

近 30 年黄泛区人类活动强度与水-碳生态服务功能匹配的时空关联特征

黄霄宇, 王新宇, 王进欣

(江苏师范大学 地理测绘与城乡规划学院, 江苏 徐州 221116)

摘要: [目的] 厘清不同人类活动强度下水-碳生态服务功能匹配的时空演化特征, 揭示其分区响应规律与作用机制, 为推动区域水碳协同发展提供理论指导。[方法] 基于综合指标加权与相关性分析方法, 量化 1990—2020 年黄泛区人类活动强度和水碳权衡/协同关系的时空变化特征, 并构建人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配响应分区模型, 识别二者的耦合格局与分区动态。进一步采用偏最小二乘结构方程模型从低和中等、高两类人类活动强度区出发, 系统揭示水-碳生态服务功能匹配的差异化响应路径与主导机制。[结果] (1) 黄泛区呈现“多核—过渡—边缘”式的人类活动强度梯度结构, 表现为“动态扩散与局部回退并存”的时空演化格局, 尤以郑州市区为代表的城市核心区扩散显著; 1990—2020 年人类活动强度呈现持续增强且向高等级迁移的动态过程, 高强度区域在 2000—2010 年增幅达 0.34%。(2) 1990—2000 年产水-固碳服务对发生由权衡向协同的关键转变, 强协同区域的面积占比由 2% 增至 11%; 2000—2020 年产水-固碳服务对始终以空间协同为主。(3) 2010—2020 年中等、高强度人类活动背景下的水-碳生态服务功能匹配响应区面积占比显著上升, 除高强度—协同区外, 其他类型均有增长, 增幅分别为 0.06% (高强度—权衡区), 0.57% (中等强度—权衡区) 和 0.55% (中等强度—协同区), 主要由 2010 年的无响应区和低强度控制区转化而来。(4) 1990—2020 年低人类活动强度控制区内人类活动强度对水-碳生态服务功能匹配的总效应自 2010 年起为负 (2010 年、2020 年分别为 -0.129, -0.233), 表明人类活动整体显著促进水碳协同; 中等、高人类活动强度控制区的总效应 (显著) 在 2000—2020 年依次为 0.235, 0.158, 0.188, 虽自 2010 年起, 间接效应对其略有缓冲但仍未逆转总体的权衡趋势。2010 年与 2020 年, 各强度分区中人类活动强度的主导观测因子均为农业、工业和生活用水量, GDP 密度、人口密度紧随其后。[结论] 人类活动强度显著影响黄泛区水碳权衡/协同关系的演化路径, 中高强度干扰下权衡区扩张加剧, 需加强用水行为和社会经济因素的协同管理以实现生态协同。

关键词: 人类活动强度; 生态系统服务; 水碳耦合; 偏最小二乘结构方程模型; 时空关联

中图分类号: X171.1; X24

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2026)03-0277-12

Spatiotemporal correlation characteristics between human activity intensity and water-carbon ecosystem service function matching in Yellow River Floodplain over past 30 years

Huang Xiaoyu, Wang Xinyu, Wang Jinxin

(School of Geography, Geomatics and Planning, Jiangsu Normal University, Xuzhou, Jiangsu 221116, China)

Abstract: [Objective] This study aims to clarify the spatiotemporal evolution characteristics of water-carbon ecosystem service function matching under different human activity intensities, reveal their zoning response patterns and mechanisms of action, and provide theoretical guidance for promoting regional water-carbon synergistic development. [Methods] Based on comprehensive indicator weighting and correlation analysis methods, this study quantified the spatiotemporal variation characteristics of human activity intensity (HAI) and

收稿日期: 2025-07-15

修回日期: 2025-08-17

接受日期: 2025-09-08

资助项目: 国家自然科学基金项目“苏北海岸带盐沼甲基供体及其前体成分的空间分布和对甲烷排放的影响”(31870455)

第一作者: 黄霄宇(2001—), 女, 江苏徐州人, 硕士研究生, 研究方向为生态系统服务。E-mail: huangxy2626@163.com

通信作者: 王进欣(1971—), 男, 河北张家口人, 教授, 博士, 主要从事海岸带湿地生态过程及环境效应研究。E-mail: yujianw7125@163.com

<https://stbeyj.publish.founderss.cn>

the trade-off/synergy relationships between water yield (WY) and carbon sequestration (CS) in the Yellow River Floodplain (YRFP) from 1990 to 2020, and constructed an HAI-water-carbon ecosystem service function matching response zoning model to identify their coupling patterns and zoning dynamics. Furthermore, partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM) was applied to areas with low, medium, and high levels of HAI to systematically reveal the differentiated response pathways and dominant mechanisms of water-carbon ecosystem service function matching. [Results] (1) The YRFP exhibited a “multi-core-transition-periphery” gradient structure of HAI, forming a spatiotemporal evolution pattern characterized by “the coexistence of dynamic expansion and local regression”, with the core urban areas, especially in Zhengzhou, showing prominent expansion. From 1990 to 2020, HAI exhibited a continuous increase and a dynamic shift toward higher levels, with high-intensity areas increasing by 0.34% between 2000 and 2010. (2) From 1990 to 2000, a key transition from trade-off to synergy occurred between WY and CS services, with the proportion of areas showing strong synergy increasing from 2% to 11%. From 2000 to 2020, spatial synergy remained the dominant mode of interaction. (3) From 2010 to 2020, the area proportion of water-carbon ecosystem service function matching response zones under medium and high HAI increased significantly. Except for the high-intensity-synergy zone, all other types expanded, with increase rates of 0.06% (high-intensity-trade-off zone), 0.57% (medium-intensity-trade-off zone), and 0.55% (medium-intensity-synergy zone), primarily converted from no-response zones and low-intensity control zones in 2010. (4) From 1990 to 2020, in low-HAI control zones, the total effect of HAI on water-carbon ecosystem service function matching turned negative from 2010 onward (-0.129 in 2010, -0.233 in 2020), indicating that human activity significantly promoted WY-CS synergy. In medium- and high-HAI control zones, the total effects (significant) between 2000 and 2020 were 0.235, 0.158, and 0.188, respectively. Although indirect effects slightly mitigated them after 2010, they did not reverse the overall trade-off trend. In both 2010 and 2020, the dominant observed factors of HAI across all intensity zones were agricultural, industrial, and domestic water consumption, followed by GDP density and population density. [Conclusion] HAI significantly influences the evolution pathways of WY-CS trade-off/synergy relationships in the YRFP. Under medium- and high-intensity disturbances, trade-off zones have expanded considerably. Therefore, strengthening the coordinated management of water use behaviors and socioeconomic factors is critical for achieving ecological synergy.

Keywords: human activity intensity; ecosystem services; water-carbon coupling; partial least squares structural equation modeling; spatiotemporal correlation

城市扩张、人口增长和密集的经济活动为陆地表层生态系统带来日趋巨大的压力,生态环境问题也随之日渐突出^[1]。人类活动是生态环境演变的重要驱动力之一^[2],人类活动强度(Human Activity Intensity, HAI)被用来量化人类生产建设活动对某一空间范围内自然环境产生干扰作用的程度^[2-3]。目前,HAI的量化方法已由传统的统计分析转向空间化分析。HAI的空间化分析主要包括直接和间接评估两方面。一是基于人类活动压力进行自身评估而提出的综合指标加权分析法^[4]、人类足迹指数法^[5]、生态足迹指数法等^[6];二是由人类活动引起的自然环境响应变化评估,如土地利用类型变化法^[7]、生态系统服务变化法^[8]和多状态因子变化法等^[9]。其中,综合指标法可结合研究区特征灵活选取指标并调整权重,为生态调控提供有力支撑。因此,采用该方法量

化HAI有助于科学评估其对生态环境演变的作用,是实现人地关系协调发展的前提。

生态系统服务(Ecosystem services, ESs)是人类直接或间接从生态系统中得到的惠益^[10]。不同ESs之间往往呈高度非线性关系^[11],即ESs权衡/协同关系。产水服务(WY)与固碳服务(CS)分别代表生态系统的供应服务与调节服务,在支撑人类福祉与应对气候变化中具有关键作用。但在以水换碳、人类活动及气候变化等多重影响下,WY与CS的供应匹配问题日益成为ESs权衡研究热点。现有研究主要集中在方法多样化^[12]、多尺度分析^[13]和驱动机制探讨^[14]三方面。该匹配反映了WY与CS在空间和功能上的协同或权衡状态。权衡指生态系统中水资源供给(WY)与植被碳汇功能(CS)因资源竞争或环境条件限制导致此消彼长,协同则为二者在空间上同

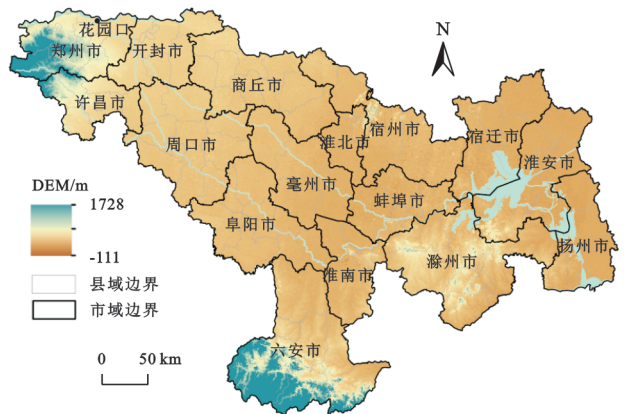
步增强。本研究以权衡/协同程度作为水-碳生态服务功能匹配度的核心分类标准。随着城镇化进程加快,人类活动对生态系统干扰增强,生态空间大量转为建设用地,陡坡开荒以及农业、工业和生活用水需求激增,加剧了WY-CS权衡。Yang等^[15]指出,这种影响在未来将持续扩展并呈现梯度与长期演变特征。目前少有研究将HAI与水-碳生态服务功能匹配视为同等重要的范畴进行综合分析,未能基于二者的耦合结果进行生态分区以增强研究的实用性^[3]。此外,HAI作为驱动机制对水-碳生态服务匹配的影响研究尚不充分,多限于单一人类活动因素或结合自然因素^[16],且缺乏影响程度的量化分析。部分研究显示,人类活动相关因子通过影响ESs间接调控水碳匹配^[17],但影响路径仍未被详细刻画。因此,基于结构方程模型探讨HAI与水-碳生态服务功能匹配的时空关联机制,尤其考虑中介效应,成为亟待突破的方向。当前亦无研究聚焦HAI不同梯度下水-碳生态服务功能匹配的差异响应,难以为区域针对性生态管理和政策制定提供依据^[15]。因此,深入揭示不同HAI背景下WY-CS权衡/协同关系的响应差异,是探究二者时空关联的关键。

全国范围内,人类活动与ESs的矛盾存在显著区域差异,不同地区因自然环境、资源禀赋和发展模式差异而呈现多样化的人地关系格局。作为中东部农业与工业并重区,黄泛区兼具生态与经济的双重敏感性:一方面,该区域在20世纪30年代末因花园口决堤而成,早期生态环境遭到严重破坏,以水域、沼泽和沙荒地为主;1951年后逐步修复为以耕地为主的景观;另一方面,在保障国家粮食安全和推动区域经济发展中作用突出。近年来,随着城镇化和工业化进程加快,黄泛区HAI持续上升,水碳协同受到显著破坏。由此,黄泛区既是全国人地矛盾的缩影,又因独特的历史演变与功能定位,成为研究人类活动与水-碳生态服务功能匹配关系的典型案例。基于此,本文通过构建人类活动强度—水-碳生态服务功能匹配响应分区模型,揭示1990年、2000年、2010年、2020年不同HAI分级对水-碳生态服务功能匹配的影响路径,旨在探讨:(1)HAI,WY-CS权衡/协同程度及二者关联分区的时空变化特征;(2)不同HAI背景下的水-碳生态服务功能匹配响应机制。研究结果可为黄泛区不同HAI下的水碳协同发展提供精细化的分区管理建议,并为黄泛区及其所在流域生态保护与高质量发展以及生态文明建设的落实提供科学依据。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

1938年6月,河南省郑州市附近花园口决堤,黄河水改道泛滥,一路沿贾鲁河入颍河汇入淮河,另一支沿涡河注入淮河,淹没河南、安徽、江苏3省44县,形成了如今的黄泛区^[18]。依据花园口事件涉及的44个县所在的完整市级行政单元,本文将黄泛区重新划分为3省16市114区县(东经112°42′—119°26′,北纬31°01′—35°01′),总面积约为 $1.38 \times 10^5 \text{ km}^2$ (图1)。近年来,随着人口压力加大、农业开发强度上升与城市用地扩张,人类对生态系统的干扰持续增强,进一步加剧了黄泛区ESs失衡,尤其是WY与CS之间的冲突。因此,科学量化、识别与分析HAI与水-碳生态服务功能匹配的时空关联,成为未来实现人地系统协同管理与可持续发展的关键。



注:底图采用自然资源部标准地图制作,审图号为GS(2023)2767号,对底图边界无修改,下同。

图1 研究区概况图

Fig. 1 Overview of study area

1.2 数据来源

本文的研究数据主要由栅格数据和矢量数据两部分组成,数据来源如下:(1)1990年、2000年、2010年和2020年的土地利用/土地覆盖(LULC)数据源于Yang等^[19]提供的数据集;(2)潜在蒸散发数据源于国家地球系统科学数据中心(<https://www.geodata.cn>);(3)根系限制层深度参考文献(<https://doi.org/10.1038/s41597-019-0345-6>);(4)植物可用含水量源于世界土壤信息(<https://www.isric.org>);(5)夜间灯光、人口密度数据、GDP密度数据、降水数据、归一化植被指数(NDVI)、流域、河流数据均源于资源环境科学数据平台(<https://www.resdc.cn>);(6)农业、工业和生活用水量参考中国统计年鉴(<https://www.cnki.net>);(7)碳库数据参考相关文献,WY生物物理表参考粮食和农业组织(FAO)。以上所有数据

均利用 ArcMap 10.3 软件重采样至 1 km 网格大小并投影到 WGS_1984_UTM_Zone_50N。

2 研究方法

2.1 人类活动强度量化模型

首先,参照现有关于 HAI 的综合指标加权分析研究^[4],从人类活动的“原因—行为—后果”三层次出发,综合考虑社会经济活动维度(夜间灯光数据、人口密度和 GDP 密度)、土地利用干扰维度(建设用地和耕地占比)、生态响应维度(NDVI)和资源消耗维度(农业、工业和生活用水量),选取 7 个人类活动影响因子表征黄泛区的 HAI。其次,为综合体现各因子的作用,需要赋予相应的权重。当前的权重赋值主要包括主观赋权法和客观赋权法:前者主要包括层次分析法

(AHP)和专家打分法依赖经验判断权重,易受主观因素影响,尤其在多指标区域分析中,可能降低评价客观性。为降低人为干扰,本文采用客观赋权法中的熵权法确定 1990—2020 年 7 个人类活动影响因子的综合权重(表 1)。结果显示,NDVI 等生态响应类指标及耕地占比等相对低强度的土地利用干扰类指标权重较低,其余指标权重较高,体现了各类指标在综合评价体系中的功能定位与合理分工,进一步验证了指标体系设计的科学性与稳定性。最后,将四期人类活动影响因子加权叠加,得到最终的 HAI,其公式如下:

$$I_{\text{HAI}} = \sum_{j=1}^n X_j \times A_j \quad (1)$$

式中: I_{HAI} 为人类活动强度; X_j 为人类活动影响因子 j 的标准化结果; A_j 为人类活动影响因子 j 的权重。

表 1 人类活动强度的指标权重

Table 1 Indicators and weights of human activity intensity

| 数据 | 描述 | 单位 | 指标性质 | 权重 |
|-------------|--------------------------|--------------------|------|-------|
| 夜间灯光数据 | 与社会经济水平正相关 | — | 正 | 0.131 |
| 人口密度 | km 网格内的人口空间分布状况 | 人/km ² | 正 | 0.141 |
| GDP 密度 | km 网格内的 GDP 空间分布状况 | 亿元/km ² | 正 | 0.172 |
| 建设用地占比 | km 网格内建设用地总面积与用地总面积之比 | km ² | 正 | 0.347 |
| 耕地占比 | km 网格内耕地总面积与用地总面积之比 | km ² | 正 | 0.046 |
| NDVI | 准确反映地表植被覆盖状况 | — | 负 | 0.004 |
| 农业、工业和生活用水量 | 采用水配额法对工业、农业和生活用水总量的估算结果 | mm | 正 | 0.159 |

2.2 生态系统服务权衡/协同关系分析

(1) 生态系统服务量化。本文主要采用 InVEST 模型中的年产水量模块和碳储存和封存模块量化 WY 和 CS 供应。根据水热平衡原理,将实际蒸散量和降水量之差视为每个栅格的 WY,具体公式如下:

$$Y_{ij} = \left(1 - \frac{A_{ij}}{P_i}\right) P_i \quad (2)$$

$$\left(\frac{A_{ij}}{P_i} = \frac{1 + \omega_i R_{ij}}{1 + \omega_i R_{ij} + 1/R_{ij}} \quad R_{ij} = \frac{k \times E_0}{P_i}\right)$$

式中: Y_{ij} 为土地利用类型 j 中第 i 个像元的年产水量; P_i 为第 i 个像元的年降水量; A_{ij} 为土地利用类型 j 中第 i 个像元的年实际蒸散量; R_{ij} 为土地利用类型 j 中第 i 个像元的无量纲干燥指数; ω_i 为第 i 个像元的自然气候-土壤系数; k 为作物蒸散系数; E_0 为参考作物蒸散量。

根据不同土地利用类型 C_{above} 、 C_{below} 、 C_{dead} 和 C_{soil} 的平均碳密度乘以各地类的面积确定各碳库碳储量,其碳储量之和为 C_{tot} ,具体公式如下:

$$C_{\text{tot}} = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{soil}} + C_{\text{dead}} \quad (3)$$

式中: C_{tot} 为总碳储量; C_{above} 为地上碳储量; C_{below} 为地下碳储量; C_{dead} 为凋亡碳储量; C_{soil} 为土壤碳储量。参

照相关研究修正黄泛区各碳库碳密度^[13]。按照耕地、林地、灌木、草地、水域、裸地和不透水面的顺序, C_{above} 分别为 4.5, 5.1, 2.0, 2.7, 0.6, 0.1, 0.1 t/hm²; C_{below} 分别为 0.9, 1.0, 0.5, 0.5, 79, 0, 0 t/hm²; C_{dead} 分别为 0.6, 4.0, 2.5, 0.2, 0, 0, 0 t/hm²; C_{soil} 分别为 71, 4.2, 2.6, 43, 81.1, 53.3, 60 t/hm²。

(2) Pearson 相关性分析。相关性分析方法普遍被用于定量分析 ES 权衡/协同关系的强度和方向上^[20]。首先建立网格大小为 1 km 的渔网,将 ESs 的栅格数据赋值至点,定量分析 4 个时期下 WY 与 CS 之间的权衡/协同关系。Pearson 相关性分析方法在 R 语言中用“corrplot”包实现。

(3) 双变量空间自相关分析。为了弥补传统的相关性分析无法明确 ES 关系之间空间异质性的不足,采用 GeoDa 软件进行双变量空间自相关分析将 ES 关系的时空分布可视化。通过双变量局部空间关联指数(LISA)聚类图来表达 ESs 间的局部相关性。在 LISA 图中可将 HH(High-High)、LL(Low-Low)、HL(High-Low)、LH(Low-High) 4 种集聚方式定义为 4 种不同程度的权衡和协同类型,即 HH—强协同、LL—弱协同、LH—弱权衡、HL—强权衡。

2.3 人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配响应分区模型构建

利用自然间断点法将四期 HAI 以 2020 年的 HAI 为标准,划分为低强度、中低强度、中强度、中高强度、高强度共 5 个等级,分别赋值为 0,1,2,3,4,分数越高,HAI 越强;将 WY 与 CS 的 4 种不同程度的权衡/协同

类型和不相关结果,即不相关、HH—强协同、LL—弱协同、LH—弱权衡、HL—强权衡,分别赋值为 0,1,2,3,4,分数越高,WY-CS 权衡程度越强,越不匹配。最终通过栅格计算器叠加四期 HAI 和 WY-CS 权衡/协同的赋值结果,在黄泛区划分出 7 种与人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配的响应分区(表 2)。

表 2 人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配响应分区原则

Table 2 Zoning principles for matching response of human activity intensity-water-carbon ecosystem service functions

| 划分原则(HAI-WY-CS 权衡/协同程度) | 响应等级 | 类型 | 含义 |
|-------------------------|------|--------------|-------------------------|
| 4-3,4-3 | 7 | 高人类活动强度—权衡区 | 高人类活动强度和水碳权衡耦合,响应等级高 |
| 3-4,3-3 | | | |
| 4-2,4-1 | | | |
| 3-2,3-1 | 6 | 高人类活动强度—协同区 | 人类活动强度高、水碳协同,响应等级高 |
| 2-4,2-3 | | | |
| 2-2,2-1 | 5 | 中等人类活动强度—权衡区 | 较高人类活动强度和水碳权衡耦合,响应等级中等 |
| 1-4,1-3 | | | |
| 0-4,0-3 | 4 | 中等人类活动强度—协同区 | 人类活动强度较高、水碳协同,响应等级中等 |
| 1-2,1-1 | | | |
| 0-2,0-1 | 3 | 低人类活动强度—权衡区 | 人类活动强度低、水碳权衡,响应等级低 |
| X-0 | | | |
| | 2 | 低人类活动强度—协同区 | 人类活动强度低、水碳协同,响应等级低 |
| | 1 | 无响应区 | 没有明显的权衡/协同聚集,对人类活动强度无响应 |

2.4 不同人类活动强度背景下水碳权衡/协同的驱动机制

在高度城市化背景下,HAI 持续增强,进一步加剧了 WY-CS 权衡。因此,有必要明确 HAI 通过 WY 和 CS 的中介路径对水-碳生态服务功能匹配的影响方向与强度,为人地协调背景下实现水碳协同提供科学依据。鉴于本研究侧重探讨 HAI 间接影响水-碳生态服务功能匹配的可能路径,属于探索性而非验证性研究,故选用 PLS-SEM 模型以揭示其作用机制和影响路径。PLS-SEM 模型可处理复杂结构模型,通过偏最小二乘回归以观测变量解释潜变量,分析潜变量间的关联。相比传统回归,其放宽了多元正态分布假设,允许数据集存在多重共线性^[21]。该模型由测量潜变量和观测变量之间关系的测量模型(外部模型)和揭示内生、外生变量因果关联的结构模型(内部模型)两部分构成。结构模型和测量模型的公式如下:

$$x = \Lambda_x m + \delta \tag{4}$$

$$y = \Lambda_y n + \epsilon \tag{5}$$

$$n = Pn + \lambda m + \zeta \tag{6}$$

式中: x 为外生观测变量; y 为内生观测变量; Λ_x 为从 m 到 x 的因子载荷矩阵; Λ_y 为从 n 到 y 的因子载荷矩阵; δ 和 ϵ 为残差向量; n 为内生潜变量; m 为外生潜变量; P 为不同 n 之间的回归路径系数; λ 为回归路径系

数; ζ 为残差向量。

由于潜变量不可观测,观测变量的选取对其解释至关重要。研究表明,不同 HAI 梯度下的土地利用特征差异显著,中、高 HAI 区栅格多为建设用地覆盖。在 SEM 框架中,观测变量需具备足够方差以有效估计路径关系,耕地与建设用地占比因方差不足在本研究中被剔除。然后选择夜间灯光数据、人口密度、GDP 密度、NDVI 和农业、工业和生活用水量 5 个指标作为 HAI 的观测变量;WY 供应量作为产水服务的唯一观测变量;CS 供应量作为固碳服务的唯一观测变量;WY-CS 权衡/协同程度作为水-碳生态服务功能匹配的唯一观测变量。PLS-SEM 模拟在 R 语言中用“plspm”包实现。

PLS-SEM 模型的自验证主要基于 Cronbach's α , CR, AVE 和 VIF 4 个指标(表 3)。其中,Cronbach's α , CR 和 AVE 用于检验模型的信度与效度,一般认为 Cronbach's $\alpha > 0.60$, CR > 0.65 , AVE > 0.45 表示模型具备较高可信度^[22]。本研究中,Cronbach's α 均达标,CR 值除个别年份略低外整体 > 0.6 ,符合探索性研究标准;在 CR > 0.6 前提下,AVE 略低于 0.5 也可接受^[23]。此外,结构模型中 VIF 最大值为 7.473,低于推荐阈值 10^[24],说明共线性在可接受范围内。综上,模型具有较强的信度、效度与稳定性。在外部性验证方面,通过双变量 Moran's I 检验模型预测值

(水-碳生态服务功能匹配得分)与观测值(WY-CS 权衡/协同程度)的空间一致性,结果表明二者显著正相关,空间聚集特征一致(表3),说明模型预测结果与实际相符,外部适应性良好。

表3 HAI变量PLS模型拟合结果及水-碳生态服务功能匹配预测的外部性验证

Table 3 PLS model fitting results of HAI variables and external validation of water-carbon ecosystem service function matching predictions

| 年份 | 分区 | Cronbach's α | CR | AVE | Moran's I |
|------|------|---------------------|-------|-------|-----------|
| 1990 | 2~3区 | 0.708 | 0.620 | 0.291 | 0.405** |
| | 4~7区 | 0.762 | 0.887 | 0.746 | 0.644** |
| 2000 | 2~3区 | 0.754 | 0.703 | 0.351 | 0.793** |
| | 4~7区 | 0.659 | 0.885 | 0.763 | 0.568** |
| 2010 | 2~3区 | 0.764 | 0.666 | 0.474 | 0.846** |
| | 4~7区 | 0.659 | 0.885 | 0.763 | 0.477** |
| 2020 | 2~3区 | 0.750 | 0.675 | 0.488 | 0.837** |
| | 4~7区 | 0.633 | 0.857 | 0.716 | 0.710** |

注:除HAI外其他潜变量值均为1;**表示在0.01水平上显著。

3 结果与分析

3.1 人类活动强度时空变化特征

从空间分布来看,黄泛区呈现“多核—过渡—边缘”式的HAI梯度结构(图2)。其中,“多核”区为

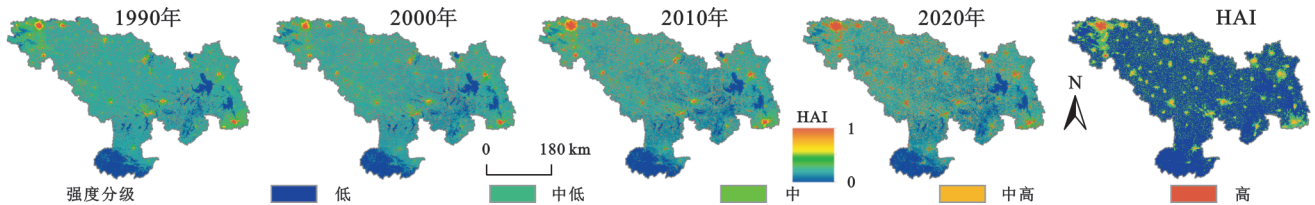


图2 1990—2020年HAI的时空分布特征

Fig. 2 Spatiotemporal distribution characteristics of HAI (1990—2020)

表4 1990—2020年黄泛区各级人类活动强度面积占比

Table 4 Area proportion of different human activity intensity levels in Yellow River Floodplain (1990—2020)

| 年份 | 低强度 | 中低强度 | 中强度 | 中高强度 | 高强度 |
|------|-------|------|-------|------|------|
| 1990 | 89.47 | 2.74 | 7.38 | 0.34 | 0.08 |
| 2000 | 86.29 | 3.07 | 10.00 | 0.57 | 0.06 |
| 2010 | 80.39 | 6.77 | 11.37 | 1.08 | 0.40 |
| 2020 | 78.62 | 5.82 | 13.39 | 1.79 | 0.39 |

3.2 WY-CS关系的时空变化特征

1990—2020年黄泛区WY与CS呈现明显的时空异质性(图3)。空间上,WY格局变化大,CS则基本稳定。具体而言,WY的高值区主要分布在淮河以南、大别山以北地区,其他区域包括以淮河、洪泽湖为主的河湖水系为WY低值区;CS的低值区主要集中在黄泛区南部的大别山区,高值区则沿河湖水系

HAI高值区,集中于建设用地密集的城市区域,如河南省郑州市,人口密度高、土地利用强度大、经济发展快;“过渡”区多位于HAI高值区(城市核心区)周边,是由高值区向低值区逐渐衰减的区域。这些区域虽以耕地为主,但人类活动依然较活跃,属于典型的城乡过渡带和高强度农业活动区,受城市辐射、农业开发、外溢人口等多因素叠加影响;“边缘”区为HAI低值区,位于远离城市的平原、水域及高海拔地区,生态干扰较少。整体上,黄泛区以HAI低值区为主,随时间变化城市高HAI区呈现出同心圆式外扩,圈层结构明显,同时部分边缘区HAI略有下降,整体呈“动态扩散与局部回退并存”的时空演化特征。

从时间变化来看,1990—2020年黄泛区HAI呈现持续增强且向高等级迁移的动态过程(表4)。中强度及以上区域占比持续上升,中强度区域从7.38%增至13.39%,中高强度从0.34%增至1.79%,增幅显著;高强度区域在2000—2010年增幅最大(0.34%);中低强度区域以2010年为拐点呈先升后降趋势,2000—2010年增幅明显(3.7%);低强度区域面积持续减少,2000—2010年降幅达5.9%。总体而言,人类活动对生态环境的干扰日益加剧,亟需加强生态保护与合理规划。

分布。时间上,CS均值整体稳定($7.48 \times 10^3 \text{ t/km}^2$ 左右),表明尽管自2000年起实施了退耕还林等生态政策,但其对CS的促进效用存在明显滞后;WY均值则先降后升,从2010年的561 mm上升至727 mm。

WY-CS在1990—2020年的Pearson相关性分析结果分别为-0.265,0.748,0.447,0.338,均在0.01水平上显著。从1990—2000年、2000—2010年、2010—2020年3个阶段的变化方向来看,WY-CS在1990—2000年先上升并发生由权衡到协同的关键方向转变,然后在后续两阶段均呈下降趋势,但1990—2020年整体呈上升趋势。从强度大小来看,1990年为最强权衡,2000年为最强协同。WY-CS的局部空间自相关通过99%的显著性检验,表明其权衡/协同关系存在显著的局地差异,且1990—2020年整体趋于优化(协同面积占比增加)(图3)。除1990年以权衡为主外,其余三期均呈协同格局。以2000年为例,强协同

(16%)集中于涡河与淮河交界处以南,北部以强权衡(2%)和弱权衡(8%)为主,整体呈协同态势。1990—2020年,强协同占比由2%增至11%,优化趋势明显,其中1990—2000年增幅最为显著(2%增至16%)。

1990—2000年WY-CS由权衡向协同转变,主要源于多项重大政策与工程滞后效应的集中释放。20世纪80年代末至90年代初,黄泛区在贾鲁河、涡河和颍河流域实施河道清淤、建闸蓄水等水利工程,提升防洪与地表径流蓄调能力,对WY的显著提升在数

年后显现。同时,农业优先用水政策扩大了灌区取水规模,逐步提升水资源利用效率与供给稳定性。自1990年起,全国交通基础设施迅速扩张(1990—1999年年均新增公路里程3.6万km)^[25],带动黄泛区交通路网加速完善,增强了水资源跨区域调配能力,优化了WY空间分布。这些政策与工程叠加效应,使流域WY显著提升且CS保持稳定,推动了WY-CS关系转向协同。未来可引入跨学科方法,精细量化退耕还林等政策的滞后效应。

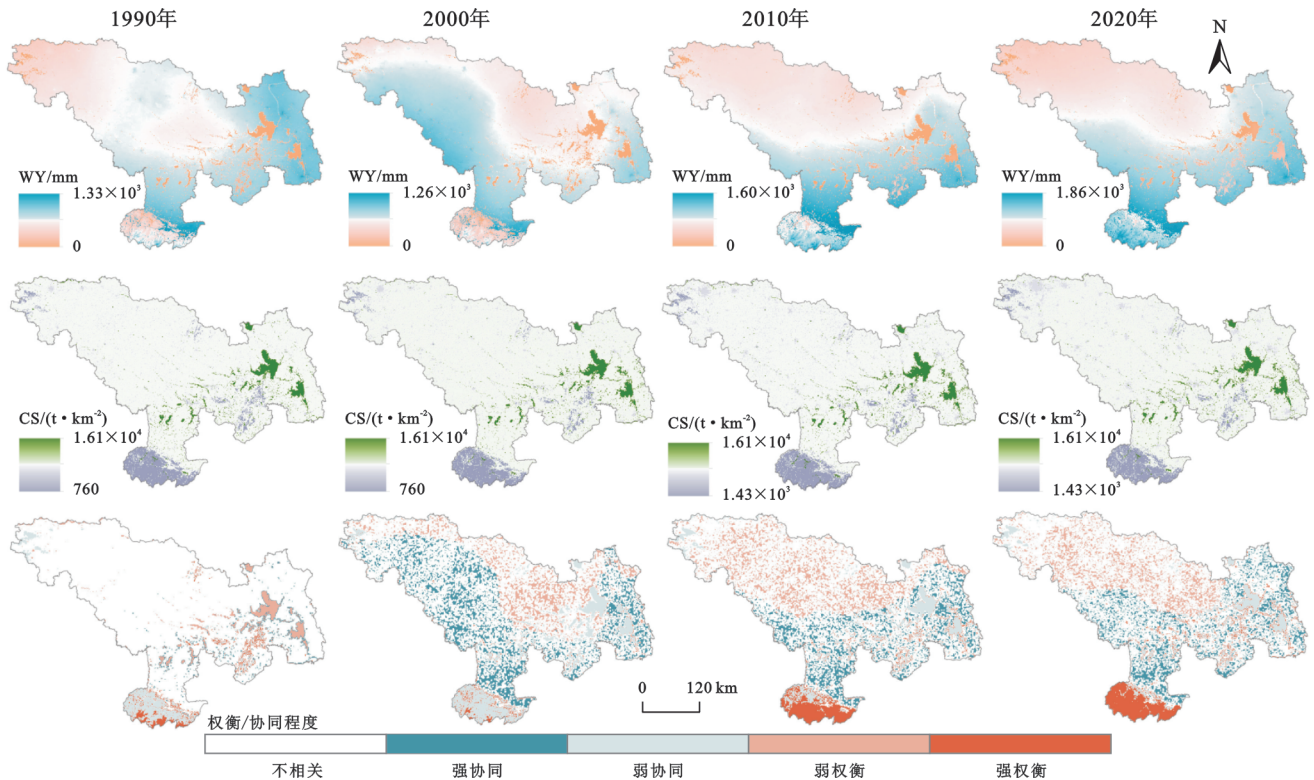


图3 1990—2020年WY, CS和WY-CS的时空分布特征

Fig. 3 Spatiotemporal distribution characteristics of WY, CS, and WY-CS (1990—2020)

3.3 人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配分区的时空分布特征

1990—2020年黄泛区的响应分区空间差异显著(图4)。在低HAI背景下,协同区分布经历明显演变:1990年集中于高海拔山区,占比仅7.37%;2000年扩展至涡河与淮河交界线以南的耕地、林草和水域,占比达25.50%;2010年、2020年整体南移,分布于淮河以南、大别山以北。相较之下,低强度—权衡区1990年多分布在水域,占比仅6.06%;2000—2020年与协同区空间分布大致相反,2010年占比最高(15.93%)。中等和高HAI背景下,1990年协同区与权衡区分布零散,仅在河南郑州、开封及江苏扬州等地出现少量高强度聚集区。2000—2020年中等HAI控制区的空间格局逐渐清晰,分布范围大体与低强度区域类似,但集中于建设用地;高HAI控制区呈点

状聚集,2020年占比达最高值(0.16%)。其中,高强度—协同区集中于郑州市中心城区,而高强度—权衡区则集中于安徽阜阳、蚌埠及江苏淮安、扬州等城市的中心城区。

随着时间推移,各响应分区频繁转化,主要集中在无响应区和低HAI控制区(图5)。1990年无响应区面积占比高达86.11%,至2000年骤降至65.20%,此后基本稳定。低HAI背景下,2000年权衡区和协同区占比分别增至8.88%和25.50%。此外,中等、高HAI控制区除高强度—协同区外,整体呈上升趋势(图5)。特别是2010—2020年,匹配响应区的面积占比除高强度—协同区外,其余3类区域均显著增长,增幅分别为0.06%(高强度—权衡区),0.57%(中等强度—权衡区)和0.55%(中等强度—协同区),主要由2010年的无响应区和低HAI控制区转化而来。

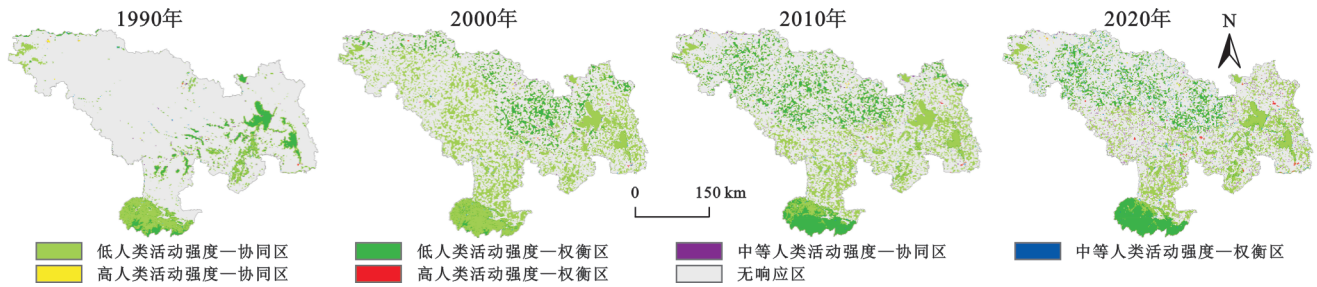


图 4 1990—2020年人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配响应分区的时空分布特征

Fig. 4 Spatiotemporal distribution characteristics of human activity intensity-water-carbon ecosystem service function matching response zoning (1990—2020)

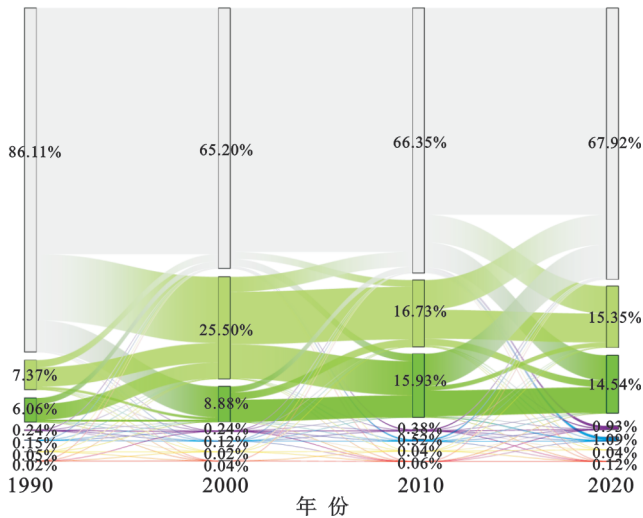


图 5 1990—2020年不同人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配响应分区的桑基图

Fig. 5 Sankey diagram of water-carbon ecosystem service function matching response zoning under different human activity intensity levels (1990—2020)

3.4 不同人类活动强度下 WY-CS 权衡/协同的驱动机制

在低 HAI 背景下(图 6), HAI 对 WY-CS 直接影响的路径系数在 2010 年达到峰值后呈下降趋势, 且始终为负; 除 1990 年外, 2000—2020 年 WY 与 CS 的增加均有助于水碳协同。“HAI→WY→WY-CS”路径中, HAI 通过产水服务的间接效应分别为 $-0.018, 0.325, -0.146, 0.095$, 呈波动上升趋势; “HAI→CS→WY-CS”路径中, 通过固碳服务的间接效应分别为 $0.394, 0.038, 0.075$ 和 -0.204 , 呈波动下降趋势。两路径的总间接效应依次为 $0.376, 0.363, -0.071$ 和 -0.109 , 自 2010 年起转为负值, 表现出持续下降趋势。结合直接效应分析, 自 2010 年起 HAI 总体上显著促进了水碳协同(1990—2020 年依次为 $0.084, 0.303, -0.129$ 和 -0.233)。HAI 的观测指标分析显示, 除 2000 年外, 其余年份中 NDVI 始终为负向指标。1990 年和 2000 年 NDVI 为主导变量, 但作用方向相反; 2010 年和 2020 年则以农业、工业和生活用水量为主导变量。

在中等、高 HAI 背景下(图 7), HAI 对 WY-CS

的直接影响路径系数总体呈波动上升趋势, 方向始终为正。仅 2020 年表现出 WY 和 CS 同步促进水碳协同, 其余年份二者关系表现为此消彼长。“HAI→WY→WY-CS”路径中, HAI 的间接效应依次为 0.003 (不显著), $0.068, -0.012, 0.008$, 呈波动上升趋势; “HAI→CS→WY-CS”路径的间接效应为 0.011 (不显著)、 $-0.039, 0.002$ (不显著)和 -0.014 , 呈波动下降趋势。二者的总间接效应为 $0.029, -0.012$ 和 -0.006 (2000—2020 年均显著), 呈先降后升趋势, 自 2010 年起为负效应。“HAI→WY-CS”的总效应在 1990 年不显著, 其余年份均表现为正向(2000—2020 年依次为 $0.235, 0.158, 0.188$), 即 HAI 的增强显著加剧了水碳权衡。尽管 2010 年、2020 年的间接路径在一定程度上削弱了总效应, 但仍未逆转其强化水碳权衡的趋势。观测指标方面, 1990 年 HAI 的主导变量为人口密度, 2000—2020 年的则以农业、工业和生活用水量为主, NDVI 在各年均均为唯一负向变量。

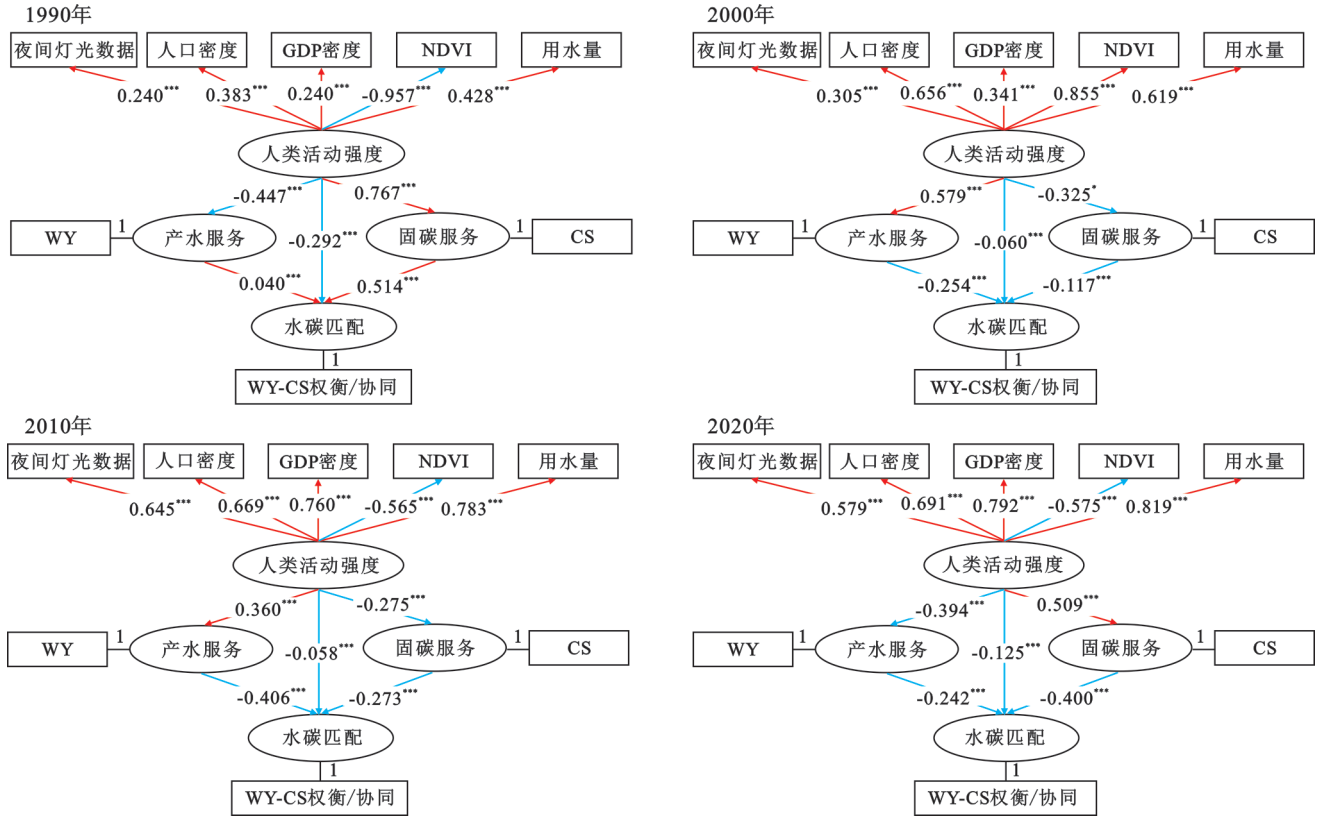
4 讨论

4.1 人类活动强度背景下水-碳生态服务功能匹配响应分区的动态演化特征

黄泛区 HAI 背景下水-碳生态服务功能匹配响应分区的动态演化特征表明, 区域协同潜力与生态风险共存。分区演化既包括由无响应区向低 HAI 控制区的转化, 也包括无响应区、低 HAI 控制区向中高 HAI 控制区的大面积扩张, 反映出人地关系逐步由“自然主导”向“人类主导且逐步增强”演变, 尤其在城乡交界、建设用地扩展明显的 HAI 的“过渡”区, 这一转变最为显著。1990—2020 年权衡区面积显著扩张(由 6.23% 增至 15.75%), 协同区占比则呈波动下降趋势。尤其是在高 HAI 控制区, WY-CS 协调性下降、权衡关系加剧(图 5)。这一趋势虽主要反映 HAI 与水-碳生态服务功能匹配分区之间的相关性, 但结合已有研究^[26-27], 人类活动带来的生态压力、景观破碎与系统退化可能是协同能力下降的重要成因。这

也预示着在人类活动持续强化的背景下,黄泛区生态压力正在累积。该因果机制已通过 PLS-SEM 模型得到验证。尽管 Zhao 等^[27]指出人类活动的积极干预有助于提升协同服务能力,但本研究中高 HAI 控制区的协同关系提升有限,这一潜力尚未充分体现。

综上,水-碳生态服务功能匹配响应分区的演化趋势表明黄泛区生态系统稳定性和韧性面临潜在削弱,高 HAI 控制区尤为突出。若缺乏针对性的人类活动调控与生态补偿机制,水碳协同潜力将难以有效释放,局部生态系统功能也将持续退化。



注: *表示在 0.05 水平上显著; **表示在 0.01 水平上显著; ***表示在 0.001 水平上显著, 下图同。

图 6 1990—2020 年低人类活动强度背景 (响应等级: 2—3) 下水-碳生态服务功能匹配响应的 PLS-SEM 路径图

Fig. 6 PLS-SEM path diagrams of water-carbon ecosystem service function matching response under low human activity intensity (response level: 2—3) (1990—2020)

4.2 人类活动强度对水-碳生态服务功能匹配的调控机制及系统响应

首先, 本文揭示了综合 HAI 对水-碳生态服务功能匹配的显著阈值效应及其非线性调控路径。尽管 Zhang 等^[28]指出单一人类活动指标与 ES 权衡间呈倒“U”型关系, 但缺乏对阈值形成机制的定量分析, 也未刻画多因子综合作用下的路径过程。本研究通过整合社会经济活动、土地干扰、生态响应和资源消耗四维度构建综合 HAI 指标, 并分解直接与间接效应, 发现低 HAI 区以自然过程为主导, 适度人类活动可提升资源调配效率和协同潜力 (如农田灌溉兼顾水资源调配效率与碳固定); 而在中等、高 HAI 控制区, 干扰强度突破生态阈值后, 进一步压缩水资源供给, 导致 CS 补偿受限, 形成非线性调控格局。进一步分析表明, 中等、高 HAI 控制区存在由资源竞争和环境约束耦合导致的水碳权衡固化机制。具体而言, 在 1990—2010 年的中等、高 HAI 控制区, WY 或 CS 的

提升往往以牺牲另一服务为代价, 难以实现水碳协同 (图 7), 其根源在于该区域土地利用方式、用水需求和生态系统承载力之间的矛盾。例如, 城市扩张优先保障 WY, 会抑制 CS 提升; 而大规模植被恢复虽有助于 CS 增加, 却可能因耗水量上升而限制 WY 改善, 从而使权衡状态长期固化。

另外, NDVI 与 HAI 的关系在空间上表现出显著异质性, 并受到区域土地利用与干扰强度等背景条件的调节。现有研究尚未系统比较不同 HAI 区的 NDVI 差异。本文发现, 2000 年 NDVI 与 HAI 在低 HAI 区域呈显著正相关 (外部载荷为 0.855, $r=0.314$), 而在中等、高 HAI 区域则为负相关 (外部载荷为 -0.590, $r=-0.63$), 反映出在高干扰区域, 植被状况与人类活动间可能存在强烈冲突, 而低干扰区域则可能体现为互促效应。

最后, 现有研究强调了服务改善存在“治理—响应”的时滞效应^[29], 但缺乏对过程机制的细化分析。

本研究从以下三方面解释了中等、高 HAI 控制区生态修复效果滞后的多重机制:其一,生态修复需要长期积累才能改善水资源供给与碳固定;其二,高强度开发造成的环境约束需要优先缓解;其三,早期治理目标偏向短期风险缓解(如防洪、供水),对水碳协同

提升作用有限。尽管随着海绵城市、河道生态修复工程建设等系统治理的推进,WY-CS 才在黄泛区的中等、高 HAI 控制区呈现协同发展趋势。但高强度—协同区占比几乎无明显增长(始终低于 0.05%)(图 5),表明滞后效应依然显著。

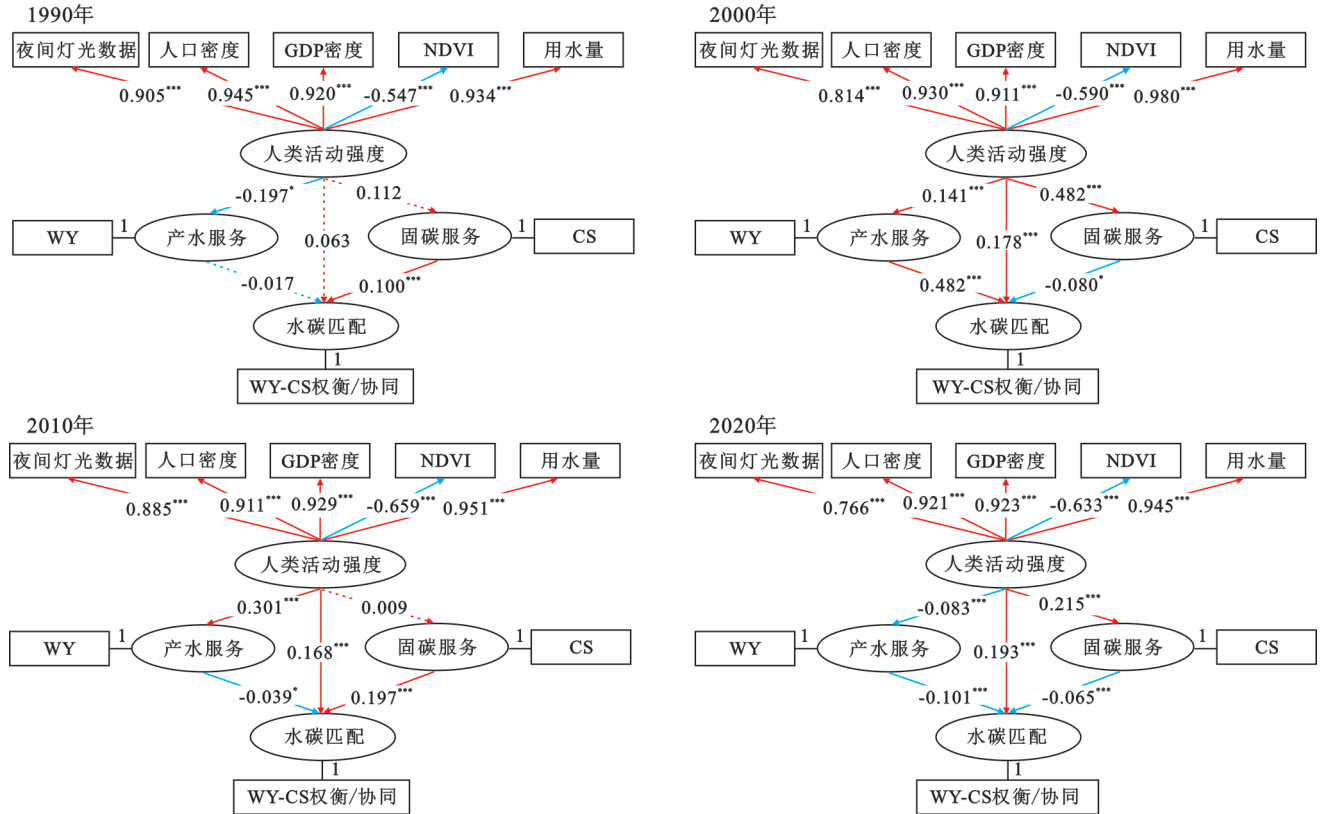


图 7 1990—2020 年中、高人类活动强度背景(响应等级:4—7)下水-碳生态服务功能匹配响应的 PLS-SEM 路径图
Fig. 7 PLS-SEM path diagrams of water-carbon ecosystem service function matching response under medium and high human activity intensity (response levels: 4—7) (1990—2020)

4.3 人类活动类型差异下的土地利用变化中介效应与分区响应优化

尽管本文通过“HAI→WY/CS→WY-CS”的路径分析框架探讨人类活动对水碳匹配的调控机制,但从分区响应格局和土地利用空间耦合结果来看,HAI 与土地利用类型高度相关:中等、高 HAI 控制区主要被建设用地覆盖,低 HAI 控制区则以耕地、林地和水域为主。受 PLS-SEM 模型的限制,耕地与建设用地占比未能作为 HAI 的观测变量直接纳入分析,但人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配的时空分布特征间接反映了土地利用变化在 HAI 影响 ESs 过程中的中介作用。

不同人类活动类型对土地利用的影响路径存在差异。传统开发型活动(如城市扩张、工业集聚)往往通过压缩生态空间、提升建设用地比例,从而抑制 WY 与 CS 供给;而绿色生态型人类活动(如城市绿化、绿色产业集聚)则通过提升生态用地比例,增强服务协同。这表明土地利用变化在干预强度和生态

效应之间起关键传导作用。尽管 HAI 指标体系在多个维度上反映了人类对生态系统的干预强度,但在识别“高强度—高生态效应”型人类活动(如绿色产业)方面仍存在局限。因此,未来应引入能识别土地利用类型转化方向及其生态效应的指标,以更准确表征人类活动类型差异下的土地利用变化中介效应,增强水碳响应的识别力。

以 2020 年中等、高 HAI 控制区路径系数为例,HAI 虽会抑制 WY 供给,但通过土地利用变化对 CS 产生正向间接作用,表明合理干预可优化权衡关系。此类区域以建设用地为主,基于黄泛区水资源压力大、生态用地紧张、城镇扩张快速等现实,干预路径应从“高强度”转向“高质量”。建议应推动绿色生态型人类活动发展,如控制建设用地扩张,引导绿色产业集聚,推动屋顶绿化、城市碳汇林建设,以增强 CS。同时优化用水结构,如推广雨水收集、污水再利用、河道生态修复和节水型产业,减缓 HAI 对 WY 的负效应,推动区域由“高强度—权衡区”向“高强度—协同

区”转变。相较之下,低HAI控制区系统稳定性较强,CS提升效应明显高于对WY的抑制,说明该类区域更适宜通过自然过程优化与生态修复实现水碳协同发展。结合黄泛区仍分布大量耕地、林草地与水体的实际,建议优先采取自然过程导向与生态修复型管理策略:一方面,通过森林恢复、湿地保护、退化草地修复等方式增强碳汇功能;另一方面,推进节水型农业与绿色生活方式,减少对WY的潜在压缩。在维持生态系统高功能状态的同时,提升服务协同程度,推动低HAI区域实现生态友好型水碳协同发展路径。

此外,本研究采用的HAI指标体系虽能反映人类活动对水-碳生态服务功能匹配的影响,但在指标独立性、全面性及资源效率维度存在不足^[30]。导致难以区分不同类型的人类活动及其生态影响,限制了对“高强度—高生态效应”型人类活动的识别。未来应将资源效率作为过程性指标纳入指标体系构建中,以更准确地刻画HAI的空间分异及其对水-碳生态服务功能匹配的复杂调控路径,为区域生态管理提供科学依据。

5 结论

本研究构建了人类活动强度-水-碳生态服务功能匹配的响应分区模型,从空间格局与机制探索两个维度,系统揭示了黄泛区HAI与水-碳生态服务功能匹配的时空关联特征。结果显示:(1)黄泛区整体呈现“多核—过渡—边缘”式的HAI梯度结构,城市主导的圈层扩展与生态边缘回退并存,揭示了高强度干扰下城市化与生态格局的非线性关系。(2)1990—2020年WY与CS关系经历由权衡向协同的关键转变,呈现空间异质性特征,表明政策与工程的滞后效应在水碳协同优化中的作用突出。(3)响应分区空间差异显著且转化频繁,尤其在中等、高强度HAI控制区协同弱化与权衡强化并存,说明不同干扰背景下服务关系呈复杂重构特征,有必要进行不同强度分区下WY-CS权衡/协同驱动机制研究。(4)低HAI控制区自2010年以来,HAI对水碳协同起到促进作用;而中等、高HAI控制区权衡加剧,间接效应难以从根本上逆转权衡趋势。应分区施策:在低HAI控制区,侧重自然过程导向的生态修复与节水型生产生活;在中等、高HAI控制区,应推动绿色生态型人类活动发展,同时优化用水结构,将高强度干扰转向高质量协同发展。

参考文献(References):

[1] 刘福寿,赵锐锋,陈喜东,等.城市扩张与植被变化的时空耦合特征及影响因素:以赣州市为例[J].长江流域资源

源与环境,2025,34(8):1754-1766.

- Liu F S, Zhao R F, Chen X D, et al. Spatiotemporal coupling characteristics and influencing factors of urban expansion and vegetation change: a case study of Ganzhou City[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2025,34(8):1754-1766.
- [2] 柴文雯,贾夏,赵永华,等.黄土高原人类活动强度与植被覆盖的时空关联[J].生态学报,2024,44(15):6708-6721.
- Chai W W, Jia X, Zhao Y H, et al. Spatio-temporal correlation between human activity intensity and vegetation cover on the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024,44(15):6708-6721.
- [3] 李久林,雷秋慧,胡大卫,等.长江经济带人类活动强度与生态系统服务价值时空关联特征分析[J].长江流域资源与环境,2024,33(9):1992-2003.
- Li J L, Lei Q H, Hu D W, et al. Characterization of spatial and temporal correlation between human activity intensity and ecosystem service value in the Yangtze River economic zone[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2024,33(9):1992-2003.
- [4] Sun Y X, Liu S L, Shi F N, et al. Spatio-temporal variations and coupling of human activity intensity and ecosystem services based on the four-quadrant model on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Science of the Total Environment, 2020,743:140721.
- [5] Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, et al. The human footprint and the last of the wild[J]. BioScience, 2002,52(10):891.
- [6] Klein-Banai C, Theis T L. An urban university's ecological footprint and the effect of climate change[J]. Ecological Indicators, 2011,11(3):857-860.
- [7] 徐勇,孙晓一,汤青.陆地表层人类活动强度:概念、方法及应用[J].地理学报,2015,70(7):1068-1079.
- Xu Y, Sun X Y, Tang Q. Human activity intensity of land surface: Concept, method and application in China [J]. Acta Geographica Sinica, 2015,70(7):1068-1079.
- [8] Dodds W K, Perkin J S, Gerken J E. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective[J]. Environmental Science & Technology, 2013,47(16):9061-9068.
- [9] Li S C, Zhang Y L, Wang Z F, et al. Mapping human influence intensity in the Tibetan Plateau for conservation of ecological service functions[J]. Ecosystem Services, 2018,30:276-286.
- [10] 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.
- [11] Howe C, Suich H, Vira B, et al. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-

- being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world[J]. *Global Environmental Change*, 2014,28:263-275.
- [12] Zhu Y, Liu J F, Zhang B H. Evaluation and trade-offs/synergies of ecosystem services in Jilin Province[J]. *Scientific Reports*, 2025,15:24873.
- [13] Xia H, Yuan S F, Prishchepov A V. Spatial-temporal heterogeneity of ecosystem service interactions and their social-ecological drivers: Implications for spatial planning and management[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2023,189:106767.
- [14] He L J, Zheng B F, Wan W, et al. Trade-off and synergy of ecosystem services in the Yangtze River economic belt and its driving factors[J]. *Huan Jing Ke Xue*, 2024,45(6):3318-3328.
- [15] Yang Y J, Zhu X X. Distribution and change characteristics of ecosystem services in highly urbanized areas along gradients of human activity intensity: a case study of Shenzhen City, China[J]. *Sustainability*, 2024, 16(6):2543.
- [16] 钟发明,陈竹安.多尺度下人为干扰对长江中游城市群生态系统服务供需的影响[J].*应用生态学报*,2025,36(1):271-283.
- Zhong F M, Chen Z A. Impacts of human disturbances on the supply and demand of ecosystem services in the middle reaches of Yangtze River urban agglomeration across multiple scales[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2025,36(1):271-283.
- [17] An Q M, Yuan X F, Zhang X R, et al. Spatio-temporal interaction and constraint effects between ecosystem services and human activity intensity in Shaanxi Province, China[J]. *Ecological Indicators*, 2024,160:111937.
- [18] 肖倩倩.花园口黄河决堤对黄泛区生态环境的影响[J].*中国历史地理论丛*,2023,38(4):24-35,65.
- Xiao Q Q. The impact of the Yellow River's dyke broke in 1938 on ecological environment in the flooded area [J]. *Journal of Chinese Historical Geography*, 2023,38(4):24-35,65.
- [19] 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.
- [20] Karimi J D, Corstanje R, Harris J A. Bundling ecosystem services at a high resolution in the UK: Trade-offs and synergies in urban landscapes[J]. *Landscape Ecology*, 2021,36(6):1817-1835.
- [21] Shen W W, Xiao W Z, Wang X. Passenger satisfaction evaluation model for Urban rail transit: a structural equation modeling based on partial least squares [J]. *Transport Policy*, 2016,46:20-31.
- [22] Zhang Y, She J Y, Long X R, et al. Spatio-temporal evolution and driving factors of eco-environmental quality based on RSEI in Chang-Zhu-Tan metropolitan circle, Central China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 144:109436.
- [23] Lam L W. Impact of competitiveness on salespeople's commitment and performance [J]. *Journal of Business Research*, 2012,65(9):1328-1334.
- [24] Henseler J, Ringle C M, Sinkovics R R. The use of partial least squares path modeling in international marketing [M]. *New Challenges to International Marketing*. Leeds: Emerald Group Publishing Limited, 2009:277-319.
- [25] 岑晏青,周伟.我国公路建设任重道远:美国公路发展历程给我们的启示[J].*交通世界*,2003(4):24-27.
- Cen Y Q, Zhou W. China's highway construction still has a long way to go: insights from the development history of U. S. Highways [J]. *TranspoWorld*, 2003,(4): 24-27.
- [26] Lu Q, Fan H H, Zhang F Q, et al. The dominant role of human activity intensity in spatial pattern of ecosystem health in the Poyang Lake ecological economic zone [J]. *Ecological Indicators*, 2024,166:112347.
- [27] Zhao T, Pan J H, Bi F. Can human activities enhance the trade-off intensity of ecosystem services in arid inland river basins? Taking the Taolai River basin as an example[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 861:160662.
- [28] Zhang Z Y, Tong Z M, Zhang L T, et al. What are the dominant factors and optimal driving threshold for the synergy and tradeoff between ecosystem services, from a nonlinear coupling perspective[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023,422:138609.
- [29] Li Y, Li Y R, Fang B, et al. Impacts of ecological programs on land use and ecosystem services since the 1980s: a case-study of a typical catchment on the Loess Plateau, China[J]. *Land Degradation & Development*, 2022,33(16):3271-3282.
- [30] 金贵,郭柏枢,成金华,等.基于资源效率的国土空间布局及支撑体系框架[J].*地理学报*,2022,77(3):534-546.
- Jin G, Guo B S, Cheng J H, et al. Layout optimization and support system of territorial space: an analysis framework based on resource efficiency [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2022,77(3):534-546.