

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2026.04.005

CSTR:32310.14.stbxb.2026.04.005

王双, 武文杰, 周生辉, 等. 淮河流域生境质量与景观格局的耦合关系及驱动因素[J]. 水土保持学报, 2026, 40(4): 262-275, 291.

Wang Shuang, Wu Wenjie, Zhou Shenghui, et al. Coupling relationship and driving factors of habitat quality and landscape pattern in Huaihe River basin and Haihe River basin[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2026, 40(4): 262-275, 291.

淮河流域生境质量与景观格局的 耦合关系及驱动因素

王双^{1,3,5}, 武文杰³, 周生辉³, 赵晓⁴, 史培军^{1,2,5}

(1. 北京师范大学地理科学学部, 北京 100875; 2. 北京师范大学文理学院地理系, 广东 珠海 519087;

3. 河南大学地理科学与工程学院地理科学学院, 郑州 450046; 4. 暨南大学环境与气候学院, 广州 511443;

5. 北京师范大学地表过程与水土风沙灾害风险防控全国重点实验室, 北京 100875)

摘要: [目的] 探究淮河流域和海河流域生境质量与景观格局的响应状况、区域差异及其影响因素, 为流域的生态差异性保护策略提供理论支撑与科学决策依据。[方法] 选取 2003—2023 年 5 期土地利用数据, 基于 InVEST 模型对流域生境质量评估, 计算景观格局指数, 利用双变量空间自相关法分析二者响应关系与流域间差异, 探究自然地理要素对生境质量空间分异的解释能力。[结果] 1) 淮河(—20 394.68 km²)、海河流域(—13 783.16 km²)的耕地面积大幅缩减, 林地、水域、建设用地面积均增加, 生境质量水平均以较低等级为主且逐期下降, 降幅分别为 6.48% 和 6.55%。2) 淮河、海河流域的生境破碎化逐渐加剧, 地块形状复杂度保持稳定(FRAC_MN 波动<0.003)。淮河流域生境质量与蔓延度(CONTAG)呈正相关, 对地块形状复杂性和土地分布均匀性的负响应突出, 而海河流域生境质量则主要受破碎化加剧的负向影响。3) 地形因素是淮河流域($q=0.295$)、海河流域($q=0.467$)生境质量变化的核心驱动因子, 大气污染(PM_{2.5}、O₃)胁迫次之, 具有时空动态性。自然环境因子交互作用解释力均强于单因子解释力。[结论] 淮河流域与海河流域的生境质量演变呈差异化特征, 流域间生境质量与景观格局响应机制的异质性需实施分区治理与精准修复策略, 以提升区域生态系统的稳定性和服务功能。

关键词: 淮河流域; 生境质量; 景观格局; InVEST 模型; 空间相关分析

中图分类号: Q148; X32

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2026)04-0262-14

Coupling Relationship and Driving Factors of Habitat Quality and Landscape Pattern in Huaihe River Basin and Haihe River Basin

Wang Shuang^{1,3,5}, Wu Wenjie³, Zhou Shenghui³, Zhao Xiao⁴, Shi Peijun^{1,2,5}

(1. Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Department of Geography,

Faculty of Arts and Sciences, Beijing Normal University, Zhuhai 519087, Guangdong, China; 3. College of

Geographical Science, Faculty of Geographical Science and Engineering, Henan University, Zhengzhou 450046, China;

4. College of Environment and Climate, Jinan University, Guangzhou 511443, China; 5. State Key Laboratory of

Earth Surface Processes and Disaster Risk Reduction, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: [Objective] This study aims to investigate the response status, regional differences, and influencing factors of habitat quality and landscape patterns in the Huaihe River basin and the Haihe River basin, providing theoretical support and a scientific basis for decision-making in the development of differentiated ecological protection strategies for the river basins. [Methods] Land use data from five periods between 2003 and 2023 were selected. The InVEST model was used to evaluate habitat quality in the river basins, and landscape pattern indices were calculated. The bivariate spatial autocorrelation method was employed to analyze the response relationship

收稿日期: 2025-11-12

修回日期: 2026-01-15

录用日期: 2026-02-28

网络首发日期(www.cnki.net): 2026-03-24

资助项目: 国家自然科学基金重点项目(42330502); 国家重点研发计划项目(2016YFA0602404); 河南省高等学校重点科研项目(25B170005); 河南省科技决策咨询课题项目(SKXJCZX-2026-138B)

第一作者: 王双(2000—), 女, 博士研究生, 主要从事土地利用/覆被变化与环境演变研究。E-mail: wangshuang_i@mail.bnu.edu.cn

通信作者: 史培军(1959—), 男, 博士, 教授, 主要从事环境演变与自然灾害研究。E-mail: spj@bnu.edu.cn

http://stbxb.alljournal.com.cn

and inter-basin differences between the two. Furthermore, the explanatory power of physical geographical factors on the spatial differentiation of habitat quality was explored. [Results] 1) Cultivated land area decreased significantly in the Huaihe River basin ($-20\,394.68\text{ km}^2$) and the Haihe River basin ($-13\,783.16\text{ km}^2$), while the areas of forest land, water bodies, and construction land all increased. Habitat quality was predominantly at low levels and declined over time, with decreases of 6.48% and 6.55%, respectively. 2) Habitat fragmentation gradually intensified in both river basins, while patch shape complexity remained stable (FRAC_MN fluctuation < 0.003). Habitat quality in the Huaihe River basin showed a positive correlation with contagion (CONTAG) and prominent negative responses to patch shape complexity and land distribution uniformity. In contrast, habitat quality in the Haihe River basin was mainly negatively affected by the intensification of fragmentation. 3) Topographic factors were the core driving factors of habitat quality changes in the Huaihe River basin ($q = 0.295$) and the Haihe River basin ($q = 0.467$), followed by atmospheric pollution stress ($\text{PM}_{2.5}$, O_3), exhibiting spatiotemporal dynamics. The explanatory power of the interactions among natural environmental factors was stronger than that of single factors. [Conclusion] The evolution of habitat quality in the Huaihe River basin and the Haihe River basin exhibits differentiated characteristics. The heterogeneity of the response mechanisms between habitat quality and landscape patterns in the river basins requires the implementation of zonal governance and targeted restoration strategies to enhance the stability and service functions of regional ecosystems.

Keywords: Huaihe River basin and Haihe River basin; habitat quality; landscape pattern; InVEST model; spatial correlation analysis

Received: 2025-11-12

Revised: 2026-01-15

Accepted: 2026-02-28

Online(www.cnki.net): 2026-03-24

土地是陆地生态系统的重要载体,土地利用/覆被变化(land use and land cover change, LUCC)是陆地生态系统结构和功能演变的重要驱动力,其转变深刻影响区域生境质量^[1]。生境质量的空间异质性可视为景观格局所承载生态信息的映射,而景观格局分析的关键在于如何利用可量化的景观格局指数揭示生态过程,即从不同景观要素的空间组合中发现潜在的有研究意义与应用价值的规律,以进一步探究要素空间格局变化的机制机理与影响因素。生境质量对景观格局的响应能够进一步反馈至生态系统功能和影响生物多样性。对此,基于生境质量与景观格局的变化及作用关系的探究,在不同区域开展相关分析与论证。在玛纳斯河流域^[2]、永定河平原段河流廊道^[3]、青藏高原^[4]等区域的研究表明,景观格局与生境质量间均具有显著相关性和空间响应关系,但更多关注的是单一局地区域,且跨区域对比的研究尺度相对较小,如黄土高原区兰州、西安-咸阳、太原等城镇景观格局与生境质量的对比分析^[5];喀斯特地区南、北盘江流域的景观格局对生境质量响应关系的对比分析^[6]等。在生境质量对不同景观格局指数的响应方面,国内外学者^[7]研究表明,生境破碎化对生境质量有显著影响;景观连接度对维持物种迁移、提升区域生境质量具有重要作用^[8]。景观组成和构型则共同塑造生境质量的空间异质状况^[9]。此类研究共

同揭示,生境质量与景观格局间存在的复杂作用机制,为开展跨区域对比和深入解析不同自然条件与社会背景下“格局-过程-服务”的耦合机理奠定了基础。

在研究方法上,生境质量的评价方法主要有实地测量调查法和模型估算法。实地测量调查法结果准确性高,但受地形、气候等条件限制,耗时长且数据取样受人为误差影响,难以覆盖大尺度区域^[10]。而生态系统服务与权衡综合评价(integrated valuation of ecosystem services and trade-offs, InVEST)模型具有直观可视化、模拟精度较高及能够迅速检验区域生境质量的变化等优点^[11],现已被广泛应用于多种情景的生境质量分析评价。同时,随着3S技术的发展,通过遥感等方式可快速获取大范围的地表信息,结合空间相关性分析能够识别局部异质性,有效揭示变量间的空间关联性,因而适用于跨区域的因素对比与复杂人地系统的研究分析。此外,地理探测器(geodetector)通过因子探测与交互探测可量化自然环境要素对生境质量空间分异的独立及协同解释力^[12]。已有研究^[13]表明,地形、气候、植被覆盖等自然因子通过影响资源可获得性决定生境起始质量,而 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 等污染胁迫因子则通过破坏生物生理过程、降低光合效率和增加胁迫等方式响应加剧生境退化^[14]。因此,本研究综合以上各因子代入探测框架,以评估环境要素的影响和作用关系。

淮河流域和海河流域均地处中国东部,同属粮食主产区与区域协调发展战略支点,但其经济的快速发展与水资源短缺、生态环境保护问题交织并存,是探究流域间景观格局与生境质量响应机制的理想对照。从自然基底方面看,海河流域的水资源开发过度,地下水超采严重,属极端缺水区域^[15];而淮河流域降水较充沛(800~1 000 mm),耕地占比高,但闸坝工程导致湿地破碎化问题突出,中游湿地已从自然主导格局转变为人造破碎化自然混合格局。从人类活动来看,海河流域受城镇扩张引发河流断流与生物多样性下降;淮河流域受农业集约化导致氮肥面源污染突出且河湖生态流量不达标。针对2个流域困境,国家出台精准政策《“十四五”规划重点流域水环境综合治理规划》^[16]和《淮河流域生态经济带发展规划》^[17]明确指出,海河流域以京津冀协同发展为核心,实施太行山-燕山生态修复,建立淮河流域耕地休耕与湿地恢复补偿机制。但多聚焦单一流域,因此,探究对比2个流域生境质量与景观格局的响应关系及影响因素,可填补对二者景观生境响应差异对比及相似气候带内人类活动驱动生态演化的研究空白,对区域生态环境改善具有差异化指导价值与重要现实意义。

本研究以淮河流域与海河流域为研究区域,基于InVEST模型估算2003—2023年淮河流域和海河流域的生境质量变化情况,分析生境质量与景观格局间的响应关系,并利用地理探测器量化自然环境要素对生境质量空间分异格局的驱动贡献度,对比分析2个流域的生境质量和景观格局差异,旨在重点研究在流域尺度和自然条件下影响生境质量与景观格局的作用因素。研究结果可以为淮河流域和海河流域的生态保护策略提供理论支撑,为区域土地利用优化与生态修复工程的科学决策提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

淮河流域(30°55′~36°20′N, 111°55′~121°20′E)包括山东半岛诸河流域,东临黄海,西接桐柏山和大别山,地跨河南、安徽、江苏、山东四省(图1)。流域内地形多样,以平原为主,同时也分布有少量山地与丘陵,属于暖温带季风气候区,四季分明、雨热同期,年平均气温为11~16℃,年平均相对湿度60%~80%,多年平均降水量为878 mm。海河流域(35°~43°N, 112°~120°E)东临渤海湾,西临太行山,南接黄河,北靠内蒙古高原,包括北京、天津、河北、山西、山东、河南、内蒙古和辽宁8个省级行政单位,东部地形主要为平原,西部为山地,属于温带季风气候

区,年平均气温1.5~14.0℃,年平均相对湿度50%~70%,年平均降水量约539 mm。

2个流域同属黄淮海平原核心生态单元,均为人口密集、开发强度极高的区域,且均面临水资源失衡与生境退化的共性生态挑战,具备天然对比基础。在人类活动影响下,淮河流域以农业集约化为核心,耕地占比高、粮食产量占全国重要份额;海河流域承载京津冀城市群,城镇化与水资源超采问题突出。2个流域自然本底同源、人类干扰异质和生态问题关联等特征为解析不同土地利用情况下景观格局与生境质量的响应机制提供典型样例。

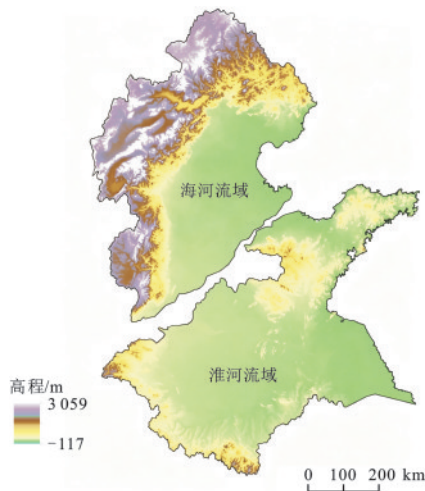


图1 研究区概况

Fig.1 Overview of the study area

1.2 数据来源

本研究所用的数据来源见表1,选择的时间尺度为2003—2023年,并以5 a为1期进行分析探究,即2003年、2008年、2013年、2018年和2023年,契合流域生态系统演化的时间尺度,景观格局重构与生境质量演变具有缓变性特征,5 a间隔可有效捕捉耕地流转、城镇扩张、湿地修复等人类活动与自然过程的累积效应。基于武汉大学土地利用数据可知,研究区原土地利用/覆被类型为7类,由于森林与灌木均属木本植被,其生态功能同质、景观结构特征一致,因此,本研究将森林和灌木合并为林地,新分类为耕地、林地(包含森林和灌木)、草地、水域、建设用地和未利用地6种土地类型。通过重采样将土地利用数据的空间分辨率预处理为500 m×500 m,该分辨率可在保留原数据较多细节的同时,更关注全流域范围内的生态格局状况,相应的生境质量数据、景观格局指数数据的空间分辨率也为500 m×500 m。在地理探测器阶段,本研究将生境质量结果数据、NDVI与DEM数据的空间分辨率重采样至1 km×1 km,与气温等自然地理数据的空间分辨率一致。

表 1 数据来源及信息
Table 1 Data sources and descriptions

名称	来源	分辨率	单位
PM _{2.5} 浓度	中国高分辨率高质量PM _{2.5} 数据集 ^[18] (https://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/6168e75d-93ab-4e4a-b7ff-33152e49d0bf)	1 km	μg/m ³
气温	中国 1 km 分辨率逐月平均气温数据集 ^[19] (https://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/71ab4677-b66c-4fd1-a004-b2a541c4d5bf)	1 km	℃
降雨量	中国 1 km 分辨率逐月降水量数据集 ^[19] (https://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/faae7605-a0f2-4d18-b28f-5cee413766a2)	1 km	mm
NDVI	中国区域 250 m 归一化植被指数数据集 ^[20] (https://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/10535b0b-8502-4465-bc53-78bcf24387b3)	250 m	/
O ₃ 浓度	中国高分辨率高质量地面O ₃ 数据集 ^[21] (https://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/87753867-77c8-42f1-b2e6-da569679635f)	1 km	μg/m ³
DEM	全球 3 弧秒分辨率海洋和陆地 DEM 数据产品 ^[22] (https://cloud.tsinghua.edu.cn/d/695ed43696564904980f/)	90 m	m
流域矢量边界数据	资源环境科学数据中心 (https://www.resdc.cn/data.aspx?DATAID=141)	无	无
土地利用/覆被变化数据	中国 30 m 分辨率的逐年土地利用覆盖数据 ^[23] (https://zenodo.org/records/12779975)	30 m	无

1.3 研究方法

1.3.1 InVEST 模型及其参数配置 本研究基于 InVEST 模型的生境质量模块对淮河流域与海河流域 2003—2023 年的生境质量进行评估,以反映淮河流域和海河流域的生态系统与生物多样性状况。该模型的生境质量模块由各威胁因子的相对影响、相对敏感性、栅格单元与威胁之间的距离及单元受到的合法保护水平 4 个主要因素组成。其中,生境质量的取值为 0~1,数值越大代表生境质量越好,反之越差。通过参考相关研究^[24]的生境质量等级分类,本研究设定低[0,0.2)、较低[0.2,0.4)、中等[0.4,0.6)、较高[0.6,0.8)、高[0.8,1) 5 个生境质量等级。模型的输入数据为土地利用变化数据、土地利用类型适宜度及其对每种威胁因子的敏感系数表、威胁因子数据表和半饱和参数,分别对应 4 个生境质量模块的主要因素。

首先,计算生境的退化程度,计算公式为:

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} r_y \left(\frac{\omega_r}{\sum_{r=1}^R \omega_r} \right) \times i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (1)$$

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (\text{线性关系}) \quad (2)$$

$$i_{rxy} = \exp \left(\frac{-2.99d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (\text{非线性关系}) \quad (3)$$

式中: D_{xj} 为生境退化度; r 为威胁因子; y 为土地利用变化的所有栅格单元,个; R 为威胁因子的个数,个;

Y_r 是威胁因子在土地利用变化图层的栅格数,个; r_y 为栅格 y 中威胁因子个数,个; ω_r 为威胁因子 r 的权重; i_{rxy} 为栅格 y 的威胁因子值对栅格 x 的胁迫水平; β_x 为法律保护程度(本研究不考虑法律保护程度因子,将其赋值 1); S_{jr} 为生境类型 j 对威胁因子 r 的敏感性,值域为[0,1]; d_{xy} 为生境栅格 x 与威胁因子栅格 y 的直线距离,m; d_{rmax} 为威胁因子 r 对生境的最大影响距离,m。

基于生境退化程度,生境质量的计算公式为:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right] \quad (4)$$

式中: Q_{xj} 为地类 j 中栅格 x 的生境质量,其值为 0~1,越接近 1,表示生境质量越好; H_j 为生境适宜性指标,值域为[0,1]; D_{xj} 为生境退化度; Z 为常量; k 为半饱和参数,是最大退化程度的 1/2。

根据研究区的实际情况对参数进行调整,通过 InVEST 模型的参数设置手册与此前学者^[25]的研究,确定耕地、建设用地及未利用地 3 种一级地类作为生境质量变化的威胁因子(表 2),各威胁因子和地类的生境适宜度与敏感度表的赋值见表 3。

表 2 威胁因子参数
Table 2 Threat factor parameters

威胁因子	最大影响距离/km	权重	空间衰减类型
耕地	4	0.6	线型
建设用地	10	1.0	指数型
未利用地	5	0.5	线型

表 3 敏感度
Table 3 Sensitivity

土地利用 类型	生境 适宜性	敏感性地类		
		耕地	建设用地	未利用地
耕地	0.5	0.3	0.6	0.5
林地	1.0	0.7	0.8	0.4
建设用地	0	0	0	0.1
草地	0.8	0.5	0.8	0.5
水域	1.0	0.6	0.9	0.3
未利用地	0.6	0.5	0.6	0

1.3.2 景观格局指数 景观格局指数能够集中体现景观格局信息,反映景观格局结构组成等方面特征的定量指标。本文结合前人^[26]研究与研究区现状,选取斑块密度(PD)、平均分维数(FRAC_MN)、蔓延度(CONTAG)和香农均匀度(SHEI)作为分析指标,

表 4 景观格局指数
Table 4 Landscape pattern indices

指数名称	描述	单位	范围
斑块密度 (PD)	密度指数,指单位面积斑块数量	100 hm ²	PD>0
平均分形维数 (FRAC_MN)	形状指数,反映出在不同空间尺度下的形状复杂度	无量纲	1≤FRAC≤2
蔓延度 (CONTAG)	反映景观中不同斑块类型发展趋势或团聚程度	%	0<CONTAG≤100
香农均匀度 (SHEI)	反映不同景观类型分布的均匀程度	无量纲	0≤SHEI≤1

1.3.4 双变量空间自相关 双变量局部空间自相关分析方法包括莫兰指数分析(Moran's *I*)和局部空间自相关分析(local indicators of spatial association, LISA)。本研究将淮河流域与海河流域创建 1 km×1 km 的渔网,建立空间权重矩阵,进而对生境质量与景观格局指数进行空间相关性分析与响应关系研究,探究二者的空间关联及异质性。双变量局部空间自相关计算公式为:

$$I_i = \frac{n(x_i - \bar{x}) \sum_{j=1}^n w_{ij}(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

(5)

式中: I_i 为栅格*i*的双变量局部莫兰指数,无量纲; n 为研究对象个数,个; x_i 为观测值,无量纲; $\bar{x}$ 为 x_i 平均值; w_{ij} 为研究对象*i*与*j*间的空间连接矩阵。局部空间自相关结果分为高-高(显著)、高-低(显著)、低-高(显著)、低-低(显著)和不显著5类。

1.3.5 地理探测器 地理探测器(geodetector)是由王劲峰等^[27]提出的用于探测空间分异性及揭示其潜在驱动力的地理分析工具。本文综合淮河流域与海河流域实际情况选取多个自然环境因子,分别运用

利用Fragstats 4.2.1软件,选取移动窗口法(moving window)分别对景观水平指数进行计算(表4)。

1.3.3 移动窗口法尺度选择 采用移动窗口法计算景观水平的各个景观格局指标,最重要的参数是窗口尺度。由于不同窗口尺度影响景观指数空间信息的呈现程度,为确定最合适的研究窗口尺度,本研究采用“尺度域分析”方法,以1 km为间隔,对1~6 km各个尺度的景观水平指数结果进行计算,通过比较不同尺度下各个指数的变化程度从而确定最佳尺度。值得注意的是,窗口尺度的选择并不影响输出结果的分辨率大小,输出结果分辨率仍与输入数据保持一致,均为500 m×500 m。窗口的计算结果见图2,FRAC_MN、PD、SHEI和CONTAG 4个指数均从3 km开始保持稳定,说明3 km以上尺度的改变对结果影响较小,因此本研究选取3 km为窗口尺度。

因子探测和交互探测来评估单个驱动因子对生境质量空间分异的解释和两两驱动因子间是否存在交互作用的解释。其计算公式为:

$$q = 1 - \frac{\sum_h n_h \sigma_h^2}{n \sigma^2}$$

(6)

式中: q 为驱动因子解释程度; n_h 和 σ_h^2 第*h*层驱动因子的样本量和方差,个; n 和 σ^2 为全部样本量和方差,个。 q 的取值范围为[0,1],值越大表明解释程度越高。

2 结果与分析

2.1 土地利用/覆被变化

由图3可知,淮河流域的土地利用类型以耕地为主,其面积占比约为70%,主要分布于中部与北部平原地区。林地主要分布于西南部边缘,草地零散分布于偏北部分地区,建设用地则零散分布于中部与北部地区,水域主要分布在东南部地区。海河流域的土地利用类型主要为耕地、林地、草地,三者总面积占比为91%。耕地主要位于东南部的平原地区,林地与草地则集中在西北部山地一带,建设用地多分布于中部地区。

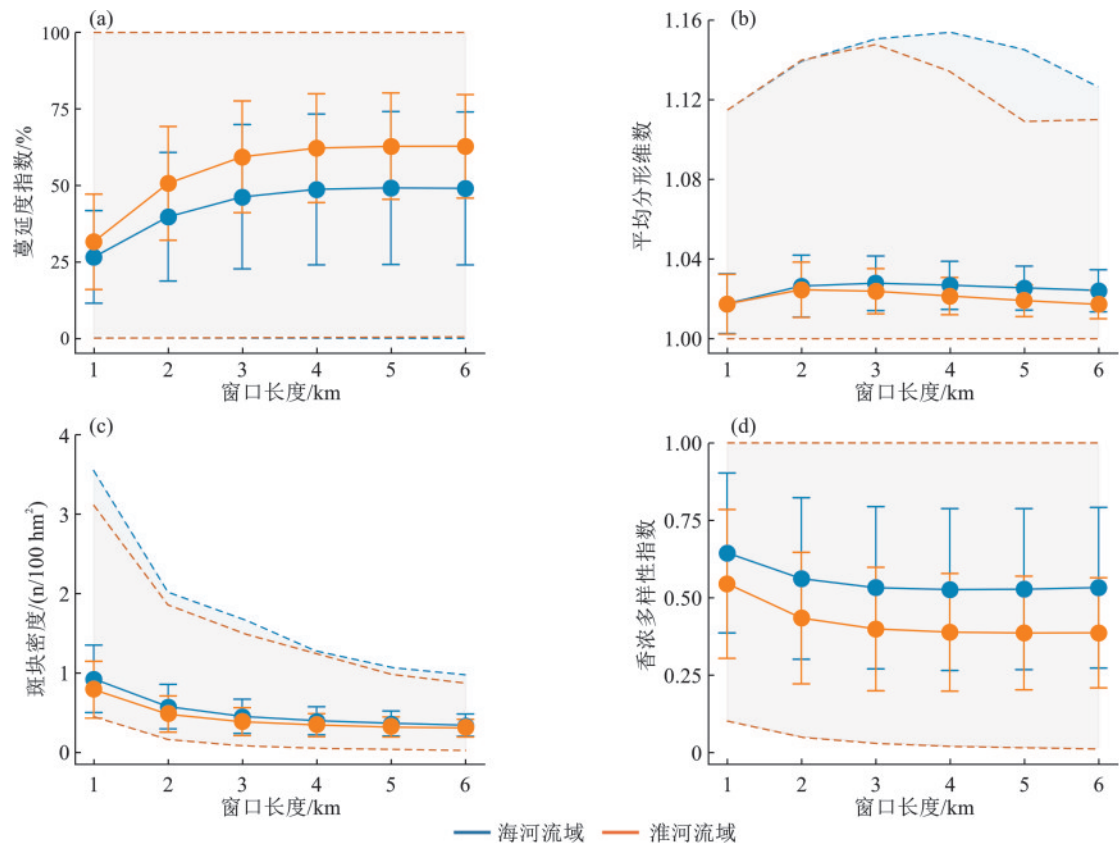


图 2 各景观格局指数变化
Fig.2 Changes in landscape pattern indices

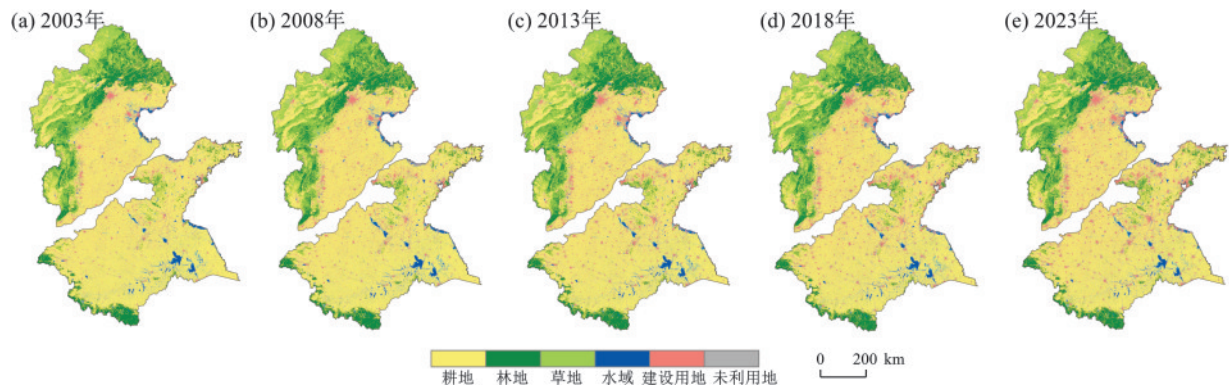


图 3 淮河流域与海河流域各土地利用类型分布
Fig.3 Distribution of land use types in the Huaihe River basin and the Haihe River basin

通过对 5 期土地利用类型的面积统计(表 5)可知,研究期内淮河流域只有耕地与未利用地 2 种类型面积发生缩减,耕地面积从 2003—2023 年共减少 20 394.69 km²。海河流域的耕地、草地、未利用地 3 种土地类型均呈减少趋势,耕地面积减少最多,共减少 13 783.16 km²,远少于淮河流域的耕地缩减面积。淮河流域的林地、草地、水域、建设用地面积均逐年扩大,其中,建设用地面积增加最多,增加值为 15 811.27 km²。海河流域的林地、水域、建设用地面积则逐年递增,增加最多的是建设用地,2003—2023 年共增加 12 298.72 km²,其次是林地,面积共增加 7 933.82 km²。综上可知,淮河流域与海河流域的耕

地面积均显著缩减,建设用地面积均显著扩大,反映出二者在耕地改造与城市化扩张方面的一致性。

2.2 生境质量时空特征

基于 1.3.1 的计算方法与参数配置,通过 InVEST 模型对淮河流域、海河流域的生境质量状况进行评估,不同等级生境质量空间分布结果见图 4。淮河流域的生境质量较高区域分布在林地、草地和水域土地利用类型中,位于西南边缘与东部地区。生境质量较低区与建设用地和耕地的分布范围类似,主要分布于中部地区与沿海地区。海河流域的生境质量较高区与林地、草地和水域的分布区相一致,主要分布在西部与北部地区。生境质量较低区

域与人类活动区(建设用地、耕地)分布基本一致,主要分布在中部平原地区与东部沿海地区。总体来看,淮河流域与海河流域生境质量较高区域均与林地、草地和水域3种土地利用类型分布区大致一致,说明自然植被区和水域对维持区域生境质量具有关键作用,生境质量较低区域则均与建设用地、耕地分布区分布范围一致,说明人类活动对生境质量具有负面影响。值得注意的是,在城市化进程中,生境破碎化和退化现象在2个流域均存在。

由表6的统计结果可知,淮河流域与海河流域2003—2023年的生境质量水平均呈持续下降趋势。淮河流域的生境质量水平均值由0.324下降至0.303,下降幅度约为6.48%。海河流域的生境质量水平均值由2003年的0.397下降到2023年的0.371,下降幅度约为6.55%。海河流域生境质量水平整体高于淮

河流域,二者的生境质量下降幅度差距相对较小。具体来看,淮河流域与海河流域的高质量、较高质量和较低质量区面积整体缩减,中等质量区与低质量区面积不断扩张。淮河流域的生境高质量面积从2 306.49 km²减少到1 438.02 km²,减少868.47 km²,低质量面积从33 845.89 km²增加到52 644.38 km²,增加18 798.49 km²。海河流域的生境高质量区面积从5 709.58 km²减少到3 506.93 km²,减少2 202.65 km²,低质量区面积从27 817.61 km²增加到42 347.07 km²,增加14 529.46 km²。说明海河流域的生境高质量区缩减幅度大于淮河流域,生境低质量区扩张幅度小于淮河流域。综上可知,在2003—2023年,在淮河流域与海河流域范围内,整体生境质量逐渐降低,生态环境遭到一定程度的破坏,生境质量较高区域显著缩减,生境质量较低区域扩张明显。

表 5 淮河流域与海河流域各土地利用类型面积
Table 5 Area of land use types in the Huaihe River basin and the Haihe River basin km²

土地利用 类型	海河流域					淮河流域				
	2003年	2008年	2013年	2018年	2023年	2003年	2008年	2013年	2018年	2023年
耕地	151 015.96	144 486.45	139 191.59	136 770.21	137 232.80	243 668.22	237 692.35	230 658.64	226 195.40	223 273.54
林地	72 840.77	74 487.18	76 888.32	79 029.69	80 774.59	30 059.98	30 916.47	32 333.30	33 014.83	33 533.72
草地	64 638.91	66 245.85	64 444.23	61 535.90	56 870.76	10 495.17	10 580.21	11 113.63	11 176.17	11 077.59
水域	6 913.50	7 331.34	7 843.69	8 142.45	8 404.63	16 104.92	17 340.52	17 415.25	17 557.79	17 000.38
建设用地	21 231.92	24 129.97	28 337.93	31 232.20	33 530.64	22 809.30	26 640.17	31 733.24	35 373.10	38 620.57
未利用地	217.37	176.78	151.61	142.93	39.03	396.84	360.26	275.34	212.55	22.05

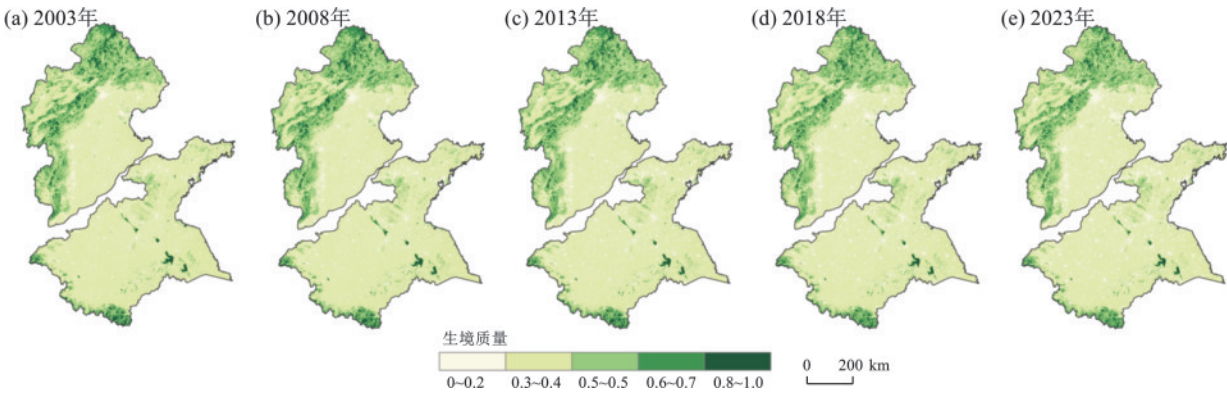


图 4 淮河流域与海河流域生境质量分布
Fig.4 Habitat quality distribution in the Huaihe River basin and the Haihe River basin

表 6 淮河流域与海河流域生境质量各等级数量变化
Table 6 Changes in habitat quality levels in the Huaihe River basin and the Haihe River basin km²

生境质量 等级	海河流域					淮河流域				
	2003年	2008年	2013年	2018年	2023年	2003年	2008年	2013年	2018年	2023年
低[0~0.2)	27 817.61	31 212.03	36 223.53	39 675.72	42 347.07	33 845.89	38 393.58	44 664.85	49 008.89	52 644.38
较低[0.2~0.4)	165 809.12	160 516.69	158 075.71	157 890.43	158 809.43	259 064.96	253 850.42	247 631.51	243 492.85	240 095.02
中等[0.4~0.6)	82 314.96	83 574.94	83 781.41	84 288.57	83 586.02	22 944.06	23 523.91	23 890.83	24 469.98	24 487.89
较高[0.6~0.8)	35 204.27	35 528.51	33 430.97	30 805.10	28 599.74	5 362.82	5 520.19	5 347.01	4 992.30	4 856.71
高[0.8~1)	5 709.58	6 020.69	5 342.16	4 189.00	3 506.93	2 306.49	2 234.46	1 986.13	1 559.89	1 438.02

2.3 景观格局指标

在通过“尺度域分析”确定 3 km×3 km 为最优移动窗口尺度后,采用移动窗口法(moving window)计算淮河与海河流域在 2003—2023 年 5

期数据中的斑块密度(PD)、平均分形维数(FRAC_MN)、蔓延度(CONTAG)、香农均匀度指数(SHEI)4 个关键景观水平指数得到时空分布结果(图 5)。

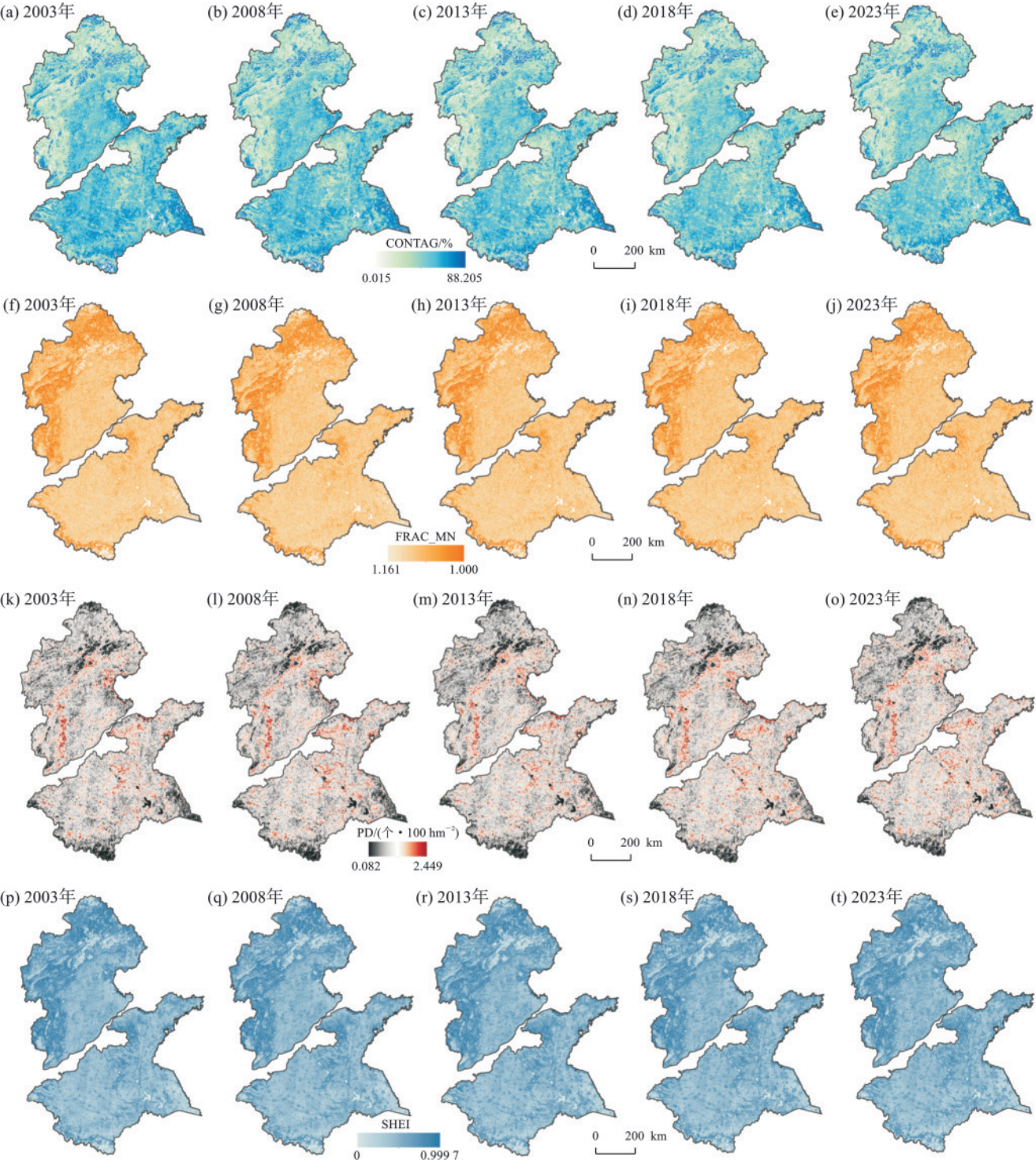


图 5 各景观格局指数空间分布
Fig.5 Spatial distribution of landscape pattern indices

具体来看,2003—2023 年 PD 高值区集中分布在淮河流域的中部地区和海河流域的中部、南部地区,所属土地利用类型主要为建设用地;低值区集中分布在淮河流域的南部边缘地区和海河流域的北部地区,

所属土地利用类型主要为林地和草地。FRAC_MN 分布状况与 PD 相反,高值区集中分布在淮河流域的南部边缘地区和海河流域的西部、北部地区,对应林地、草地、水域 3 种土地利用类型;低值区集中分布在

淮河流域和海河流域的中部地区,主要对应建设用
地、耕地 2 种土地利用类型。CONTAG 高值区集中
分布在淮河流域的南部、中部地区和海河流域的东
部、南部地区,对应土地利用类型主要为建设用地和
耕地;而低值区集中分布在淮河流域的北部、南部边
缘地区和海河流域的西部地区,对应土地利用类型主
要为林地和草地。SHEI 高值区集中分布在淮河流域
的北部、南部边缘地区和海河流域的西部、北部地
区,所属土地利用类型主要为林地和草地;低值区集中
分布在淮河流域的中部地区和海河流域的东部、南部
地区,所属土地利用类型主要为建设用地与耕地。

通过提取各因子每期的景观格局指数得到淮河
流域与海河流域景观格局指数对比变化表(表 7)。
2003—2023 年海河流域 PD 值整体小于淮河流域,且
差值逐期增大,淮河流域从 0.656 上升到 0.736,上升
12%,而海河流域从 0.641 上升到 0.686,上升 7%,由
此表明,淮河流域与海河流域的整体破碎化程度差
距逐渐变大。海河流域的 FRAC_MN 值在各个年份
均大于淮河流域,但二者多年以来的变化幅度均<
0.003,较为稳定,说明淮河流域和海河流域的形状复
杂度较低。值得注意的是,淮河流域与海河流域的
CONTAG 值均呈明显下降趋势,淮河流域从 52.583
下降到 47.616,下降幅度为 9.45%,海河流域从

42.146 下降到 40.635,下降幅度为 3.56%。淮河流域
的 CONTAG 值高于同年份的海河流域,说明淮河流
域整体的景观蔓延度水平较高。但近 20 a,与海河流
域的差距越来越小。对于 SHEI 指标,每期变化状况
与 CONTAG 相反,淮河流域与海河流域的 SHEI 值
均呈上升趋势,淮河流域从 0.486 上升到 0.539,上升
幅度为 10.91%,海河流域从 0.593 上升到 0.608,上升
幅度为 2.53%,而在各个年份淮河流域的 SHEI 均低
于海河流域,说明海河流域的景观均匀性水平整体
较高,但 2 个流域的差距正在逐渐缩小。

2.4 生境质量与景观指数的双变量局部空间相关

利用 Geoda 软件,对生境质量状况与 4 个景观指
数进行双变量局部空间自相关分析,其余景观格局指
数与生境质量间 Moran's I 值均保持显著($p<0.05$)。
由表 8 可知,对于 PD 值,淮河流域与海河流域的生
境质量均与其呈负相关。对于 FRAC_MN 与 SHEI 2 个
指标,淮河流域的生境质量则与 FRAC_MN、SHEI 二
者均呈负相关,FRAC_MN 的相关性逐渐减小,SHEI
的相关性逐渐增大,海河流域的生境质量与 FRAC_
MN、SHEI 均呈正相关,且相关程度不断减小。对于
CONTAG 值,淮河流域的生境质量则与其均呈正相
关,且相关程度呈波动上升趋势,海河流域的生境质
量与 CONTAG 值呈负相关,且相关程度不断减小。

表 7 淮河流域与海河流域各景观格局指数变化
Table 7 Changes in landscape pattern indices in the Huaihe River basin and the Haihe River basin

景观格局 指标	海河流域					淮河流域				
	2003 年	2008 年	2013 年	2018 年	2023 年	2003 年	2008 年	2013 年	2018 年	2023 年
PD	0.641	0.647	0.664	0.679	0.686	0.656	0.679	0.710	0.731	0.736
FRAC_MN	1.023	1.023	1.023	1.023	1.023	1.016	1.017	1.017	1.017	1.018
CONTAG	42.146	42.010	41.377	40.864	40.635	52.583	51.222	49.413	48.092	47.616
SHEI	0.593	0.593	0.599	0.605	0.608	0.486	0.500	0.519	0.534	0.539

表 8 淮河流域与海河流域生境质量与各景观格局指标的 Moran's I 变化
Table 8 Changes in Moran's I of habitat quality and landscape pattern indices in the Huaihe River basin and the Haihe River basin

景观格局 指标	海河流域					淮河流域				
	2003 年	2008 年	2013 年	2018 年	2023 年	2003 年	2008 年	2013 年	2018 年	2023 年
PD	-0.381	-0.431	-0.469	-0.478	-0.470	-0.406	-0.436	-0.454	-0.445	-0.438
FRAC_MN	0.362	0.349	0.189	0.158	0.164	-0.214	-0.211	-0.150	-0.152	-0.155
CONTAG	-0.254	-0.203	-0.137	-0.105	-0.083	0.078	0.139	0.207	0.199	0.195
SHEI	0.220	0.166	0.097	0.067	0.047	-0.206	-0.258	-0.290	-0.280	-0.270

由图 6 可知,对于 PD 与生境质量集聚状况,淮河
流域的高-低集聚分布在南部边缘,低-高集聚与低-低
集聚分布在中部地区,高-高集聚零散地分布在东部地
区;海河流域中主要为高-低集聚,沿西北山地一带分
布,低-高集聚零散分布在东部。对于 FRAC_MN 与
生境质量的集聚状况,淮河流域的低-高与低-低集聚

主要分布在南部地区,高-高与高-低集聚主要分布在
流域边缘地区;海河流域的高-高与低-低集聚分别分
布在西部地区与东部地区,东西分异明显。淮河流域
的 CONTAG 值与生境质量的集聚状况呈南北分异,
高-高和高-低集聚主要分布在南部地区,低-低集聚主
要分布在北部地区;在海河流域,CONTAG 值与生境

质量的集聚状况为高-高、低-低集聚集中分布在中部山地边缘,高-低集聚分布在西部地区,低-高集聚集中分布在东部地区。SHEI与生境质量的集聚状况在淮河流域,呈高-高、低-高集聚分布于中部偏北地区,高-低集聚状况集中分布于南部边缘地区的状况;在海河流域的分布则为高-高集聚集中分布在西部与北部地区,低-低集聚集中分布在东部和南部地区。由此可看出,生境质量对景观格局的响应呈显著的空间非平稳性与时间平稳性,同一景观格局指数随时间变化有限,但在2个流域的集聚分布状况差异较大。

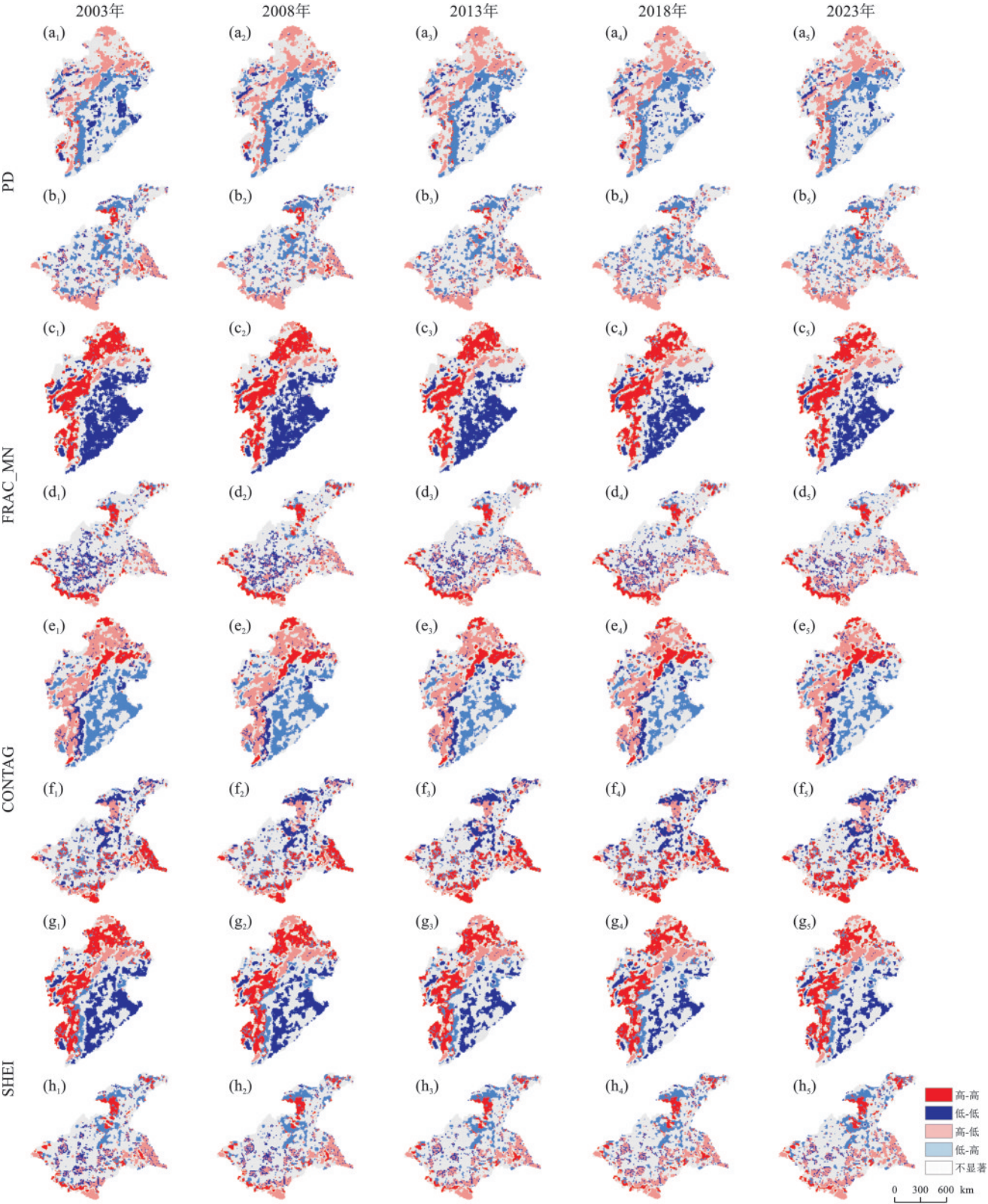


图 6 各景观格局指数 LISA 聚类

Fig.6 LISA clustering of different landscape pattern indices

<http://stbcbx.alljournal.com.cn>

2.5 生境质量水平空间分异的影响因素

本研究旨在重点分析在流域尺度和自然条件下影响生境质量变化和景观格局差异的作用因素,通过地理探测器对淮河与海河流域生境质量空间分异的环境因素进行单因子与交互探测分析。影响因子的探测结果(q 值)代表其对于生境质量空间分异的解释程度,因此,选取DEM(数字高程模型)、NDVI(归一化植被指数)、PM_{2.5}浓度、O₃(臭氧)浓度、PRE(降雨量)、TMP(气温)6个环境要素。DEM可提供地形三维信息,如海拔高度和坡度等,其通过调控地表径流、地下水补给与排泄等水文过程,直接塑造流域水热资源空间分布格局,进而决定植被生长基底与生境适宜性分区;NDVI

作为植被覆盖度与健康状况的量化指标,能够直接反映生态系统服务功能及生境适宜性;PM_{2.5}浓度与O₃浓度共同表征大气污染胁迫强度,其中PM_{2.5}反映细颗粒物污染水平,O₃则体现大气污染程度,二者协同作用可影响生物呼吸系统健康及生态系统稳定性,同时反映能源排放与人类活动强度;PRE与TMP指标作为气候系统的核心要素,可间接调控生境质量的区域差异。

2.5.1 单因子探测结果与分析 为深入探究自然环境因子对淮河与海河流域生境质量空间分异格局的独立驱动贡献,本研究通过地理探测器模型对6个因子进行单因子探测(q 值),所得结果均通过1%显著性检验($p<0.01$)(表9)。

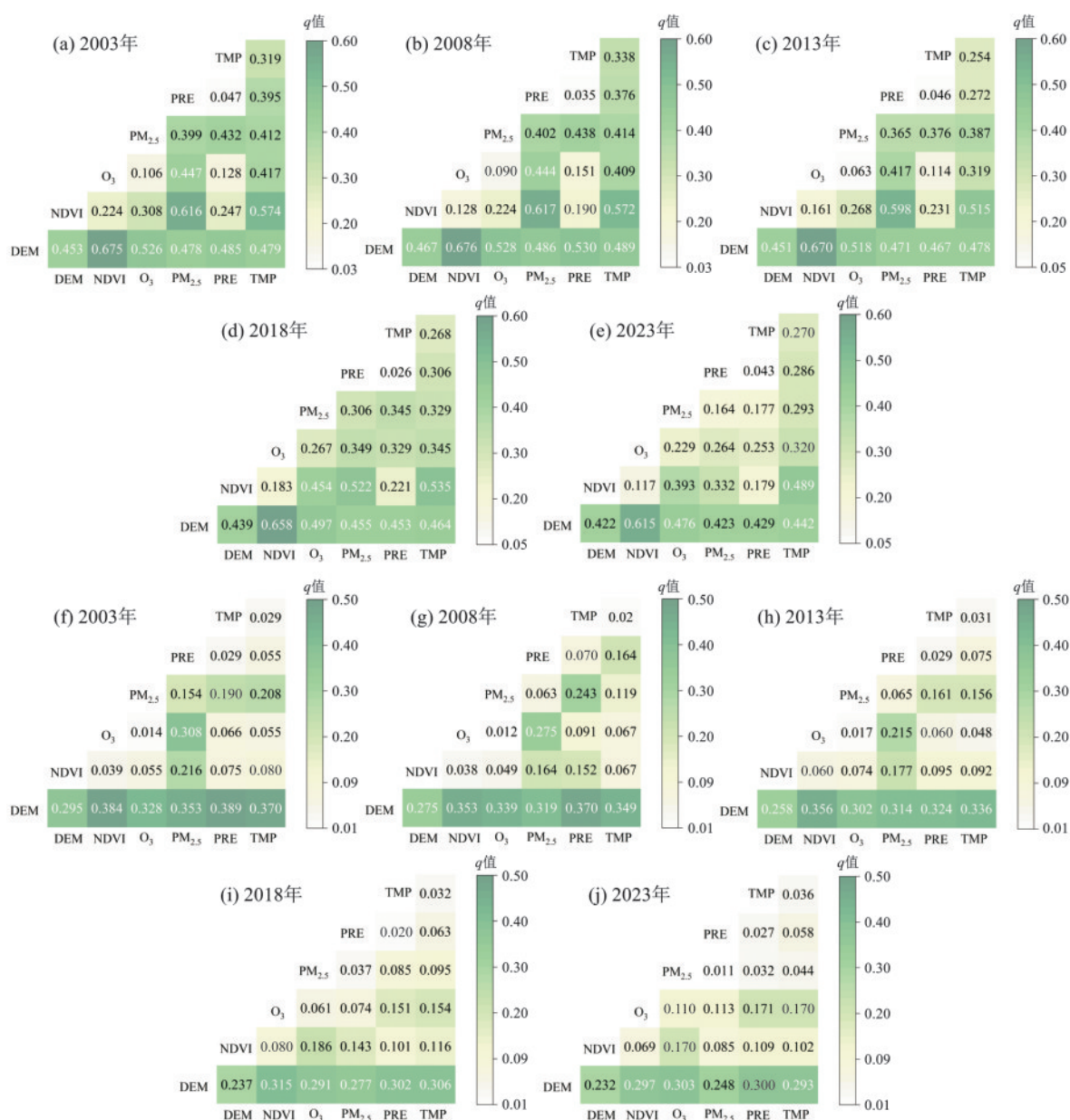
表 9 淮河流域与海河流域单因子探测结果(q 值)
Table 9 Single-factor detection results (q values) in the Huaihe River basin and the Haihe River basin

影响因子	海河流域					淮河流域				
	2003年	2008年	2013年	2018年	2023年	2003年	2008年	2013年	2018年	2023年
DEM	0.453	0.467	0.451	0.439	0.422	0.295	0.275	0.258	0.237	0.232
NDVI	0.224	0.128	0.161	0.183	0.117	0.039	0.038	0.060	0.080	0.069
O ₃	0.106	0.090	0.063	0.267	0.229	0.014	0.012	0.017	0.061	0.110
PM _{2.5}	0.399	0.402	0.365	0.306	0.164	0.154	0.063	0.065	0.037	0.011
PRE	0.047	0.035	0.046	0.026	0.043	0.029	0.070	0.029	0.020	0.027
TMP	0.319	0.338	0.254	0.268	0.270	0.029	0.020	0.031	0.032	0.036

注:单因子探测结果的 $p<0.01$ 。

具体来看,淮河流域与海河流域生境质量空间分异的各影响因素中,解释程度最高的均为DEM,表明与地形对水文条件、土壤特性、微气候及土地利用类型分布的影响有关。具体表现为:淮河流域地形因素(DEM)解释力始终最高,但绝对水平显著低于海河流域,2003—2023年由0.295降至0.232;O₃与PM_{2.5}的独立贡献均低于0.16,污染胁迫效应整体有限;NDVI的 q 值均不足0.1;TMP与PRE的 q 值均低于0.05,对空间分异解释程度最小。相比较而言,海河流域地形主导作用始终显著,DEM解释力虽由0.453降至0.422,但仍远高于其他因子;O₃胁迫于2013—2018年增加, q 值达到0.267,随后略有回降,成为继地形因素之后的阶段性关键驱动力;PM_{2.5}解释力自0.399减至0.164,与TMP(气温)解释力变化趋势一致;NDVI保持0.2左右的中等贡献,而PRE q 值始终未突破0.05。表明地形因子在流域生态系统空间分异中的主导作用且具有区域异质性,海河流域因地形起伏更大、地貌类型更复杂,其地形对生境质量的空间分异解释力显著高于地形相对平缓的淮河流域,而其他驱动因子对生境质量空间分异的解释力均相对较弱。

2.5.2 交互探测结果与分析 本研究通过计算2003—2023年5期数据中所有因子两两交互的 q 值,探究自然环境因子在淮河、海河流域对于生境质量空间分异的协同驱动效应(图7)。具体来看,驱动因子间的交互作用较为明显,整体上解释程度强于单因子探测结果。在淮河流域的交互探测结果中,DEM与其他因素交互作用 q 均 >0.2 ,DEM $\cap$ NDVI的交互探测结果为所有交互探测结果的最大值,2003年 q 为0.384,此后逐期降低;2023年PRE与PM_{2.5}的交互探测结果为最低值, q 为0.032。在海河流域中,DEM与其他因素的交互探测结果 q 均 >0.4 ,对空间异质性的解释程度较高,最大值为DEM $\cap$ NDVI的交互结果, q 从2003年的0.675逐渐下降为2023年的0.615。归一化植被指数(NDVI)与其他因素的交互探测结果解释能力次于DEM, q 处于0.10~0.65。PRE与O₃的交互结果为所有交互探测结果的最低值,所有年份 q 均 <0.2 。总体来看,在同一年份中,海河流域任意2个因子交互探测结果的解释能力均高于淮河流域,表明流域间生态响应敏感度存在较明显的梯度差异。



注:图 a~图 e 为海河流域;图 f~图 j 为淮河流域。

图7 淮河流域与海河流域交互探测结果

Fig.7 Interaction detection results of the Huaihe River basin and the Haihe River basin

3 讨论

本文基于 InVEST 模型对淮河流域和海河流域的生境质量与景观格局的变化特征及分布状况进行对比探究,揭示 2 个流域在同样的生境质量退化趋势下不同的响应与驱动关系。通过与国内其他流域的对比分析,可进一步明晰本研究的区域针对性与科学合理性。整体上,2 个流域均经历耕地萎缩、建设用地扩张及生境质量退化的过程,但海河流域的生境质量整体优于淮河流域,且地形因素 (DEM) 是影响淮河流域和海河流域生境质量空间分异的主要因素,源于 2 个流域的生态本底的不同,此发现与国内其他大型流域的研究结论相印证,在黄河流域^[28]、淮

河流域^[29]和乌江流域^[30]的研究中,地形同样是流域生境差异的核心解释变量。

本文在选取影响生境质量空间分异的因子时,主要关注区域内的自然环境因素的影响和作用。选择的 6 种因子均与流域生境质量存在直接作用机制,契合“自然条件主导”的研究定位,重点解释气候、地形、植被与区域性环境等自然与准自然要素对生境质量的直接生态驱动效应。选取的 PM_{2.5} 和 O₃ 代表人类活动的环境胁迫因子,其排放强度源于社会经济活动,而扩散范围与影响程度又受地形、气象等自然地理条件调控,能够间接表征“自然-社会经济要素”的耦合作用过程。同时,未纳入 GDP、夜间灯光等直接表征经济活动强度与城市化水平的指标,可

能导致人类各种活动(如经济发展、城市扩张)对生境质量的综合干扰程度反映不全面,存在一定偏差。未来可加入GDP、夜间灯光等人文驱动因素,结合长时间序列监测数据,进一步量化自然和人文因素对人类活动的协同效应,深化对2个流域生境质量演变的耦合驱动机制认知,为精准分区治理生态提供更全面的科学支撑。

基于淮河、海河流域生境质量与景观格局的差异化响应机制,本研究可为2个流域差异化生态保护与修复策略制定提供针对性理论支撑。对于淮河流域,生境质量对景观蔓延度(CONTAG)呈显著正相关,而对地块形状复杂度(FRAC_MN)与景观均匀度(SHEI)呈负响应,表明该区域内生境质量状况对于生态景观构型较为敏感。因此,在生态修复策略中应重点关注耕地生态化转型,可通过构建耕地生态廊道网络,在粮食主产区(中东部、中下游平原和支流沿岸区)推行“田间林网与生态沟渠”系统,沿主干河流、灌溉渠系建设植被生态缓冲带,即连接农田与水域的过渡防护区,提升景观蔓延度(CONTAG),缓解生境破碎化。此外,淮河流域作为我国重要的粮食产区,应在保障粮食安全的前提下,选择生态敏感区开展耕地休耕与湿地恢复试点,提升地块自然形状复杂度(FRAC_MN),实现生产与生态的双赢。

对于海河流域来说,其生境质量主要受景观破碎化(PD)加剧的负面影响,且受大气污染胁迫的程度显著高于淮河流域。其生态治理策略应更注重大气污染协同防控与景观结构性修复相结合。应在京津冀大气污染传输通道的重点区域强化PM_{2.5}、臭氧等协同治理,推广抗污染树种造林,降低臭氧与颗粒物对植被生理过程的抑制效应。同时,在西北部太行山-燕山一带的山前平原区划定生态修复带,限制城镇无序蔓延,通过退耕还林、草地恢复等措施提升景观聚合度,以缓解景观破碎化(PD)加剧趋势。

4 结论

1)2003—2023年,淮河流域与海河流域呈相似的土地利用动态与生境质量特征。淮河流域与海河流域的耕地面积大幅缩减,分别减少20 394.68、13 783.16 km²,林地、水域、建设用地面积均增加,生境质量水平均以较低等级为主且逐期下降,降幅分别为6.48%、6.55%,且生境质量较高区域缩减显著,而较低区域扩张明显。海河流域的生境质量水平整体优于淮河流域,差距约为0.07。

2)景观格局方面,淮河流域与海河流域均呈生境破碎化加剧、土地类型分布趋于均匀的特征,同时FRAC_MN波动<0.003,地块形状复杂度均保持稳

定。相比较而言,淮河流域生境质量与蔓延度(CONTAG)的正向关联逐年增强,且对地块形状复杂性和土地分布均匀性的负响应显著。而海河流域生境质量主要受破碎化加剧的负面影响,且与平均分形维数(FRAC_MN)、香农均匀度(SHEI)的正向关联及与蔓延度(CONTAG)的负向关联均减弱。

3)地形因素是淮河流域($q=0.295$)与海河流域($q=0.467$)生境质量变化的核心驱动因子,且因子交互作用解释力强于单因子解释力。大气污染胁迫(PM_{2.5}和O₃)次之,是影响淮河流域与海河流域生境质量的重要因素,且具有时空动态性。值得注意的是,淮河流域单因子探测与交互探测结果的解释力均低于海河流域,流域间生态响应敏感度存在较明显的梯度差异,表明自然环境驱动因子对生境质量空间分异的解释能力存在区域差异。

参考文献:

- [1] Rashid I, Aneaus S, Ahmad Dar S, et al. A novel GIS-based multicriteria analysis approach for ascertaining the catchment-scale degradation of a Himalayan wetland[J]. *Environmental Research*, 2023, 229: e115967.
- [2] 徐炳先, 彭雨欣, 李兰海, 等. 基于景观格局的玛纳斯河流域生境质量及生态风险研究[J]. *水土保持研究*, 2025, 32(1): 328-335.
Xu Bingxian, Peng Yuxin, Li Lanhai, et al. Study on habitat quality and ecological risk in Manas River basin based on landscape pattern[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2025, 32(1): 328-335.
- [3] Du Xintong, Fang Yan, Zhao Haiyue, et al. Spatiotemporal evolution and driving forces of landscape structure and habitat quality in river corridors with ceased flow: A case study of the Yongding River corridor in Beijing, China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 374: e123861.
- [4] 马嘉豪. 青藏高原生态系统服务对景观格局变化的响应[D]. 西安: 长安大学, 2023.
Ma Jiahao. The response of ecosystem services to changing landscape patterns on the Qinghai-Tibet Plateau[D]. Xi'an: Changan University, 2023.
- [5] 周亮, 唐建军, 刘兴科, 等. 黄土高原人口密集区城镇扩张对生境质量的影响: 以兰州、西安-咸阳及太原为例[J]. *应用生态学报*, 2021, 32(1): 261-270.
Zhou Liang, Tang Jianjun, Liu Xingke, et al. Effects of urban expansion on habitat quality in densely populated areas on the Loess Plateau: A case study of Lanzhou, Xi'an-Xianyang and Taiyuan, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(1): 261-270.
- [6] 吴岚, 周忠发, 张露, 等. 喀斯特地区景观格局变化对生境质量的响应[J]. *环境科学与技术*, 2023, 46(9): 206-217.

- Wu Lan, Zhou Zhongfa, Zhang Lu, et al. Response of landscape pattern change to habitat quality in karst area [J]. *Environmental Science and Technology*, 2023, 46(9):206-217.
- [7] Li Dehuan, Yang Yixuan, Xia Fan, et al. Exploring the influences of different processes of habitat fragmentation on ecosystem services [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2022, 227:e104544.
- [8] Haddad N M, Brudvig L A, Clobert J, et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems [J]. *Science Advances*, 2015, 1(2):e1500052.
- [9] Zhu Congmou, Zhang Xiaoling, Zhou Mengmeng, et al. Impacts of urbanization and landscape pattern on habitat quality using OLS and GWR models in Hangzhou, China [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 117:e106654.
- [10] 胡永歌. 郑州市生境质量空间分异及驱动机制研究[D]. 郑州:河南农业大学, 2024.
- Hu Yongge. Research on the spatial differentiation and driving mechanism of habitat quality in Zhengzhou [D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2024.
- [11] 黄康, 戴文远, 黄万里, 等. 基于CA-Markov和InVEST模型的土地利用变化对生境影响评价:以福建省福州新区为例[J]. *水土保持通报*, 2019, 39(6):155-162.
- Huang Kang, Dai Wenyuan, Huang Wanli, et al. Impacts of land use change evaluation on habitat quality based on CA-Markov and InVEST models: Taking Fuzhou new district of Fujian Province as an example [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2019, 39(6):155-162.
- [12] 黄木易, 岳文泽, 方斌, 等. 1970—2015年大别山区生态服务价值尺度响应特征及地理探测机制[J]. *地理学报*, 2019, 74(9):1904-1920.
- Huang Muyi, Yue Wenzhe, Fang Bin, et al. Scale response characteristics and geographic exploration mechanism of spatial differentiation of ecosystem service values in Dabie Mountain area, Central China from 1970 to 2015 [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(9):1904-1920.
- [13] 陈谢扬, 李同昇, 朱炳臣, 等. 基于自然地理区的生态调节功能重要性评价及主导因子识别:以陕西省为例[J]. *地理研究*, 2023, 42(5):1359-1377.
- Chen Xieyang, Li Tongsheng, Zhu Bingchen, et al. Evaluation of the importance of ecological regulation function in Shaanxi Province based on physiographic regions and identification of dominant factors [J]. *Geographical Research*, 2023, 42(5):1359-1377.
- [14] 李小飞, 张明军, 王圣杰, 等. 中国空气污染指数变化特征及影响因素分析[J]. *环境科学*, 2012, 33(6):1936-1943.
- Li Xiaofei, Zhang Mingjun, Wang Shengjie, et al. Variation characteristics and influencing factors of air pollution index in China [J]. *Environmental Science*, 2012, 33(6):1936-1943.
- [15] 王庆明, 赵勇, 王浩, 等. 海河流域地表水资源衰减归因与规律[J]. *中国科学:地球科学*, 2024, 54(5):1573-1587.
- Wang Qingming, Zhao Yong, Wang Hao, et al. Surface water resource attenuation attribution and patterns in Hai River basin [J]. *Scientia Sinica (Terrae)*, 2024, 54(5):1573-1587.
- [16] 国家发展改革委.“十四五”重点流域水环境综合治理规划:发改地区[2021]1933号[EB/OL]. 北京:国家发展和改革委员会, 2021-12-31[2025-07-16]. <https://water-patent.hhu.edu.cn/2025/0217/c22954a298739/page.htm>. National development and reform commission. 14th five-year plan for comprehensive water environment governance of key river basins: No. Fagai Diqu [2021] 1933 [EB/OL]. Beijing: National Development and Reform Commission, 2021-12-31 [2025-07-16]. <https://water-patent.hhu.edu.cn/2025/0217/c22954a298739/page.htm>.
- [17] 国家发展改革委. 淮河生态经济带发展规划:发改地区[2018]1588号[EB/OL]. 北京:国家发展和改革委员会, 2018-11-02[2025-07-16]. <https://zfxgk.ndrc.gov.cn/web/iteminfo.jsp?id=15767>. National development and reform commission. Development plan for the Huaihe River ecological economic belt: No. Fagai Diqu [2018] 1588 [EB/OL]. Beijing: National Development and Reform Commission, 2018-11-02 [2025-07-16]. <https://zfxgk.ndrc.gov.cn/web/iteminfo.jsp?id=15767>.
- [18] Wei Jing, Li Zhanqing, Lyapustin A, et al. Reconstructing 1-km-resolution high-quality PM_{2.5} data records from 2000 to 2018 in China: Spatiotemporal variations and policy implications [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2021, 252:e112136.
- [19] Peng Shouzhong, Ding Yongxia, Liu Wenzhao, 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.
- [20] GAO J, SHI Y, ZHANG H, et al. China regional 250 m normalized difference vegetation index data set (2000—2024) [DB/OL]. National Tibetan Plateau/Third Pole Environment Data Center, 2023.
- [21] Wei Jing, Li Zhanqing, Li Ke, et al. Full-coverage mapping and spatiotemporal variations of ground-level ozone (O₃) pollution from 2013 to 2020 across China [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2022, 270:e112775.
- [22] Zhang Bo, Xiong Wei, Ma Muyuan, et al. Super-resolution reconstruction of a 3 arc-second global DEM dataset [J]. *Science Bulletin*, 2022, 67(24):2526-2530.
- [23] Yang Jie, Huang Xin. 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.