显著提升作用, 印证了“藏粮于技”战略的有效落地。

3.2 2006、2015、2024 年生态系统服务需求定量核算结果

三峡库区(重庆段)的生态系统服务需求在 2006—2024 年间呈现出显著的空间集聚特征与阶段性演变趋势(图 3), 整体表现为以主城都市区为核心、沿江城镇带为轴线的高值集聚格局, 其余区域则维持较低需求水平, 这不仅映射出区域由丘陵向山区过渡的西低东高地形格局, 更深刻反映了城镇化进程与人类活动强度对生态系统服务需求的空间塑造作用。

用水需求在研究区内表现出明显的区域差异, 用水需求高值区高度集中于人口密集、工业和耕地集中的主城及区县沿江区域, 而低值区则分布在武隆、石柱和巫溪等区县。粮食需求的分布与人口空间分布相似, 主城都市核心区及各区县的城镇区域均为高值热点。碳排需求和 PM2.5 清除需求整体上与城市化和工业化程度密切相关, 高值区集中在城市和工业园区, 而低值区则在自然保护区和山地区域。景观美学需求和生境质量需求均集中在城镇化区域, 且主城都市区对户外游憩的需求远高于区县城镇区域。土壤保持需求则呈现相反态势, 高值主要分布于坡度较大、植被覆盖较低的区域, 表明水土流失风险区与治理重点区高度重合。



基于自然资源部标准地图服务网站审图号为 GS(2024)0650 号的标准地图制作, 底图边界无修改。

图 3 2006、2015 和 2024 年三峡库区(重庆段)的生态系统服务需求分布格局

随着时间演进, 各类生态系统服务需求呈现出差异化动态。用水需求最高值从 2006 年的 $134\ 644.1\ \text{m}^3/\text{hm}^2$ 增加到 2024 年的 $160\ 785.8\ \text{m}^3/\text{hm}^2$, 粮食需求最高值从 2006 年的 $40\ 250.7\ \text{kg}/\text{hm}^2$ 上升至 2024 年的 $746\ 001.1\ \text{kg}/\text{hm}^2$, 这 2 项生态系统服务需求类型的增幅尤为突出, 也是人口增长和经济发展过程中最基本的人类生存需求。碳排需求在 3 个时间段内基本保持稳定, 推测碳排放增长主要来自交通扩张与建设用地蔓延, 其空间分布仍高度集中于主城核心区。PM2.5 清除需求总体不高, 甚至在 2006—2024 年降幅达到 50%, 但 PM2.5 的排放区域不断增大, 排放热点由主城逐渐向渝东北区县扩散, 与文献[46]关于城市扩张空间蔓延的方向模拟结果一致, 体现出城镇化进程向库区腹地推进延伸的现实趋势。景观美学需求和生境质量需求变化平缓。土壤保持需求在 2006—2024 年呈现先升后降态势, 既反映了水土保持措施的实施落地时段, 也体现当部分区域进入成效巩固期后, 需求将趋于稳定或回落。

3.3 2006—2024 年供给间关系的动态重构: 协同主导下的结构性张力

基于地理模式因果模型(GPC)对三峡库区(重庆段)2006、2015 和 2024 年生态系统服务供给间因果关系(表 4)的结果表明, 生态系统服务供给对之间整体以协同促进为主, 但其内部结构经历了显著演化。在所有服务对中, 有 10 组关系在 3 个时期均表现为双向正向因果, 包括: 固碳供给与产粮供给、固碳供给与 PM2.5 清除供给、固碳供给与景观美学供给、产粮供给与 PM2.5 清除供给、产粮供给与生境质量供给、生境质量供给与 PM2.5 清除供给、生境质量供给与景观美学供给、景观美学供给与 PM2.5 清除供给、景观美学供给与土壤保持供给, 以及 PM2.5 清除供给与土壤保持供给。这些稳定适配的关系构成了系统的核心网络, 体现了自然生态过程的内在耦合性——例如, 良好的植被覆盖可同步支撑碳汇、大气净化、生物多样性维护与美学价值。然而, 部分服务对的因果强度在 2006—2024 年也呈现出不同程度的衰减, 反映出生态系统多功能性整体连通性的削弱。

与此同时, 部分服务对的因果关系在 2024 年出现方向反转或持续负向, 揭示出功能间的潜在冲突。例如, 土壤保持供给对固碳供给的促进作用在 2024 年转为抑制, 可能源于人工林经营或农田管理活动干扰了土壤碳储存; 固碳供给对生境质量供给的驱动亦由正向转为负向, 可能是单一树种造林虽提升了碳汇能力, 却未能实质改善栖息地质量。此外, 生态系统服务供给对之间还存在明显的非对称关系: 景观美学供给始终正向促进产粮供给, 而产粮供给则持续负向抑制景观美学供给; 生境质量供给对产水供给始终呈正向驱动, 反之产水供给却长期抑制生境质量。这些现象凸显了农业生产扩张与景观资源开发、水资源调蓄与栖息地保护之间的深层权衡。

总体而言, 2006—2024 年间, 尽管三峡库区(重庆段)生态系统服务供给侧的供给对以稳定的双向正向(即相互适配)关系为主, 但其内部逐渐显现出结构性张力, 部分供给对的适配关系在 2024 年转为冲突关系, 如土壤保持供给对固碳供给、固碳供给对生境质量供给由正向促进转为负向抑制, 揭示出部分生态系统服务功能提升的同时, 可能削弱了其他生态功能, 原本内生协同的供给对出现权衡甚至拮抗, 其变化背后的作用机理值得进一步探究。

3.4 2006—2024 年需求间关系的阶段性演化: 从同步增长到反馈调控

2006—2024 年研究区生态系统服务需求间因果关系的 GPC 分析结果(表 5)显示, 由社会经济发展所激发的生态系统服务需求并非彼此割裂, 而是嵌入在一个动态演化的关联网路之中。其中, 碳排需求与粮食需求、碳排需求与土壤保持需求、碳排需求与用水需求、粮食需求与用水需求、粮食需求与生境质量需求、粮食需求与景观美学需求、景观美学需求与用水需求、生境质量需求与 PM2.5 清除需求、生境质量需求与土壤保持需求、生境质量需求与用水需求这 10 组需求对在 2006、2015、2024 年均表现为双向正向因果关系。这些互促的适配关系反映出, 在快速城镇化与工业化进程中, 能源消耗、农业生产与环境治理诉

求同步增长,并且这些需求对的因果强度总体呈现出增长的趋势,体现出经济社会活动与环境响应之间日益紧密的互动。

少部分需求对之间呈现单向促进或阶段性反转特征。典型案例如碳排需求始终正向驱动 PM2.5 清除需求,即碳排活动往往伴随 PM2.5 排放(颗粒物排放)活动,引发大气治理的诉求;但到 2024 年,PM2.5 清除需求的提升反而开始抑制碳排需求,可能源于环境规制趋严或清洁能源替代加速,使空气质量改善成为倒逼减排的主动力量。类似地,碳排需求对生境质量需求也呈现相同模式——碳排需求不断催生保护生态环境的诉求。但 2024 年生境质量需求的增强开始抑制碳排需求,反映出生态红线制度或生物多样性保护政策对高碳排放项目的约束作用。另一组显著转变发生在碳排需求与景观美学需求之间:景观美学需求始终正向促进碳排需求(如旅游开发带动能源消费),意味着旅游需求会带来碳排放需求,但碳排需求对景观美学需求的因果关系由 2006、2015 年的负向阻碍转为 2024 年的正向促进,意味着经环境整治将碳排放减少在某一合理区间后,适度的碳排活动如构建成熟的市区衔接景区交通网络,可能会带来旅游体验良好提升,也体现减排行动与美学价值走向适配协同。

总体来看,需求侧的演化更清晰地映射出社会经济系统与生态环境响应的互动轨迹。非双向正向的需求对普遍存在因果方向上的波动,即正向与负向之间的频繁转换,显现出社会经济系统与生态环境保护诉求之间的张力与调适。各类需求(如碳排需求、粮食需求、用水需求)2006—2015 年同步增长,反映出传统发展模式下资源消耗的联动惯性。而到 2024 年,生境质量需求开始反向抑制碳排需求,景观美学需求与碳排需求的关系也由负向冲突转为正向适配。这种转变并非完全源于自然过程,而是生态文明政策(如生态红线、清洁能源替代、绿色基础设施建设)介入后对社会行为的有效引导,反映出制度与技术力量正在重塑人类对生态系统服务的需求结构。这不仅仅体现出生态文明建设中政策干预与技术革新对生态系统服务需求活动的调节效应,还为未来通过需求侧管理引导绿色高质量发展提供了实证依据。

表 4 基于地理模式因果模型的生态系统服务供给间的因果模式 $Y \leftrightarrow X$

年份	方向	因果模式	CS↔	CS↔	CS↔	CS↔	CS↔	CS↔	FP↔
			FP	PM2.5R	ScS	HqS	LsS	WY	PM2.5R
2006	Y→X	因果强度	0.43	0.48	0.43	0.25	0.18	0.42	0.19
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.17	0.30	0.18	0.54	0.46	0.17	0.49
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2015	Y→X	因果强度	0.43	0.48	0.43	0.25	0.18	0.42	0.22
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.20	0.30	0.18	0.54	0.45	0.20	0.48
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2024	Y→X	因果强度	0.20	0.49	0.21	0.12	0.11	0.20	0.12
		因果关系	正向	正向	正向	负向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.13	0.31	0.11	0.20	0.21	0.23	0.20
		因果关系	正向	正向	负向	正向	正向	负向	正向

续表 4

年份	方向	因果模式	FP↔	FP↔	FP↔	FP↔	HqS↔	HqS↔	HqS↔
			ScS	HqS	LsS	WY	PM2.5R	ScS	LsS
2006	Y→X	因果强度	0.21	0.18	0.19	0.22	0.49	0.43	0.34
		因果关系	负向	正向	负向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.38	0.45	0.47	0.48	0.24	0.16	0.46
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2015	Y→X	因果强度	0.19	0.21	0.21	0.23	0.49	0.43	0.34
		因果关系	正向	正向	负向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.38	0.45	0.47	0.50	0.24	0.17	0.46
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2024	Y→X	因果强度	0.27	0.13	0.26	0.24	0.20	0.22	0.25
		因果关系	负向	正向	负向	负向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.41	0.21	0.44	0.52	0.14	0.14	0.16
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	负向	正向
年份	方向	因果模式	HqS↔	LsS↔	LsS↔	LsS↔	PM2.5R↔	PM2.5R↔	ScS↔
			WY	PM2.5R	ScS	WY	ScS	WY	WY
2006	Y→X	因果强度	0.45	0.48	0.41	0.48	0.42	0.48	0.36
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.29	0.20	0.15	0.30	0.20	0.21	0.31
		因果关系	负向	正向	正向	负向	正向	正向	正向
2015	Y→X	因果强度	0.44	0.47	0.41	0.48	0.42	0.47	0.32
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.22	0.20	0.15	0.21	0.18	0.24	0.37
		因果关系	负向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2024	Y→X	因果强度	0.22	0.21	0.41	0.44	0.21	0.20	0.37
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X→Y	因果强度	0.16	0.13	0.16	0.41	0.11	0.21	0.46
		因果关系	负向	正向	正向	负向	正向	负向	负向

注: WY 为产水供给, FP 为产粮供给, CS 为固碳供给, LsS 为景观美学供给, HqS 为生境质量供给, PM2.5R 为 PM2.5 清除供给, ScS 为土壤保持供给。

表 5 基于地理模式因果模型的生态系统服务需求间的因果模式 $Y \leftrightarrow X$

年份	方向	因果模式	CE \leftrightarrow	CE \leftrightarrow	CE \leftrightarrow	CE \leftrightarrow	CE \leftrightarrow	CE \leftrightarrow	FD \leftrightarrow
			FD	PM2.5E	ScD	WD	HqD	LsD	PM2.5E
2006	Y \rightarrow X	因果强度	0.37	0.40	0.35	0.35	0.39	0.29	0.15
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	负向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.16	0.23	0.16	0.18	0.27	0.38	0.44
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2015	Y \rightarrow X	因果强度	0.36	0.38	0.34	0.37	0.36	0.27	0.14
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	负向	负向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.13	0.22	0.13	0.15	0.26	0.33	0.44
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2024	Y \rightarrow X	因果强度	0.22	0.18	0.21	0.19	0.19	0.13	0.15
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.12	0.18	0.14	0.13	0.13	0.20	0.48
		因果关系	正向	负向	正向	正向	负向	正向	负向
年份	方向	因果模式	FD \leftrightarrow	FD \leftrightarrow	FD \leftrightarrow	FD \leftrightarrow	HqD \leftrightarrow	HqD \leftrightarrow	HqD \leftrightarrow
			ScD	WD	HqD	LsD	PM2.5E	ScD	WD
2006	Y \rightarrow X	因果强度	0.15	0.31	0.17	0.17	0.39	0.35	0.38
		因果关系	负向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.35	0.42	0.39	0.41	0.24	0.18	0.20
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2015	Y \rightarrow X	因果强度	0.11	0.40	0.14	0.15	0.37	0.33	0.38
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.35	0.40	0.38	0.42	0.24	0.16	0.17
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2024	Y \rightarrow X	因果强度	0.15	0.42	0.20	0.18	0.37	0.35	0.40
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.37	0.42	0.43	0.47	0.23	0.19	0.15
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
年份	方向	因果模式	HqD \leftrightarrow	LsD \leftrightarrow	LsD \leftrightarrow	LsD \leftrightarrow	PM2.5E \leftrightarrow	PM2.5E \leftrightarrow	ScD \leftrightarrow
			LsD	PM2.5E	ScD	WD	ScD	WD	WD
2006	Y \rightarrow X	因果强度	0.19	0.39	0.32	0.40	0.45	0.44	0.37
		因果关系	正向	正向	正向	正向	负向	正向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.41	0.22	0.26	0.19	0.37	0.16	0.23
		因果关系	正向	负向	负向	正向	正向	正向	负向

续表 5

年份	方向	因果模式	HqD \leftrightarrow	LsD \leftrightarrow	LsD \leftrightarrow	LsD \leftrightarrow	PM2.5E \leftrightarrow	PM2.5E \leftrightarrow	ScD \leftrightarrow
			LsD	PM2.5E	ScD	WD	ScD	WD	WD
2015	Y \rightarrow X	因果强度	0.23	0.38	0.34	0.41	0.39	0.47	0.34
		因果关系	负向	正向	正向	正向	正向	负向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.38	0.20	0.15	0.17	0.32	0.15	0.15
		因果关系	正向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
2024	Y \rightarrow X	因果强度	0.28	0.44	0.39	0.43	0.41	0.41	0.37
		因果关系	负向	正向	正向	正向	正向	正向	正向
	X \rightarrow Y	因果强度	0.44	0.42	0.29	0.14	0.36	0.11	0.14
		因果关系	正向	负向	负向	正向	正向	正向	负向

注: WD 为用水需求, FD 为粮食需求, CE 为碳排需求, LsD 为景观美学需求, HqD 为生境质量需求, PM2.5E 为 PM2.5 清除需求, ScD 为土壤保持需求。

4 讨论与结论

4.1 讨论

本研究聚焦于三峡库区(重庆段)这一典型流域生态系统,揭示了 2006、2015、2024 年间生态系统服务供给与需求时空演变和因果关系的动态演化特征。然而,不同生态系统类型(如干旱区、草原区、滨海湿地等)在生态功能构成、主导服务类型及社会需求结构上存在显著异质性,而本研究所选择的生态系统服务类型主要基于流域生态系统的本底特征,其普适性仍有待检验。未来在将该方法推广至其他区域时,需结合当地自然地理条件、社会经济发展阶段及文化价值偏好,对生态系统服务类型进行重新筛选,并对指标权重与量化参数实施本地化校准。此外,本研究对供给侧与需求侧的分析仍可进一步深化。在供给侧方面,可依据国际主流分类体系(如《千年生态系统评估》中的提供、调节、支持与文化服务四分法^[47],或《生态系统服务与自然资本核算体系》SEEA EA 框架^[48])对服务类型进行系统归类,进而探讨不同类型服务内部及跨类别的因果交互机制。在需求侧方面,可融合社会学理论(如施瓦茨的人类价值观理论、马斯洛人类需求层次理论^[49]或计划行为理论),将居民对生态福祉的感知、文化认同、公平诉求等内生因素纳入需求建模,从而更全面地刻画“社会—生态”耦合系统中需求形成的多元驱动逻辑。此类跨学科整合不仅有助于提升生态系统服务研究的理论深度,也将为差异化、精细化的区域可持续治理提供更具人文关怀的决策支持。

4.2 结论

1) 三峡库区(重庆段)生态系统服务供给侧与需求侧均呈现显著的时空演变特征。2006、2015、2024 年间三峡库区(重庆段)供给侧整体功能水平不断增强,尤以产水供给与产粮供给显著提升,固碳供给与土壤保持供给稳步改善,但 PM2.5 清除供给的能力略滞后于城镇化蔓延速度;需求侧则以用水与粮食需求激增为主导,凸显“生存型”需求的刚性增长,其余服务需求呈温和上升。

2) 生态系统服务供给侧和需求侧内部分别呈现动态变化的冲突-适配关系规律。三峡库区(重庆段)2006—2024 年供给侧虽以稳定的双向正向(即相互适配)关系为主,但其内部逐渐显现出结构性张力,如土壤保持供给对固碳供给、固碳供给对生境质量供给由正向促进(适配)转为负向抑制(冲突),反映单一目标

导向的生态系统服务修复工程可能会削弱生态系统的多功能性、稳定性;需求侧则经历从“资源消耗联动”向“绿色调控主导”的转型,生境质量需求反向约束碳排、景观美学与碳排关系由冲突转为适配,彰显生态文明政策对社会行为的有效重塑。

3) 促进三峡库区(重庆段)生态系统服务趋向适配需要采取类型适宜性措施。针对固碳供给对生境质量供给产生冲突的问题,应推广近自然混交林与乡土本地物种配置,以增强森林结构复杂性与食物网稳定性,实现碳汇提升与生物多样性保护的双赢。面对产粮供给持续削弱景观美学供给的矛盾,可发展多功能农业景观,如布局兼具生产与游憩价值的油菜花田、柑橘园或梯田稻作园,通过“农业+文旅”模式发掘乡村生态旅游经济。此外,应强化政策工具对需求侧的引导作用,严格限制高碳项目在生态敏感区布局、巩固生境质量需求对碳排需求约束效应的同时,优化低碳旅游基础设施网络(如电动接驳系统、绿色步道),在控制碳排放总量的前提下,将合理范围内的碳排活动转化为提升游客体验的服务支撑基础,推动碳排与景观美学从冲突走向适配。将生态过程与社会诉求纳入统一调控框架,推动区域的生态系统服务关系从权衡迈向协调。

参考文献:

- [1] WESTMAN W E. How Much Are Nature's Services Worth [J]. *Science*, 1977, 197(4307): 960-964.
- [2] EHRlich P, EHRlich A. Review of Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species [J]. *Humboldt Journal of Social Relations*, 1982, 9(2): 231-233.
- [3] 张娟, 陈钦. 森林碳汇经济价值评估研究——以福建省为例 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2021, 43(5): 121-128.
- [4] SHERROUSE B C, SEMMENS D J, CLEMENT J M. An Application of Social Values for Ecosystem Services (SOLVES) to Three National Forests in Colorado and Wyoming [J]. *Ecological Indicators*, 2014, 36: 68-79.
- [5] 谭永滨, 谢剑亮, 冉江华, 等. 基于 RUSLE 的鄱阳湖流域土壤侵蚀时空特征及影响因素分析 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2023, 45(9): 46-56.
- [6] 林晓薇, 潘庚飞. 我国碳生态补偿规划研究——基于东南地区七省一市实证分析 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2021, 43(7): 130-138.
- [7] 罗万云, 周杨, 王小娟. 生态公平视域下额尔齐斯河流域生态补偿标准及空间选择 [J]. *生态学报*, 2024, 44(21): 9751-9766.
- [8] 王秋红, 王勇, 李维杰, 等. 喀斯特山地城市生态系统服务变化及关系研究——以贵阳市为例 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2022, 44(5): 158-168.
- [9] 刘立程, 刘春芳, 王川, 等. 黄土丘陵区生态系统服务供需匹配研究——以兰州市为例 [J]. *地理学报*, 2019, 74(9): 1921-1937.
- [10] 白君亭, 孙睿, 陈冰滢, 等. 供需匹配视角下乡村游憩资源空间格局及影响因素研究——以福州市为例 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2024, 46(9): 133-149.
- [11] 王壮壮, 张立伟, 李旭谱, 等. 区域生态系统服务供需风险时空演变特征——以陕西省产水服务为例 [J]. *生态学报*, 2020, 40(6): 1887-1900.
- [12] 严恩萍, 林辉, 王广兴, 等. 1990—2011 年三峡库区生态系统服务价值演变及驱动力 [J]. *生态学报*, 2014, 34(20): 5962-5973.
- [13] 赵伟, 骆佳玲. 三峡库区城镇化与生态韧性耦合协调的时空格局演变分析 [J]. *长江流域资源与环境*, 2024, 33(9): 1888-1904.
- [14] 吴娇, 刘春霞, 李月臣. 三峡库区(重庆段)生态系统服务价值变化及其对人为干扰的响应 [J]. *水土保持研究*, 2018, 25(1): 334-341.

- [15] HUANG C B, HUANG X, PENG C H, et al. Land Use/Cover Change in the Three Gorges Reservoir Area, China: Reconciling the Land Use Conflicts between Development and Protection [J]. *Catena*, 2019, 175: 388-399.
- [16] LIU C X, WANG C X, LI Y C, et al. Spatiotemporal Differentiation and Geographic Detection Mechanism of Ecological Security in Chongqing, China [J]. *Global Ecology and Conservation*, 2022, 35: e02072.
- [17] 汪荣, 李阳兵, 邵景安, 等. 2000—2020 年三峡库区腹地人地耦合土地系统演变机制 [J]. *农业工程学报*, 2024, 40(10): 255-264.
- [18] 中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台. ASTER GDEM 30M 分辨率数字高程数据 [DS/OL]. [2026-03-02]. <https://www.gscloud.cn/sources/details/310?pid=302>.
- [19] FISCHER G, NACHTERGAELE F, PRIELER S, et al. Global Agro-Ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008) [DS/OL]. [2026-03-02]. <https://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/611f7d50-b419-4d14-b4dd-4a944b141175>.
- [20] OPEN STREET MAP. Asia [DS/OL]. [2026-03-02]. <https://www.openstreetmap.org/>.
- [21] YAN F P, SHANGGUAN W, ZHANG J, et al. Depth-to-Bedrock Map of China at a Spatial Resolution of 100 Meters [J]. *Scientific Data*, 2020, 7: 2.
- [22] 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.
- [23] 徐新良. 中国年度 NDVI, EVI 1KM 数据集 [DS/OL]. [2026-02-02]. <https://www.resdc.cn/DOI/DOI.aspx?DOIID=49>.
- [24] OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY. LandScan Data [DS/OL]. [2026-02-02]. <https://landscan.ornl.gov/>.
- [25] 徐新良. 中国 GDP 空间分布公里网格数据集 [DS/OL]. [2026-02-02]. <https://www.resdc.cn/DOI/DOI.aspx?DOIID=33>.
- [26] BAI K X, LI K, SHAO L Q, et al. LGHAP V2: A Global Gap-Free Aerosol Optical Depth and PM_{2.5} Concentration Dataset since 2000 Derived via Big Earth Data Analytics [J]. *Earth System Science Data*, 2024, 16(5): 2425-2448.
- [27] PENG S Z, DING Y X, LIU W Z, et al. 1 km Monthly Temperature and Precipitation Dataset for China from 1901 to 2017 [J]. *Earth System Science Data*, 2019, 11(4): 1931-1946.
- [28] ZHANG Z P, WANG J F. A Model to Identify Causality for Geographic Patterns [J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 2025: 1-21.
- [29] NATURAL CAPITAL ALLIANCE. InVEST User's Guide 3.18.0 [EB/OL]. [2026-02-02]. <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/zh/index.html>.
- [30] 赵依婷, 徐建刚, 沈舟, 等. 基于生态系统服务供需与敏感性分析的城郊地区生态安全格局构建 [J]. *生态学报*, 2025, 45(18): 8849-8861.
- [31] 周文佐, 刘高焕, 潘剑君. 土壤有效含水量的经验估算研究——以东北黑土为例 [J]. *干旱区资源与环境*, 2003, 17(4): 88-95.
- [32] ZHANG Z M, PENG J, XU Z H, et al. Ecosystem Services Supply and Demand Response to Urbanization: A Case Study of the Pearl River Delta, China [J]. *Ecosystem Services*, 2021, 49: 101274.
- [33] 万其林, 邵景安. 2000—2020 年三峡库区重庆段土地利用及碳储量估算 [J]. *重庆师范大学学报(自然科学版)*, 2023, 40(6): 52-64.
- [34] CHEN J Y, JIANG B, BAI Y, et al. Quantifying Ecosystem Services Supply and Demand Shortfalls and Mismatches for Management Optimisation [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 1426-1439.
- [35] SCHIRPKKE U, MEISCH C, MARSONER T, et al. Revealing Spatial and Temporal Patterns of Outdoor Recreation in the European Alps and Their Surroundings [J]. *Ecosystem Services*, 2018, 31: 336-350.

- [36] PARACCHINI M L, ZULIAN G, KOPPEROINEN L, et al. Mapping Cultural Ecosystem Services: A Framework to Assess the Potential for Outdoor Recreation across the EU [J]. *Ecological Indicators*, 2014, 45: 371-385.
- [37] DOU H S, LI X B, LI S K, et al. How to Detect Scale Effect of Ecosystem Services Supply a Comprehensive Insight from Xilinhot in Inner Mongolia, China [J]. *Sustainability*, 2018, 10(10): 3654.
- [38] 刘春霞, 李月臣, 杨华, 等. 三峡库区重庆段生态与环境敏感性综合评价 [J]. *地理学报*, 2011, 66(5): 631-642.
- [39] 陈丹, 曾卫, 郭凯睿, 等. 2000—2020 年三峡库区生态系统服务时空演变及驱动力研究 [J]. *西部人居环境学刊*, 2023, 38(4): 127-134.
- [40] 李辉丹, 曹帮俊, 赵鹏, 等. 基于不同模型的三峡库区降雨侵蚀力时空变化分析 [J]. *应用基础与工程科学学报*, 2024, 32(5): 1265-1281.
- [41] 符素华, 刘宝元, 周贵云, 等. 坡长坡度因子计算工具 [J]. *中国水土保持科学*, 2015, 13(5): 105-110.
- [42] 龙天渝, 乔敦, 安强, 等. 基于 GIS 和 RULSE 的三峡库区土壤侵蚀量估算分析 [J]. *灌溉排水学报*, 2012, 31(2): 33-37.
- [43] WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO Global Air Quality Guidelines [EB/OL]. [2026-02-02]. <https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/who-global-air-quality-guidelines>.
- [44] SU K, WEI D Z, LIN W X. 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.
- [45] XU J Y, ZHANG Y Y, HUANG C B, et al. Forest Restoration Shows Uneven Impacts on Soil Erosion, Net Primary Productivity and Livelihoods of Local Households [J]. *Ecological Indicators*, 2022, 134: 108462.
- [46] PENG H J, HUA L, ZHANG X S, et al. Evaluation of ESV Change under Urban Expansion Based on Ecological Sensitivity: A Case Study of Three Gorges Reservoir Area in China [J]. *Sustainability*, 2021, 13(15): 8490.
- [47] LEEMANS R, DE GROOT R S. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment [M]. Washington D. C: Island Press, 2004: 1-25.
- [48] UNITED NATIONS. System of Environmental Economic Accounting (SEEA EA) [EB/OL]. [2026-02-02]. <https://seea.un.org/>.
- [49] 马元博, 翟天林, 毕庆生, 等. 基于需求层次理论和生态系统服务供需的黄河流域生态管理分区 [J]. *生态学报*, 2024, 44(15): 6513-6526.

责任编辑 张枸