

DOI: 10.5846/stxb202102100426

梁加乐, 陈万旭, 李江风, 董孟君, 周婷, 潘思佩. 黄河流域景观破碎化时空特征及其成因探测. 生态学报, 2022, 42(5): 1993-2009.

Liang J L, Chen W X, Li J F, Dong M J, Zhou T, Pan S P. Spatiotemporal patterns of landscape fragmentation and causes in the Yellow River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(5): 1993-2009.

# 黄河流域景观破碎化时空特征及其成因探测

梁加乐<sup>1</sup>, 陈万旭<sup>2,3,4</sup>, 李江风<sup>1,\*</sup>, 董孟君<sup>5</sup>, 周婷<sup>6</sup>, 潘思佩<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 中国地质大学(武汉)公共管理学院, 武汉 430074

<sup>2</sup> 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院, 武汉 430078

<sup>3</sup> 中国地质大学(武汉)空间规划与人地系统模拟研究中心, 武汉 430078

<sup>4</sup> 北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875

<sup>5</sup> 中国矿业大学公共管理学院, 徐州 221116

<sup>6</sup> 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007

**摘要:** 黄河流域快速的人口增长和城市扩张加剧了土地利用转型和生态景观破碎化, 引发了诸如生态系统功能退化、生物多样性功能减弱以及生境破碎化等一系列严重问题。探明黄河流域景观破碎化时空特征及其成因对维护流域生态系统稳定和生态修复具有重要指导意义。但是以往研究缺乏对黄河流域景观破碎化时空特征及其归因分析的相关研究, 难以为黄河流域生态环境治理以及景观格局优化提供科学指导。基于 FRAGSTATS4.2 软件测度了 2000—2018 年黄河流域县域单元景观破碎化时空格局特征, 并借助地理探测器模型探讨了黄河流域景观破碎化时空分异的成因。研究表明: ①研究期间黄河流域斑块密度(PD)无显著变化, 边缘密度(ED)、景观形状指数(LSI)、平均斑块面积(Area\_AM)均呈先增后减的变化趋势, 聚集度指数(AI)呈先减后增的趋势; 蔓延度指数(CONTAG)持续降低, 分离度(DIVISION)、香农多样性指数(SHDI)逐年增高。②研究期间黄河流域景观破碎化程度总体逐渐加剧, 流域中下游各省破碎化程度变化剧烈, 上游各省破碎化程度变化趋于平稳。③地理探测器结果显示, 黄河流域景观破碎化受到自然、社会等多重因素影响, 因子间存在显著交互增强效应, 不同分区主要影响因子明显不同, 人类活动强度是最主要的影响因子。研究结果可为探明流域景观破碎化形成机理提供思路, 对黄河流域的生态环境治理、生态系统保护和土地利用规划制定提供依据。

**关键词:** 景观格局指数; 景观破碎化; 主成分分析; 地理探测器; 黄河流域

## Spatiotemporal patterns of landscape fragmentation and causes in the Yellow River Basin

LIANG Jiale<sup>1</sup>, CHEN Wanxu<sup>2,3,4</sup>, LI Jiangfeng<sup>1,\*</sup>, DONG Mengjun<sup>5</sup>, ZHOU Ting<sup>6</sup>, PAN Sipei<sup>1</sup>

<sup>1</sup> School of Public Administration, China University of Geosciences (WUHAN), Wuhan 430074, China

<sup>2</sup> School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences (WUHAN), Wuhan 430078, China

<sup>3</sup> Research Center for Spatial Planning and Human-Environmental System Simulation, China University of Geosciences (WUHAN), Wuhan 430078, China

<sup>4</sup> State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University, Beijing, 100875, China

<sup>5</sup> School of Public Administration, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China

<sup>6</sup> School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

**Abstract:** Rapid population growth and urban expansion in the Yellow River Basin have aggravated land use transition and landscape fragmentation, resulting in a series of severe problems, such as the degradation of ecosystem function, reduction of biodiversity function, and the fragmentation of habitat. Exploring the spatio-temporal characteristics and causes of

**基金项目:** 国家自然科学基金(42001187); 地表过程与资源生态国家重点实验室开放基金资助项目(2021-KF-03)

**收稿日期:** 2021-02-10; **网络出版日期:** 2021-11-17

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jfli0524@163.com

landscape fragmentation in the Yellow River Basin has important guiding significance for maintaining the stability of ecosystem, ecological restoration, and ecological civilization construction in the Yellow River Basin. However, previous studies lacked the knowledge of spatiotemporal characteristics and formation mechanism of landscape fragmentation, which is difficult to provide scientific guidance for the ecological governance and landscape pattern optimization of the Yellow River Basin. Based on Fragstats4.2 software, this study analyzed the spatiotemporal pattern of landscape fragmentation at county level of the Yellow River Basin from 2000 to 2018, and explored the formation mechanism of spatiotemporal differentiation of landscape fragmentation with the help of geodetector model. The results showed that: (1) patch density ( $PD$ ) of the Yellow River Basin had no significant change during the study period. The edge density ( $ED$ ), landscape shape index ( $LSI$ ), and patch area mean ( $Area\_AM$ ) showed a trend of increasing at first and then decreasing. The aggregation index ( $AI$ ) showed a trend of decreasing at first and then increasing. The index of contagion ( $CONTAG$ ) continued to decrease, while the landscape division index ( $DIVISION$ ) and shannon's diversity index ( $SHDI$ ) increased gradually. (2) The degree of landscape fragmentation in the Yellow River Basin increased gradually during the study period. The degree of landscape fragmentation in the middle and lower reaches of the Yellow River Basin changed sharply, while the degree of landscape fragmentation in the upper reaches of the Yellow River Basin tended to be stable. (3) According to the results of geodetector, the fragmentation of the landscape in the Yellow River Basin was affected by multiple factors such as nature and society, among which there was a significant interaction enhancement effect. The main influencing factors of different regions are obviously different, while the intensity of human activities is the leading one. The results can provide ideas for exploring the formation mechanism of landscape fragmentation in the river basin, and have important referential significance to the ecological governance, ecosystem protection, and land use planning formulation of the Yellow River Basin.

**Key Words:** landscape pattern index; landscape fragmentation; principal component analysis; Geodetector; the Yellow River Basin

黄河流域是我国重要的生态屏障和国民经济发展重点地区<sup>[1]</sup>,在我国经济社会高质量发展和生态文明建设中发挥着重要作用,加强黄河流域生态治理和保护,促进黄河流域高质量发展迫在眉睫<sup>[2]</sup>。人口快速增长和城市化进程加快加剧了黄河流域土地利用变化,生态系统功能的持续供给受到严重威胁<sup>[3]</sup>,流域景观格局发生剧烈变化,暴露出不同程度的破碎化状况<sup>[4]</sup>。科学测度黄河流域景观破碎化时空特征,探测其形成原因,可以为黄河流域生态环境保护提供科学依据,助力生态文明建设,促进土地资源合理利用和流域的高质量发展。景观破碎化是指由于自然或人为因素干扰,导致景观从简单到复杂的过程<sup>[5-6]</sup>。它直接影响景观中的生物多样性、能量流和物质循环等生态特征和过程,进而导致土地退化和生态系统恶化<sup>[7]</sup>。一个结构合理、功能完善的流域生态系统,可以最大程度地释放其生活、生态、生产潜力,放大系统的生态效益和经济效益,改善当地生态环境,促进当地经济高质量发展<sup>[8]</sup>。江河流域往往呈现不同于单一城市的景观破碎化演变过程,当其破碎化程度加深时,生态系统功能弱化现象也就更加明显<sup>[9]</sup>。景观破碎化相关研究是解决生物多样性降低和生态系统功能退化问题的重要手段。

目前国内外学者关于景观破碎化的研究主要集中在景观破碎化评估、景观破碎化的影响和景观破碎化驱动因素三个方面<sup>[10-16]</sup>。在对景观破碎化程度进行评估时,学者通常采用景观格局指数法来表征景观破碎化。具体来看,付扬军等通过选取适宜景观指数对汾河流域景观破碎化进行了分析<sup>[10]</sup>;王云等在界定农业景观的前提下采用景观格局指数法对西安市都市农业景观破碎化进行了测度<sup>[11]</sup>;焦利民等通过主次景观指标结合对武汉都市区绿地格局的破碎化程度进行了评估<sup>[12]</sup>。还有部分学者采用移动窗口法对景观破碎化进行评估,如付刚等采用移动窗口分析法对北京市近二十年景观破碎度进行了测度<sup>[13]</sup>;姜坤等采用移动窗口法对平潭岛等海岛型城市的景观破碎化进行了评估<sup>[14]</sup>;刘世梁等利用移动窗口法对澜沧江下游的景观破碎化特征进行了可视化分析<sup>[15]</sup>。还有学者采用有效粒度尺寸作为景观破碎化指数来评估景观破碎化,如李灿等采用

有效粒度尺寸方法对北京市顺义区的景观破碎化程度进行了测度<sup>[16]</sup>。关于景观破碎化影响的研究涉及较多领域,如邵大伟等基于镇域单元尺度对景观破碎化对生态系统服务价值的影响进行了分析<sup>[17]</sup>;覃凤飞等探讨了景观破碎化对植物种群的影响<sup>[18]</sup>;杨芳等讨论了景观破碎化对生物多样性的影响<sup>[19]</sup>;张金茜等分析了景观破碎化对土壤保持服务的影响<sup>[20]</sup>。以往对景观破碎化驱动因素方面的研究主要倾向于自然因素和社会经济因素两个角度,赵锐锋等<sup>[21]</sup>采用灰色关联法从自然和人文两个方面讨论了气温、降水以及人类活动能力对景观破碎化的影响;刘世梁等<sup>[22]</sup>基于地理加权回归模型分析了距道路、河流的距离等社会经济因素和坡度因素对漫湾库区景观破碎化的影响;王蓉等<sup>[23]</sup>借助移动窗口分析和线性相关回归结合的方法探讨了人口密度、财政收入、家庭户数等因素对渝北区景观破碎化水平的影响。

综述以往研究,对景观破碎化的研究主要集中在较小尺度、单一景观类型等方面,并且大部分基于流域范围开展的研究中,很少有学者对自然环境本底特征和社会经济发展差异较大的流域进行分区研究。关于黄河流域景观破碎化的相关研究更是仅以流域内某一个省份或者地区为研究对象<sup>[1]</sup>,不具有整个流域范围内的普遍性,只能为部分地区景观格局及景观破碎化的研究提供参考,且缺乏对景观破碎化驱动因素的研究。本文以整个黄河流域作为研究对象,全面分析整个流域的景观破碎化时空特征,并从自然和社会经济两个方面探讨了黄河流域上、中、下游的景观破碎化驱动因子。以期揭示流域不同分区景观破碎化与社会经济活动和自然生态过程之间的关系,为黄河流域景观格局优化、生态系统服务持续供给以及土地利用规划制定提供科学依据。

## 1 研究区概况与数据来源

### 1.1 研究区概况

黄河流域西起青藏高原巴颜喀拉山北麓,最终注入渤海,流域总面积约  $7.95 \times 10^5 \text{ km}^2$ ,研究区总面积约  $1.31 \times 10^6 \text{ km}^2$ ,干流全长约  $5.5 \times 10^3 \text{ km}$ (图 1)。从发源地至内蒙古自治区河口镇为上游,河口镇至河南省桃花峪为中游,桃花峪至入海口为下游。流域地势西高东低,地形地势差异较大,横亘黄淮海平原、黄土高原、内蒙古高原和青藏高原四大地貌单元。流域内分布 30 多个自然保护区,其中国家级生态保护区 9 个<sup>[24]</sup>,发挥着极为重要的生态功能,是我国重要的生态屏障。在经济社会发展中,黄河流域同样发挥着至关重要的作用,以占全国 27.3%的土地面积,承载了全国 23.3%的人口和 21.8%的经济总量<sup>[25]</sup>。但近年来黄河流域生态系统功能退化和景观破碎化加剧严重制约了黄河流域社会经济高质量发展。基于此,本研究选择黄河流域作为研究区域,黄河流经山东、河南、山西、陕西、内蒙古、宁夏、甘肃、青海以及四川 9 个省,本文在 9 个省的基础上选取其中流经的 461 个县区作为研究对象,由于流域范围广、东西跨度大,区域间自然和社会经济因素差异显著,本文进一步将研究区划分为上、中、下游,以更加准确地对各区域景观破碎化时空特征及驱动机理的差异性进行探讨,为流域不同分区的景观格局优化和生态环境保护提供参考。

### 1.2 数据来源与处理

本研究涉及的 2000、2010 和 2018 年黄河流域土地利用数据来源于中科院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn/Default.aspx>),空间分辨率为 1km,通过人工目视解译生成,综合精度达到 90%以上,是目前中国精度较高的土地利用遥感监测数据产品<sup>[26-27]</sup>。DEM 是 30m 空间分辨率的数字高程数据,来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),能够准确反映研究区地形特征;人类活动强度选用生态系统综合人类扰动指数的赋值方案获得<sup>[28]</sup>;年均降水量数据和植被指数(NDVI)数据均来源于中科院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn/Default.aspx>),分辨率为 1km,能够有效反映研究区降水和植被覆盖时空特征;人口密度数据来源于 World Pop(<https://www.worldpop.org/>),分辨率为 100m,精度满足研究需要。

## 2 研究方法

### 2.1 景观破碎化指数选择

本研究采用 FRAGSTATS4.2 软件对 2000—2018 年黄河流域的主要景观指数进行计算,采用主成分分析

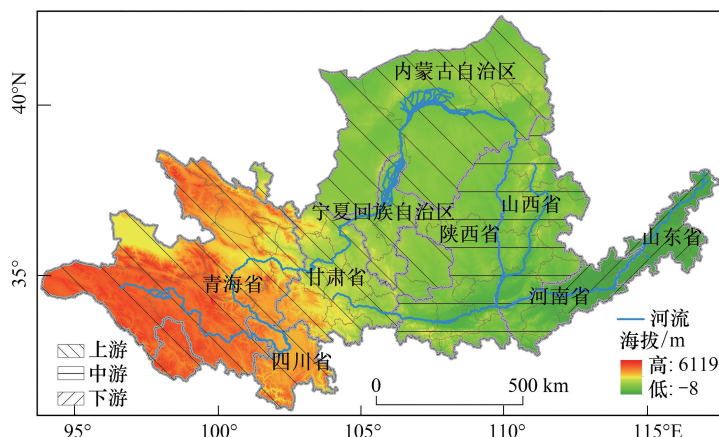


图1 黄河流域地理位置图

Fig.1 Location map of the Yellow River Basin

方法测度黄河流域景观破碎化的时空特征<sup>[29-30]</sup>。参考以往研究以及黄河流域实际情况,本研究从景观要素斑块特征破碎化、景观异质性破碎化和景观要素空间相互关系破碎化三个角度选取斑块密度( $PD$ )、边缘密度( $ED$ )、景观形状指数( $LSI$ )、平均斑块面积( $Area\_AM$ )、蔓延度( $CONTAG$ )、分离度( $DIVISION$ )、香农多样性( $SHDI$ )和集聚指数( $AI$ )8个景观指数来刻画黄河流域景观格局破碎化程度<sup>[31]</sup>。所选景观指数的生态学意义和计算公式如下<sup>[5]</sup>:

(1) 斑块密度( $PD$ )。斑块密度是指景观中包括全部异质景观要素斑块的单位面积斑块数,能够表征景观格局的集聚度/破碎化程度。值越大,景观破碎度越高。计算公式如下:

$$PD = \frac{\sum_{i=1}^n M_i}{LA} \quad (1)$$

式中, $n$ 为景观类型总数; $M_i$ 为第 $i$ 类景观斑块数; $LA$ 为研究范围内景观总面积。

(2) 边缘密度( $ED$ )。景观边缘密度指景观范围内单位面积上异质景观要素斑块间的边缘长度。值越大,异质景观斑块越多,景观越破碎。计算公式如下:

$$ED = \frac{1}{X} \int_{i=1}^Y \int_{j=1}^Y P_{ij} \quad (2)$$

$$ED_i = \frac{1}{X} \int_{j=1}^Y P_{ij} \quad (3)$$

式中, $P_{ij}$ 为景观中第 $i$ 类景观要素斑块与相邻第 $j$ 类景观要素斑块间的边界长度。

(3) 景观形状指数( $LSI$ )。景观形状指数能够反映研究区景观斑块要素的形状,一般来讲,值越大,景观斑块的形状越复杂,景观破碎化程度越高。计算公式如下:

$$LSI = \frac{0.25 \sum_{i=1}^n e_{ji}^*}{\sqrt{LA}} \quad (4)$$

式中, $e_{ji}^*$ 表示景观斑块类型 $j$ 和 $i$ 之间的边缘总长度; $LA$ 为研究范围内景观总面积。

(4) 平均斑块面积( $Area\_AM$ )。平均斑块面积是反映景观结构的有效指标,在一定程度上能够作为负向指标表征景观格局破碎化程度。值越小,斑块数量越大,景观破碎度越高。计算公式如下:

$$MPS = LA/NP \quad (5)$$

式中, $LA$ 为研究范围内景观总面积; $NP$ 为景观内斑块数量。



(5)蔓延度(CONTAG)。蔓延度可描述景观里斑块类型的团聚程度或延展趋势,包含了景观格局的空间信息,一般用作衡量景观破碎化程度的负向指标。值越大,景观斑块间团聚程度越高,景观破碎度越低。计算公式如下:

$$\text{CONTAG} = \left[ 1 + \frac{\int_{i=1}^n \int_{j=1}^n \left[ (P_i) \left( \frac{f_{ij}}{\int_{i=1}^n f_{ij}} \right) \right] \left[ \ln(P_i) \left( \frac{f_{ij}}{\int_{i=1}^n f_{ij}} \right) \right]}{2 \ln(n)} \right] \times 100 \quad (6)$$

式中,  $p_i$  为  $i$  类斑块所占的面积百分比;  $f_{ij}$  为  $i$  类斑块和  $j$  类斑块毗邻的数量;  $n$  为景观中的斑块类型总数。

(6)分离度(DIVISION)。分离度一般作为衡量景观破碎化程度的正向指标,分离度越高说明该景观系统的离散程度越高,景观破碎化程度越高。计算公式如下:

$$P_i = \frac{B_{ij}}{A_{ij}} \quad (7)$$

式中,  $P_i$  为景观类型  $i$  的分离度;  $B_{ij}$  为景观类型  $i$  的距离指数;  $A_{ij}$  为景观类型  $i$  的面积指数。

(7)香农多样性(SHDI)。香农多样性指数是反映景观异质性的重要指标,能够较为准确地识别出景观中各斑块类型空间非均衡分布情况。值越大,说明景观格局中异质斑块越多,景观越破碎。计算公式如下:

$$\text{SHDI} = - \int_{i=1}^n (p_i \ln p_i) \quad (8)$$

式中,  $p_i$  为景观斑块类型  $i$  所占据的比率。

(8)集聚指数(AI)。集聚指数基于同种景观斑块类型像元间的边界长度计算得到,表示某种类型的景观要素斑块集聚程度,能够反映景观斑块的集聚情况。值越大,同种景观斑块越聚集,景观破碎度越低。计算公式如下:

$$AI = \left[ \frac{g_{ij}}{\max \rightarrow g_{ij}} \right] \quad (9)$$

式中,  $g_{ij}$  为相应景观斑块类型的相似邻接斑块数目。

## 2.2 景观破碎化测度

为更加直观地反映黄河流域 2000—2018 年间各个景观指数的空间变化特征,本研究将县区作为基础评价单元来研究景观格局指数的空间分布特征。然后引入主成分分析法对表征研究区景观破碎化程度的 8 个景观指数 PD、ED、LSI、Area\_AM、CONTAG、DIVISION、SHDI 和 AI 进行主成分提取。该方法能够将多个变量转化为少数几个综合变量,并以原始变量的线性组合形式呈现,从而体现原始变量的绝大部分互不重叠的信息,能够更好地对研究区域各个时段的景观破碎化进行测度<sup>[32]</sup>。

## 2.3 地理探测器

本研究采用地理探测器来测度黄河流域景观破碎化的成因。地理探测器主要由因子探测、交互探测、生态探测和风险探测组成,其核心思想基于假设:如果某个自变量对某个因变量有重要影响,那么自变量和因变量的空间分布应该具有相似性<sup>[33]</sup>。景观破碎化空间分异的内部驱动机理错综复杂,本文通过分析黄河流域实际情况并结合前人研究<sup>[10]</sup>,从自然本底特征和社会经济发展水平两个方面对景观破碎化空间分异成因进行探讨,自然本底特征主要是 NDVI(X1)、坡度(X2)、年均降水量(X3)、高程(X4),社会经济发展水平包括距重要水体距离(X5)、距省会城市距离(X6)、人口密度(X7)和人类活动强度(X8),各个驱动因子通过 ArcGIS10.3 进行离散化处理之后作为地理探测器的自变量。计算公式如下:

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{i=1}^L N_i \sigma_i^2 \quad (10)$$

式中,  $q$  为某指标的空间分异性,  $q \in [0, 1]$ ;  $N$  为研究区样本总数,  $\sigma^2$  为该指标的方差;  $i$  表示分区(  $i = 1, 2, \dots, L$  )。  $q$  的大小反映了空间分化的程度。  $q$  值越大,空间分层的异质性越强;反之,空间分布的随机性越强。

当  $q = 0$  时,表明研究对象不存在空间分异性;当  $q = 1$  时,表示完美的空间分异性。

### 3 结果与分析

#### 3.1 黄河流域景观格局指数时空分布特征

研究期间黄河流域斑块密度和边缘密度空间分布差异显著(图2、图3),呈现以甘肃—陕西—山西一带为高值中心向流域西北和东南部递减的空间分布格局,两类景观指数高值区集中分布在流域中下游地区,以内蒙古自治区和山东省高值分布居多;低值区则广泛分布于流域上游黄土高原地区各省份,以青海省分布居多。值得注意的是青海省、内蒙古自治区以及山东省的省会城市附近县区也出现边缘密度值较高的现象。从时间尺度来看,2000—2018年间流域斑块密度变化不明显,仅内蒙古自治区、山西省和陕西省极少部分县区出现低值区向高值区转变现象。流域整体边缘密度值呈增加趋势,西部和北部地区变化微弱,中东部地区变化剧烈。与斑块密度和边缘密度不同的是流域景观形状指数在研究期间时空分布变化较大,呈现东部较为平稳,西部变化剧烈的两极差异特征(图4)。

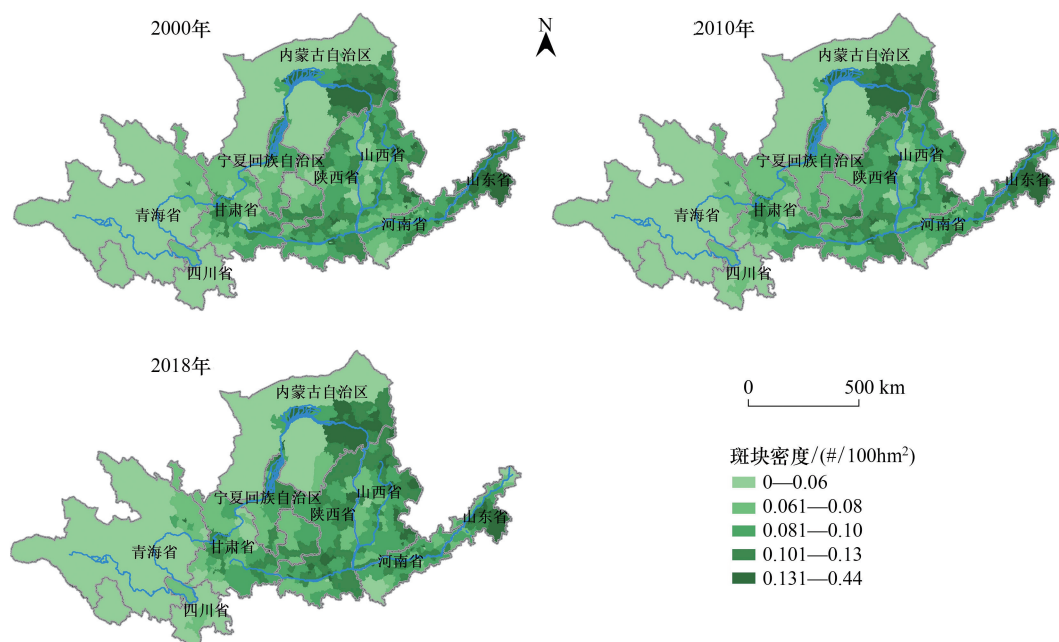


图2 2000—2018年黄河流域PD空间分布

Fig.2 Spatial distribution of PD in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

平均斑块面积、蔓延度和集聚指数是反映景观破碎化程度的负向指标,蕴含着丰富的景观结构信息。从空间上来看,研究期间三类景观指数的高值区集中分布在青海省、四川省和内蒙古自治区,其他省份均无明显高值区域(图5、图6、图7);低值区集中在中下游省份,以山西省、河南省和陕西省分布居多,其中,山西省绝大部分县区均为低值区。时间上来看,2000—2018年间平均斑块面积和蔓延度均呈现中高值区向低值区转变趋势;集聚指数呈增减并存变化特征,中上游部分省区集聚指数有所升高,下游部分地区集聚指数明显降低。

与其他景观指数相比,分离度和香农多样性指数空间分布散乱(图8、图9),低值区和高值区交叉分布,无明显界线。2000—2018年间除四川省外均有两类景观指数高值区分布,2000—2010年间两类指数空间分布均无明显变化,但在2010—2018年间变化显著,青海省变化最为剧烈。总的来讲,研究期间流域分离度指数整体呈上升趋势;香农多样性指数整体虽呈上升趋势,但青海和陕西两省仍有极少数地区出现下降现象。

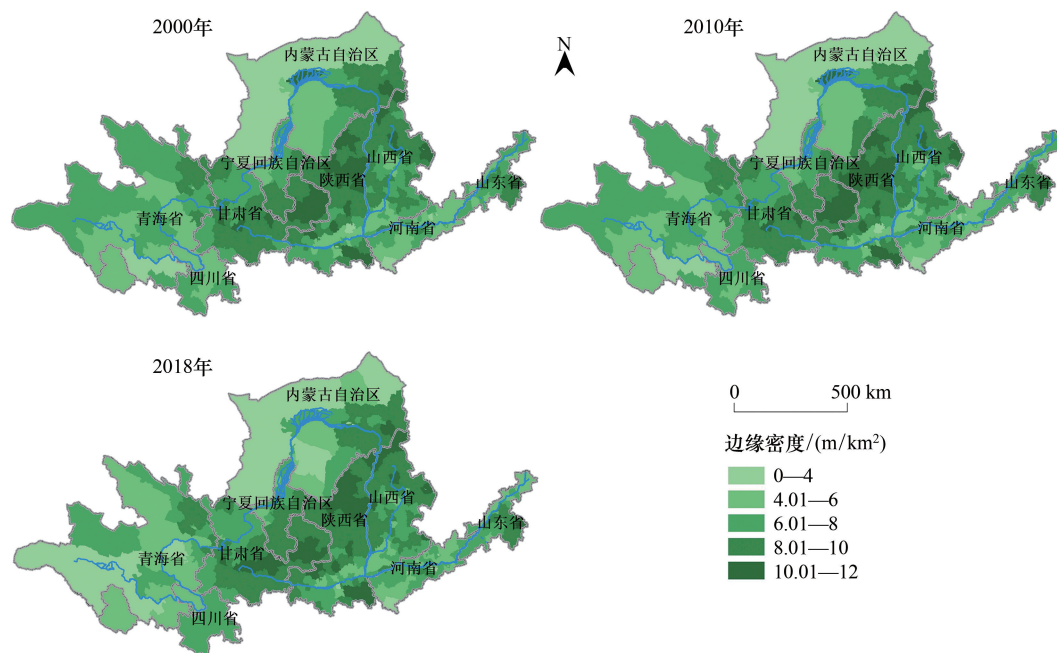


图3 2000—2018年黄河流域ED空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ED in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

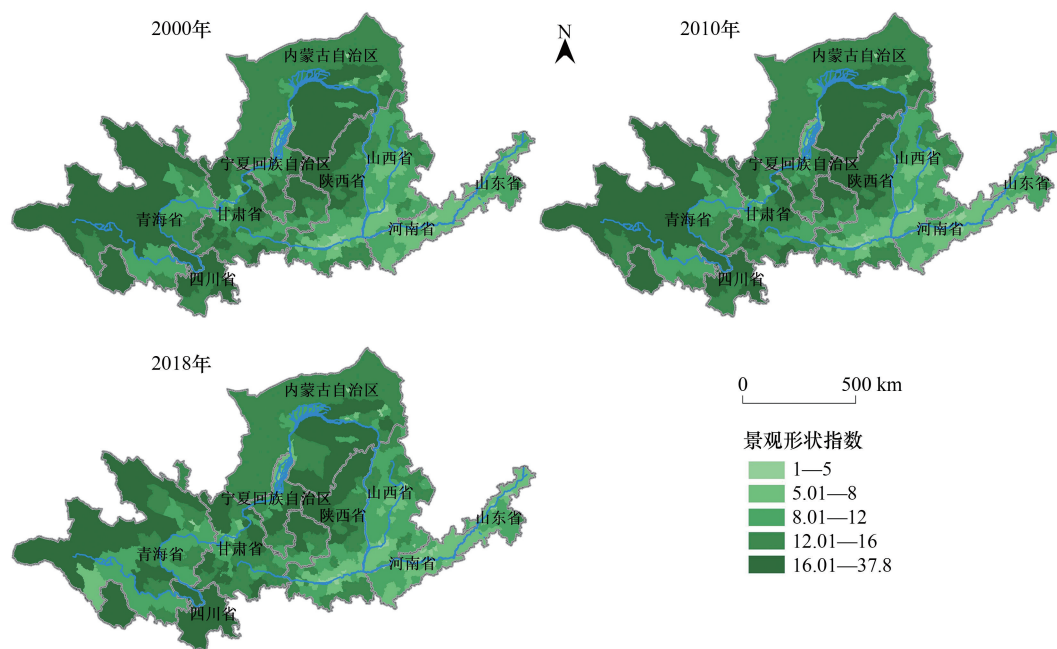


图4 2000—2018年黄河流域LSI空间分布

Fig.4 Spatial distribution of LSI in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

### 3.2 黄河流域景观破碎化综合指数分析

#### 3.2.1 基于景观水平的破碎化指数变化特征

2000—2018年黄河流域景观指数测度结果表明黄河流域景观破碎化程度持续增加,但近年来景观破碎化趋势有所减缓,部分地区破碎化程度逐年降低。由表1看出,2000—2018年黄河流域景观的斑块密度变化

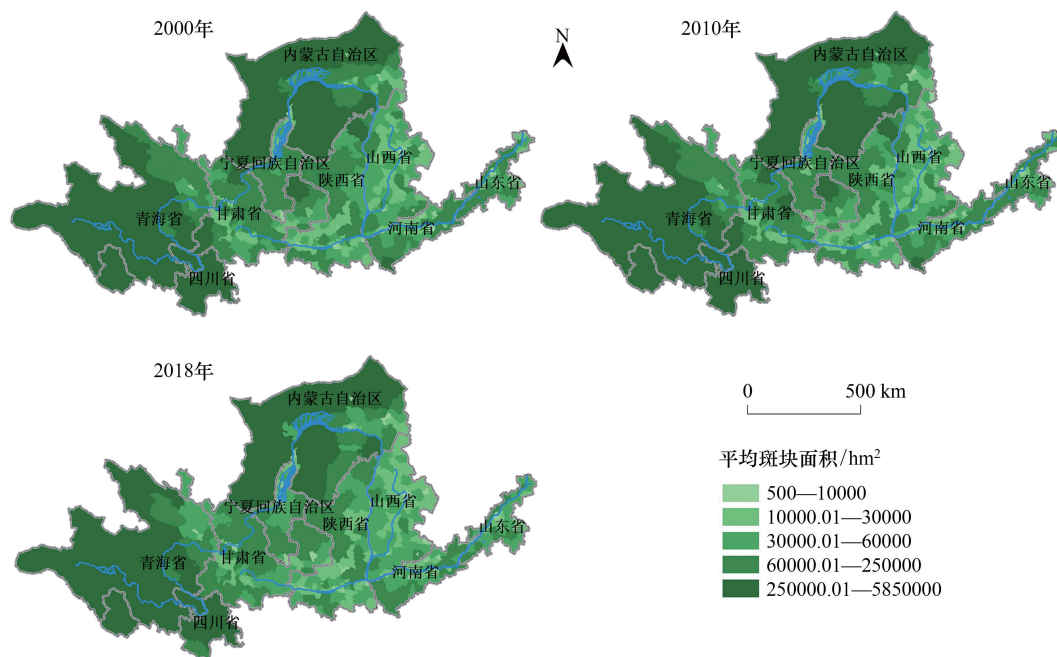


图5 2000—2018年黄河流域 Area\_AM 空间分布

Fig.5 Spatial distribution of Area\_AM in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

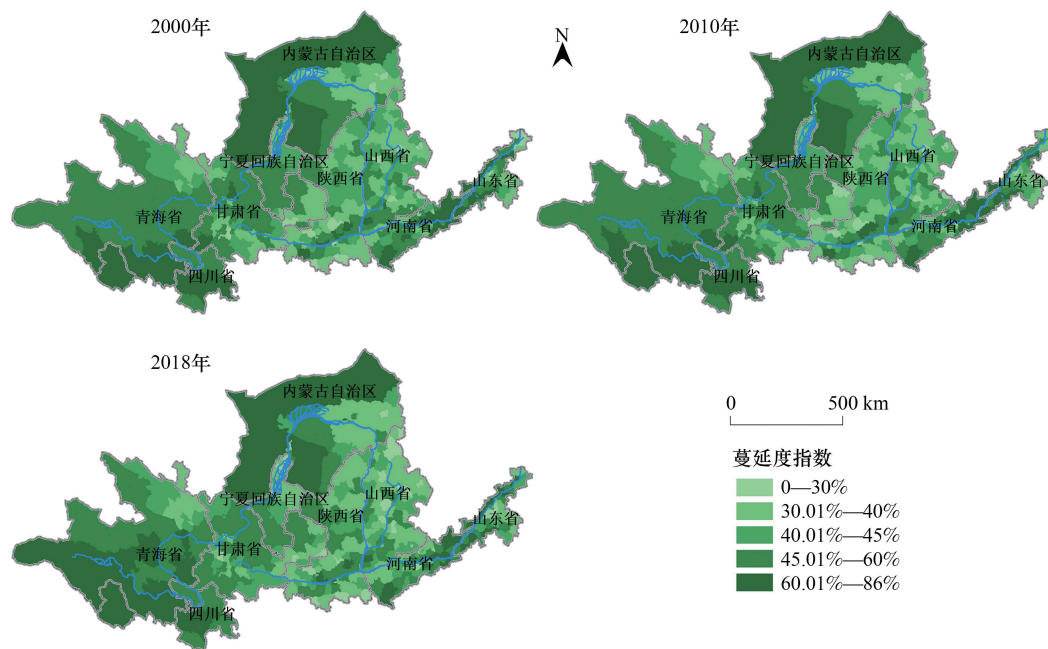


图6 2000—2018年黄河流域 CONTAG 空间分布

Fig.6 Spatial distribution of CONTAG in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

不显著,边缘密度、景观形状指数呈现先增后减的变化趋势,平均斑块面积、聚集度指数呈先减后增趋势,说明景观类型的边缘形状在由不规则向规则转变,景观斑块之间的分布状况在由分散向聚集转变,景观斑块数量趋于减少。蔓延度指数持续降低,降低率为3.1%,说明流域景观中仍然存在较多的小斑块,不同斑块类型的团聚程度逐渐降低,形成多种景观要素散布的空间格局,景观破碎化程度持续增加;分离度呈微弱的逐年增加趋势,可以看出流域景观类型的分散程度不断加深,破碎化情况日益严重;香农多样性指数也呈现微弱增加趋势,增长率达到3%,表明流域景观斑块类型不断增加,景观要素趋于多样化,破碎化程度增加。



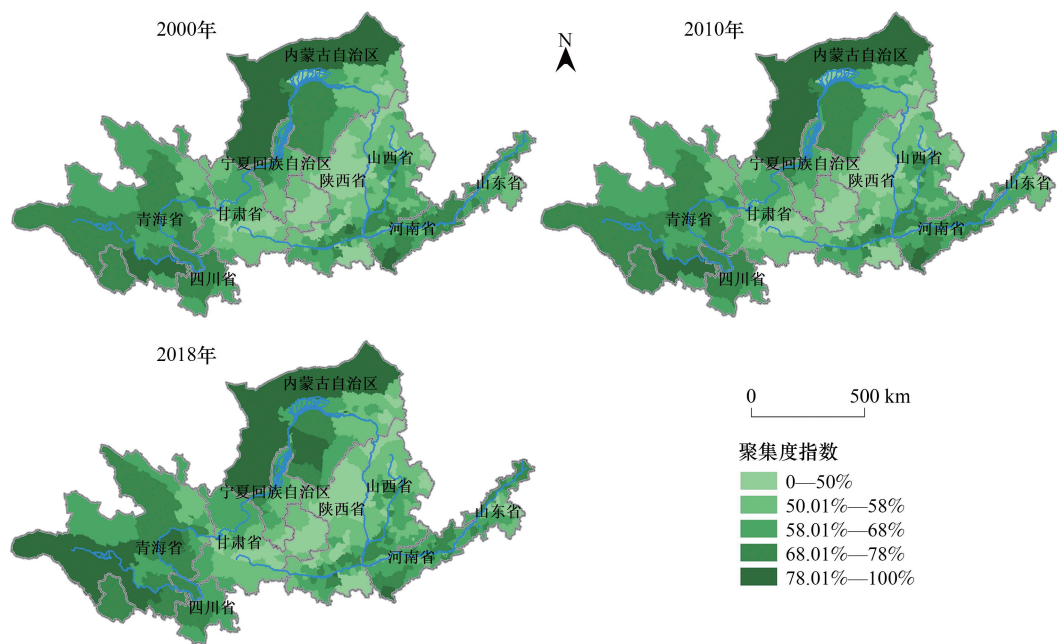


图 7 2000—2018 年黄河流域 AI 空间分布

Fig.7 Spatial distribution of AI in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

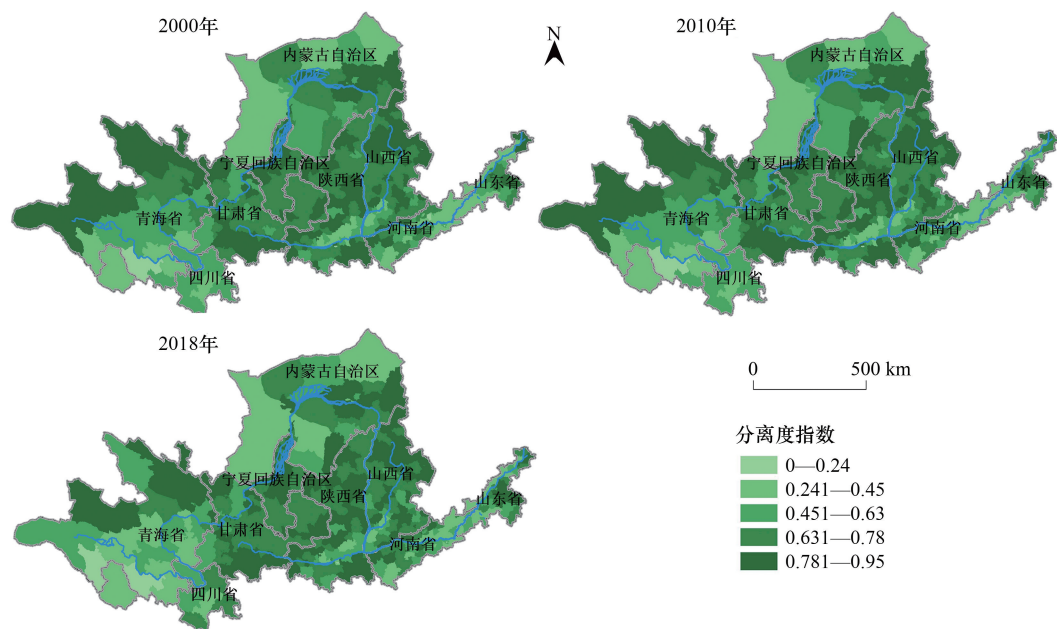


图 8 2000—2018 年黄河流域 DIVISION 空间分布

Fig.8 Spatial distribution of DIVISION in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

### 3.2.2 基于斑块类型的破碎化指数变化特征

从斑块类型上来看,2000—2018 年间黄河流域主要的土地利用类型是草地(图 2),面积占比均达到 45.5%以上;其次是耕地,面积占比均达到 20%以上;占比最少的是水域,均未达到 1.5%。研究期间,流域内耕地和草地面积持续减少,且耕地减少趋势明显加快。未利用地和湿地先增加后减少,建设用地、林地和水域呈现持续增加趋势。

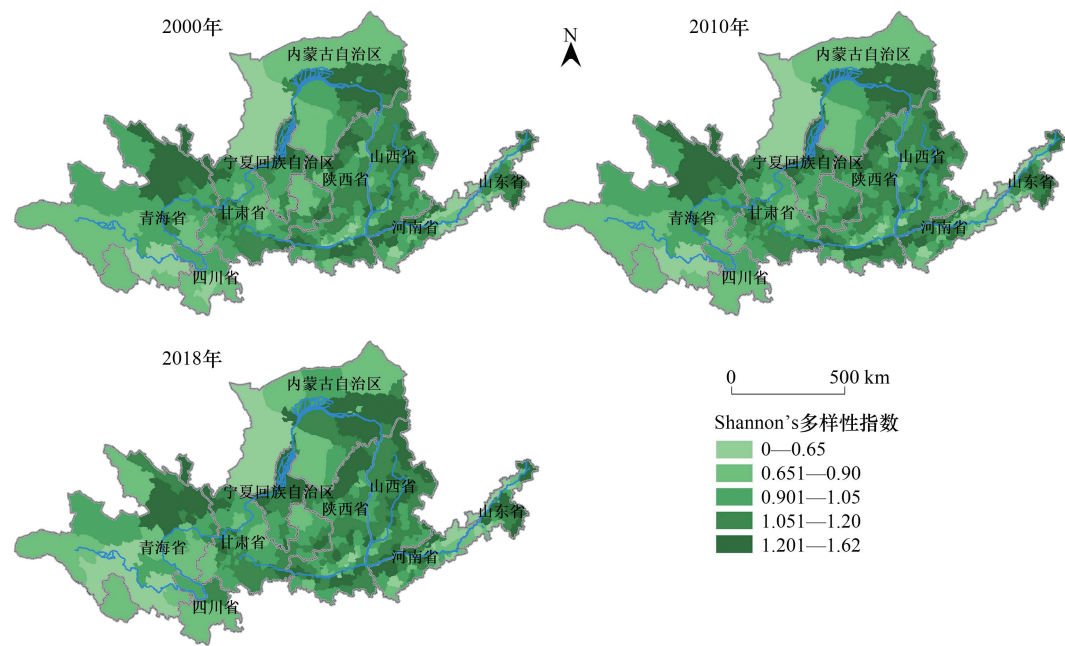


图9 2000—2018 年黄河流域 SHDI 空间分布

Fig.9 Spatial distribution of SHDI in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

表 1 2000—2018 年黄河流域景观水平上指数变化表

| Table 1 Landscape index changes at landscape level of the Yellow River Basin from 2000 to 2018 |                                       |                                     |                   |                                       |                   |                   |                     |               |
|------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|-------------------|---------------------------------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------|
| 年份<br>Year                                                                                     | 斑块密度<br>PD/<br>(100hm <sup>-2</sup> ) | 边缘密度<br>ED/<br>(m/km <sup>2</sup> ) | 景观形<br>状指数<br>LSI | 平均斑<br>块面积<br>Area_AM/hm <sup>2</sup> | 蔓延度指数<br>CONTAG/% | 分离度指数<br>DIVISION | 香农多样性<br>指数<br>SHDI | 聚集度指数<br>AI/% |
| 2000 年                                                                                         | 0.10                                  | 7.30                                | 9.76              | 102033.97                             | 45.13             | 0.65              | 1.01                | 60.61         |
| 2010 年                                                                                         | 0.10                                  | 7.36                                | 9.82              | 100672.53                             | 44.22             | 0.66              | 1.03                | 60.33         |
| 2018 年                                                                                         | 0.10                                  | 7.31                                | 9.71              | 106660.22                             | 43.75             | 0.67              | 1.04                | 60.64         |

PD: 斑块密度 Patch density; ED: 边缘密度 Edge density; LSI: 景观形状指数 Landscape shape index; Area\_AM: 平均斑块面积 Patch area mean; CONTAG: 蔓延度指数 Index of contagion; DIVISION: 分离度指数 landscape division index; SHDI: 香农多样性指数 Shannon's diversity index; AI: 聚集度指数 Aggregation index

从斑块类型水平上主要景观指数变化表(表2)可以看出,耕地的斑块密度出现小幅升高,边缘密度呈持续下降趋势,平均斑块面积大幅降低,降低率高达31.16%,说明研究期间流域内出现大量耕地小斑块,这与流域内退耕还林(还草)工程的长期实施紧密相关。研究期间,林地的斑块密度先增加后趋于稳定,边缘密度、景观形状指数先增加后降低,平均斑块面积、聚集度指数先降低后增加,表明流域内林地面积和斑块数量有所增加,破碎化程度先增加后降低。流域内草地的斑块密度无明显变化,边缘密度、分离度指数持续降低,平均斑块面积不断增加,说明草地面积不断增加,斑块间趋于团聚,草地景观的破碎化程度不断降低,这与流域内大面积植树种草密切相关。研究期间,流域内水域的边缘密度和景观形状指数不断增加,平均斑块面积和聚集度不断降低,表明水域斑块的散布程度不断增加,破碎化程度不断加深。建设用地的斑块密度、景观形状指数和分离度指数在研究期间均持续增加,平均斑块面积和聚集度指数也呈持续增加趋势,这是快速城镇化背景下,建设用地大规模无序扩张、侵蚀其他景观斑块类型所致。研究期间,未利用地各主要景观指数均体现出破碎化情况逐渐改善的趋势,说明流域内部分未利用地向其他类型用地转变,细碎斑块数量不断减少。湿地的主要景观指标变化特征显示出湿地景观破碎化程度先增加后降低的现象,这说明早期流域过度开发以及不合理利用湿地资源,导致湿地面积减少,斑块要素散布。而近年来退耕还湿、湿地修复等措施成效显著,改善了流域湿地景观的破碎化情况。

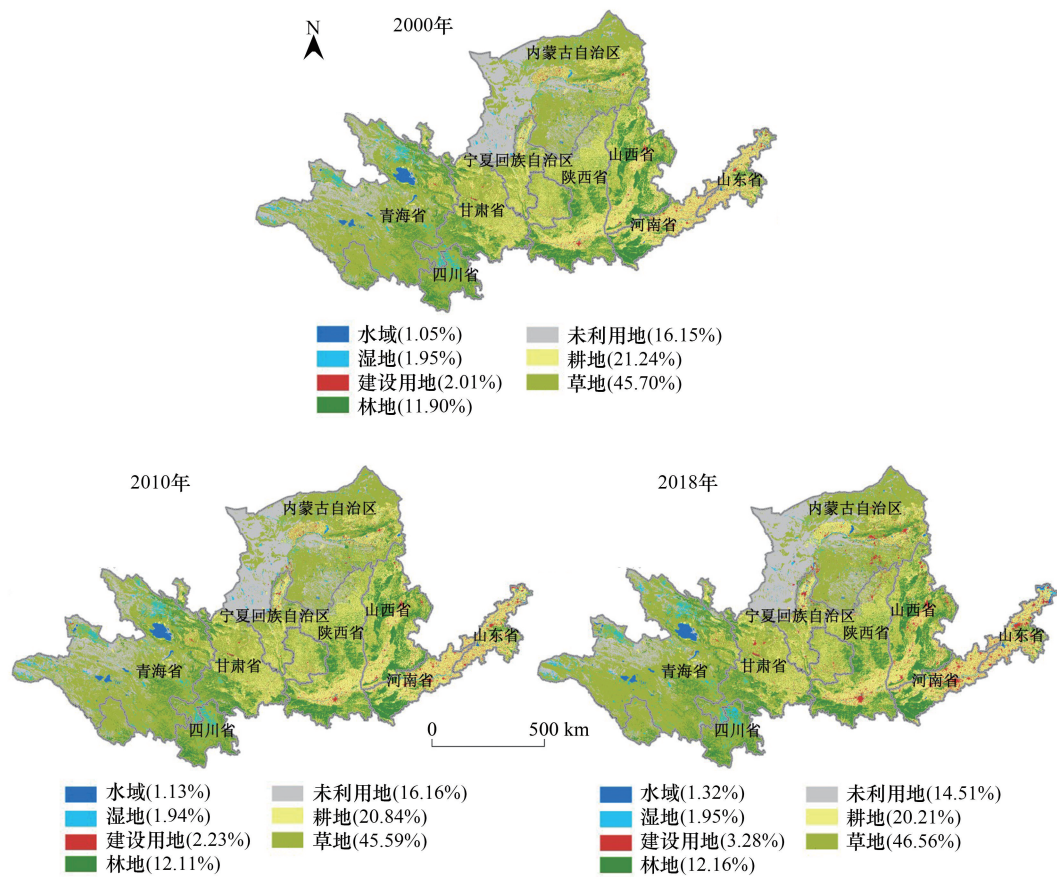


图 10 2000—2018 年黄河流域土地利用分布图

Fig.10 Spatial distribution of land use in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

表 2 2000—2018 年黄河流域类型水平上指数变化表

Table 2 Landscape index changes at type level of the Yellow River Basin from 2000 to 2018

|        |          | 耕地<br>Cultivated<br>land | 林地<br>Forestry<br>areas | 草地<br>Grassland | 水域<br>Water areas | 建设用地<br>Built-up<br>areas | 未利用地<br>Unused<br>land | 湿地<br>Wetland |
|--------|----------|--------------------------|-------------------------|-----------------|-------------------|---------------------------|------------------------|---------------|
| 2000 年 | PD       | 0.010                    | 0.012                   | 0.011           | 0.003             | 0.011                     | 0.007                  | 0.006         |
|        | ED       | 3.306                    | 1.992                   | 5.360           | 0.186             | 0.638                     | 1.755                  | 0.493         |
|        | LSI      | 206.863                  | 167.010                 | 228.817         | 52.396            | 129.215                   | 126.713                | 101.734       |
|        | AREA_AM  | 6149012.383              | 419648.336              | 24825132.241    | 138177.487        | 1596.897                  | 3672854.720            | 15404.615     |
|        | DIVISION | 0.990                    | 1.000                   | 0.914           | 1.000             | 1.000                     | 0.996                  | 1.000         |
|        | AI       | 60.900                   | 57.824                  | 70.520          | 55.766            | 20.576                    | 72.599                 | 36.408        |
| 2010 年 | PD       | 0.010                    | 0.013                   | 0.011           | 0.003             | 0.011                     | 0.008                  | 0.006         |
|        | ED       | 3.286                    | 2.051                   | 5.356           | 0.203             | 0.672                     | 1.752                  | 0.494         |
|        | LSI      | 207.615                  | 170.627                 | 228.937         | 55.000            | 129.442                   | 126.437                | 102.314       |
|        | AREA_AM  | 5476437.101              | 414047.579              | 26807051.571    | 129293.778        | 2823.527                  | 3690300.541            | 13956.097     |
|        | DIVISION | 0.991                    | 1.000                   | 0.907           | 1.000             | 1.000                     | 0.996                  | 1.000         |
|        | AI       | 60.382                   | 57.325                  | 70.472          | 55.074            | 24.340                    | 72.687                 | 36.056        |
| 2018 年 | PD       | 0.011                    | 0.013                   | 0.011           | 0.003             | 0.012                     | 0.006                  | 0.005         |
|        | ED       | 3.237                    | 2.043                   | 5.039           | 0.228             | 0.861                     | 1.402                  | 0.481         |
|        | LSI      | 207.664                  | 169.636                 | 213.528         | 57.608            | 136.472                   | 107.237                | 99.375        |
|        | AREA_AM  | 4232848.396              | 421697.582              | 30619867.914    | 118754.030        | 8150.166                  | 4171278.225            | 25373.289     |
|        | DIVISION | 0.994                    | 1.000                   | 0.891           | 1.000             | 1.000                     | 0.995                  | 1.000         |
|        | AI       | 59.727                   | 57.611                  | 72.752          | 56.505            | 34.330                    | 75.552                 | 38.036        |

### 3.2.3 景观破碎化综合指数时空分布特征

景观指数  $PD$ 、 $ED$ 、 $LSI$ 、 $Area\_AM$ 、 $CONTAG$ 、 $DIVISION$ 、 $SHDI$  和  $AI$  可以在一定程度上表征研究区景观破碎化程度,由于这些景观指数在反映景观破碎化的信息中存在一定交叉重复,因此本研究采用主成分分析对各个景观指数进行加权处理,将其重新组合成一组新的综合变量来表征景观破碎化程度,并且将该综合变量作为地理探测器的因变量。以往研究是依据公因子方差的提取程度、初始特征值以及 KMO 统计量的大小来选取研究期间的一个年份开展主成分分析<sup>[10,34]</sup>,为更加准确的探讨各个景观指数的内部相关性以及对景观破碎化程度的解释能力,本次研究对 2000、2010 和 2018 年的景观指数做了主成分分析。由表 3 可知,基于 SPSS 软件对黄河流域 2000、2010 和 2018 年的景观指数进行主成分分析后,选取 Variance 大于 1 的作为主成分,第一、第二主成分解释原变量的程度达到 49.704% 和 22.269%,两个主成分的累加贡献率对景观破碎化程度的影响权重能够达到 71.97% 以上,说明选取前两个主成分表征流域景观破碎化具有一定的合理性。景观破碎化综合变量计算公式如下:

$$F = 0.69 \times F_1 + 0.31 \times F_2 \quad (11)$$

$$F_1 = x_1 \times Z_{PD} + x_2 \times Z_{ED} + x_3 \times Z_{LSI} + x_4 \times Z_{Area\_AM} + x_5 \times Z_{CONTAG} + x_6 \times Z_{DIVISION} + x_7 \times Z_{SHDI} + x_8 \times Z_{AI} \quad (12)$$

$$F_2 = x_9 \times Z_{PD} + x_{10} \times Z_{ED} + x_{11} \times Z_{LSI} + x_{12} \times Z_{Area\_AM} + x_{13} \times Z_{CONTAG} + x_{14} \times Z_{DIVISION} + x_{15} \times Z_{SHDI} + x_{16} \times Z_{AI} \quad (13)$$

其中,主成分  $F_1$ 、 $F_2$  中各景观指数的系数求法为主成分载荷向量除以主成分特征值的算术平方根,即各个系数  $x_1$ 、 $x_2 \cdots x_{16}$  由表 2 中主成分载荷矩阵分别除以  $\sqrt{3.976}$ 、 $\sqrt{1.781}$  得到;综合变量  $F$  中各主成分的系数由各主成分影响权重占两个主成分加总影响权重的比例决定; $Z_{PD}$ 、 $Z_{ED}$ 、 $Z_{LSI}$ 、 $Z_{Area\_AM}$ 、 $Z_{CONTAG}$ 、 $Z_{DIVISION}$ 、 $Z_{SHDI}$  和  $Z_{AI}$  为对景观指数进行极值标准化处理后的数值。

表 3 黄河流域景观指数的主成分分析

Table 3 Principal component analysis of the landscape pattern index of the Yellow River Basin

| 景观指数<br>Landscape index | 公因子方差<br>Common factor variance |       | 主成分载荷矩阵<br>Component Matrix |        | 成分<br>Component | 初始特征值<br>Initial eigenvalues |        |         |
|-------------------------|---------------------------------|-------|-----------------------------|--------|-----------------|------------------------------|--------|---------|
|                         | 初始                              | 提取    | 1                           | 2      |                 | 合计                           | 方差的%   | 累加%     |
| 斑块密度 $PD$               | 1                               | 0.626 | 0.428                       | 0.665  | 1               | 3.976                        | 49.704 | 49.704  |
| 边缘密度 $ED$               | 1                               | 0.861 | 0.899                       | -0.228 | 2               | 1.781                        | 22.269 | 71.972  |
| 景观形状指数 $LSI$            | 1                               | 0.836 | 0.329                       | -0.853 | 3               | 0.726                        | 9.081  | 81.053  |
| 平均斑块面积 $Area\_AM$       | 1                               | 0.527 | 0.388                       | 0.614  | 4               | 0.669                        | 8.366  | 89.419  |
| 蔓延度指数 $CONTAG$          | 1                               | 0.534 | 0.625                       | 0.378  | 5               | 0.468                        | 5.854  | 95.273  |
| 分离度指数 $DIVISION$        | 1                               | 0.860 | 0.910                       | -0.179 | 6               | 0.260                        | 3.255  | 98.528  |
| 香农多样性指数 $SHDI$          | 1                               | 0.693 | 0.830                       | -0.060 | 7               | 0.095                        | 1.183  | 99.711  |
| 聚集度指数 $AI$              | 1                               | 0.821 | 0.904                       | -0.066 | 8               | 0.023                        | 0.289  | 100.000 |

以主成分分析后的综合变量来表征 2000—2018 年期间流域景观破碎化程度(图 11),从空间上来看,破碎化情况较为严重的地区集中在流域中上游的宁夏、甘肃、陕西和山西一带;山东以及河南仅少数县区存在破碎化程度较高的情况;青海、内蒙古以及四川的破碎化程度相对较低。从时间尺度来看,2000—2010 年间流域景观破碎化程度无显著变化,仅陕西和内蒙古部分县区出现破碎化程度增加现象;而在 2010—2018 年间流域景观破碎化程度发生显著变化,除青海和内蒙古部分县区存在破碎化程度降低的情况外,宁夏、陕西、山西、河南、山东等地均呈现破碎化程度增加的趋势,以陕西和河南两省增加趋势最为显著。总的来说,流域的景观破碎化程度整体偏高,且破碎化程度不断增加,亟需采取措施对流域生态环境进行保护。

### 3.2.4 景观破碎化综合指数变化冷热点格局演化特征

为进一步测度流域内景观破碎化综合指数的时空分布特征,基于 ArcGIS 软件刻画了破碎化综合指数变化冷热点图(图 12)。2000—2010 年流域景观破碎化变化热点区域集中在宁夏、内蒙古和陕西三省交界处,呈团簇状,在河南和山东交界处也有零星分布;变化冷点区域集中在甘肃、青海和四川三省交界处,覆盖了甘



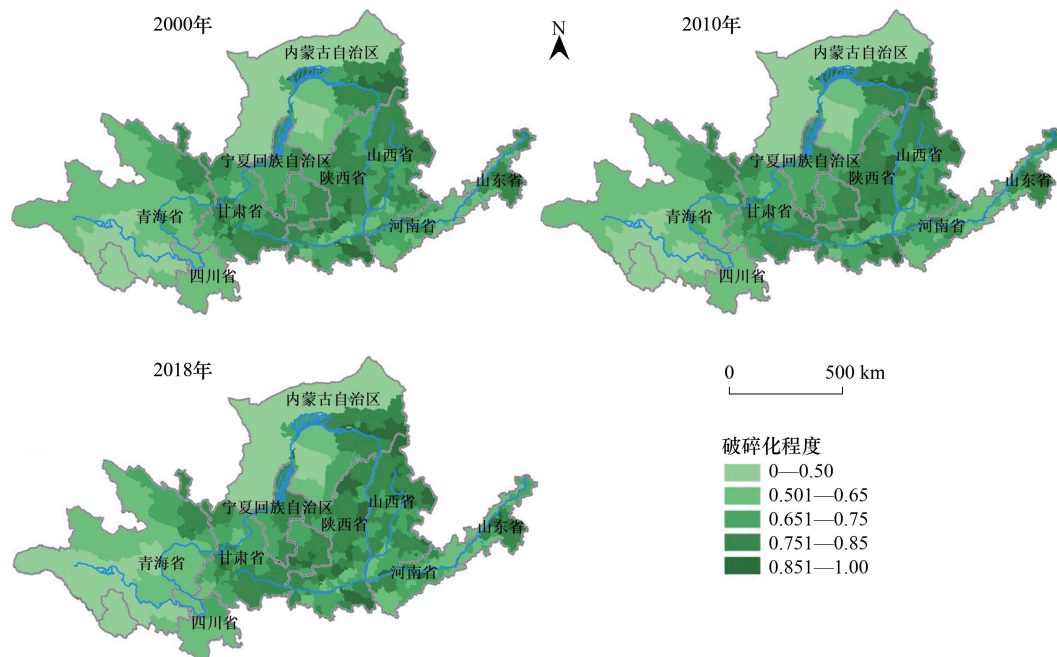


图 11 2000—2018 年黄河流域景观破碎化程度

Fig.11 Degree of landscape fragmentation in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

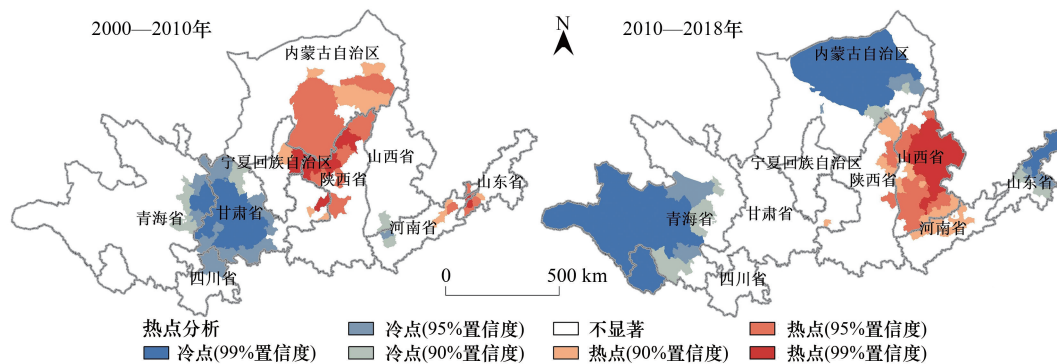


图 12 2000—2018 年黄河流域景观破碎化综合指数变化冷热点空间分布

Fig.12 Spatial distribution of hot spots and cold spots of landscape fragmentation comprehensive index change in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

肃大部分区域,另外,在河南三门峡市和山西运城市交界处的部分县区也有冷点区域零星分布。2010—2018 年流域破碎化综合指数变化的热点区域主要分布在山西省,几乎覆盖整个山西,说明在 2010—2018 年间山西省景观破碎化程度急剧增加;冷点区域主要分布在青海和内蒙古,以青海省分布居多,也有部分冷点分布在山东省东部沿海各市区。

### 3.3 黄河流域景观破碎化成因探测

为进一步探讨流域景观破碎化时空分布格局的成因,需要对高程、坡度、年均降水量、NDVI、人类活动强度、人口密度、距省会城市距离和距重要水体距离八个驱动因子进行离散化分级处理,再导入地理探测器运算。基于彭文甫等<sup>[35]</sup>、吕晨等<sup>[36]</sup>、张玥等<sup>[37]</sup>相关学者的研究,结合黄河流域的实际情况,采用 ArcGIS10.3 软件的自然间断点方法对高程、坡度、年均降水量、距省会城市距离和距水体距离进行了分级。结合郭帅等<sup>[38]</sup>学者讨论的黄河流域植被指数特征划分了流域 NDVI 级别,基于李士成等<sup>[28]</sup>学者修订后的不同土地利用类

型人类影响评分表,划分了流域人类活动强度的不同等级。人口密度是体现社会经济活动的重要指标,不同地区人口密度分级标准不同,本文综合陈世强等<sup>[39]</sup>、蔡燕等<sup>[40]</sup>、葛美玲等<sup>[41]</sup>学者相关研究成果,确定了流域内不同人口密度级别。各因素具体的分级方法、级别说明见表4。

表 4 地理探测器的驱动因子分级说明  
Table 4 Description of the driving factors classification of the geographic detector

| 驱动因子<br>Driving factors                          | 分级方法<br>Grading method | 级别<br>Level | 级别说明<br>Level description                                                                                 |
|--------------------------------------------------|------------------------|-------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 植被指数 NDVI                                        | 郭帅 <sup>[38]</sup>     | 1—6         | ① ≤0.2 ② 0.2—0.3 ③ 0.3—0.4 ④ 0.4—0.5 ⑤ 0.5—0.6 ⑥ >0.6                                                     |
| 坡度 Slope                                         | NaturalBreaks          | 1—6         | ① 0—5 ② 6—10 ③ 11—15 ④ 16—20 ⑤ 21—25 ⑥ >25                                                                |
| 年均降水量<br>Annual precipitation                    | NaturalBreaks          | 1—5         | 通过 ArcGIS10.3 的 Arc Toolbox/Spatial Analyst Tools/Reclass 工具提取                                            |
| 高程<br>Altitude                                   | NaturalBreaks          | 1—6         | 通过 ArcGIS10.3 的 Arc Toolbox/Spatial Analyst Tools/Reclass 工具提取                                            |
| 距水体距离<br>Distance from water body                | NaturalBreaks          | 1—5         | 通过 ArcGIS10.3 的 Arc Toolbox/Spatial Analyst Tools/Reclass 工具提取                                            |
| 距省会城市距离<br>Distance from provincial capital city | NaturalBreaks          | 1—5         | 通过 ArcGIS10.3 的 Arc Toolbox/Spatial Analyst Tools/Reclass 工具提取                                            |
| 人口密度 Population density                          | 葛美玲 <sup>[41]</sup>    | 1—5         | ① 0—60 ② 61—150 ③ 151—300 ④ 301—500 ⑤ >500                                                                |
| 人类活动强度<br>Intensity of human activities          | 李士成 <sup>[28]</sup>    | 0—10        | 0. 疏林地、灌木林地、低覆盖度草地、荒地 1. 河流、水库、坑塘、滩涂、天然林和人工林地、中覆盖度草地 2. 其他林地、高覆盖度草地 7. 耕地<br>8. 农村建设用地 9. 工矿用地 10. 城市建设用地 |

NDVI:植被指数 Normalized Difference Vegetation Index

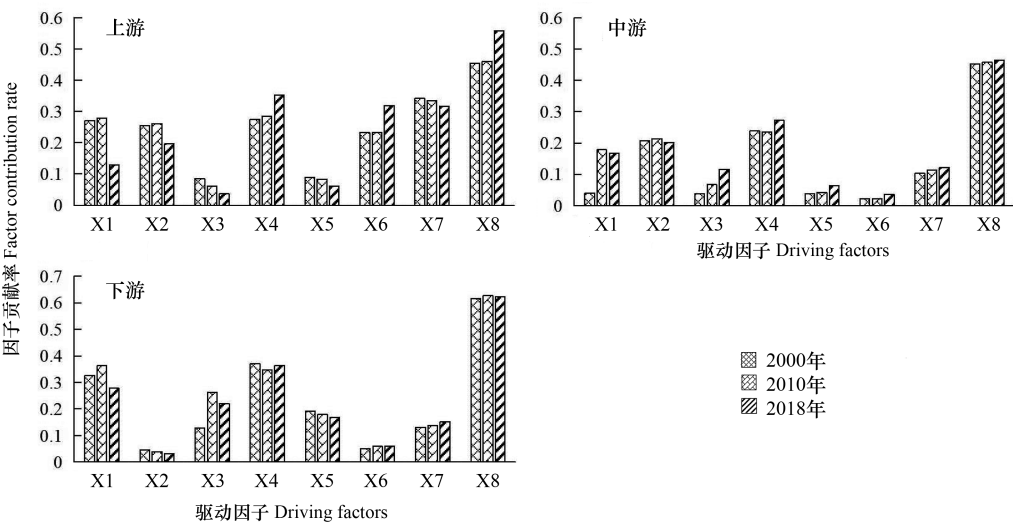


图 13 2000—2018 年驱动因子贡献率  
Fig.13 Contribution rates of driving factors from 2000 to 2018

黄河流域东西跨度大,自然和社会经济因素区域差异明显,为更加准确地探测各驱动因子对流域景观破碎化程度的影响,本文对流域上、中、下游进行分区探测。结果表明,黄河流域景观破碎化受到自然、社会等多重因素影响,不同驱动因素对景观破碎影响程度差异显著,不同分区主导因素也明显不同(图 10)。总体来看,人类活动强度(X8)对景观破碎化的驱动力明显高于其他因素,因子平均贡献率超过 0.45,流域上游社会经济因子对景观破碎化的驱动力明显高于中游和下游地区。具体来看,研究期间 NDVI(X1)和高程(X4)对景观破碎化的驱动较强,人类活动强度(X8)对流域景观破碎化的影响稳居主导地位,且呈增强趋势,主要由于建设用地无序扩张、工业化进程加快等日益剧烈的人类活动对景观格局产生剧烈扰动。流域上游年均降水

量(X3)对景观破碎化的影响力最小,主要是因为流域上游多为干旱区或半干旱区,年均降水量均较少,对景观格局的影响较小。流域中游各驱动因素的影响力差别不大,自然因素的影响力总体高于社会经济因素,原因在于中游地区高程(X4)、坡度(X2)等自然因素局部差异显著,对自然景观格局的形成与演变约束较强。流域下游坡度对景观破碎化的影响力明显低于上游和中游,主要是因为下游地处华北平原北部,地势平坦,坡度对自然景观发育的影响较小。

表 5 主要交互因子及其变化

Table 5 The main interaction factors and associated changes

| 年份 Year | 全流域 Whole basin | 上游 Upper reaches | 中游 Middle reaches | 下游 Lower reaches |
|---------|-----------------|------------------|-------------------|------------------|
| 2000 年  | X1∩X8(0.603)    | X1∩X8(0.639)     | X1∩X8(0.293)      | X1∩X8(0.810)     |
|         | X3∩X8(0.581)    | X3∩X8(0.591)     | X2∩X8(0.348)      | X2∩X8(0.814)     |
|         | X4∩X8(0.557)    | X4∩X8(0.557)     | X4∩X8(0.321)      | X3∩X8(0.688)     |
|         | X6∩X8(0.590)    | X6∩X8(0.630)     | X5∩X8(0.314)      | X5∩X8(0.711)     |
| 2010 年  | X1∩X8(0.649)    | X1∩X8(0.668)     | X1∩X8(0.465)      | X1∩X8(0.818)     |
|         | X3∩X8(0.586)    | X3∩X8(0.604)     | X2∩X8(0.350)      | X2∩X8(0.707)     |
|         | X4∩X8(0.545)    | X6∩X8(0.652)     | X4∩X8(0.327)      | X3∩X8(0.745)     |
|         | X6∩X8(0.584)    | X7∩X8(0.557)     | X5∩X8(0.326)      | X5∩X8(0.703)     |
| 2018 年  | X1∩X8(0.645)    | X1∩X8(0.668)     | X1∩X8(0.362)      | X1∩X8(0.821)     |
|         | X3∩X8(0.631)    | X3∩X8(0.666)     | X2∩X8(0.395)      | X3∩X8(0.732)     |
|         | X4∩X8(0.620)    | X6∩X8(0.719)     | X4∩X8(0.380)      | X6∩X8(0.730)     |
|         | X6∩X8(0.624)    | X7∩X8(0.658)     | X5∩X8(0.342)      | X7∩X8(0.751)     |

交互探测,用以识别不同驱动因子之间共同作用是否增加或减弱对分析变量的解释力<sup>[42]</sup>。从交互探测结果来看(表 5),研究期间各因子间的交互作用对流域景观破碎化存在双因子交互增强的现象,各驱动因子不是相互独立的个体,而是相互关联的结合体。社会经济因素与自然因素二者间的交互作用程度强于两因素内部间的交互作用。其中,人类活动强度与其他因子间的交互作用最为显著,原因主要是社会经济快速发展背景下,城镇化建设、开垦种植、开发矿产等人类的社会经济活动导致其与其他因子间的作用关系更为复杂,对流域景观格局的干扰作用也更为强烈。

具体来看,研究期间流域上游主要交互因子间的交互强度均达到 0.55 以上,NDVI(X1)和距省会城市距离与人类活动强度(X8)的交互强度均达到 0.6 以上,说明 NDVI、距省会城市距离和人类活动强度是影响上游景观破碎的重要因子。流域中游社会经济因素影响较小,但与自然因素交互后,影响力明显提高,距重要水体距离因子交互强度达到 0.34,说明中游地区自然因素明显增强了社会经济因素对景观破碎的影响。流域下游自然因素与人类活动强度的交互作用更强,主要交互因子间的交互强度均达到 0.68 以上,NDVI(X1)交互强度达到 0.82,表明下游地区自然因素与人类活动强度的交互作用对景观破碎起到至关重要的作用。

## 4 结论与讨论

### 4.1 结论

本研究采用 2000—2018 年土地利用遥感监测数据,基于 FRAGSTATS4.2 软件测度了黄河流域县域尺度的景观破碎化时空格局特征,借助 ArcGIS10.3 软件和主成分分析方法刻画了黄河流域景观破碎化时空演变特征,并运用地理探测器探讨了黄河流域景观破碎化时空分异的成因。主要结论如下:

(1)研究期间表征黄河流域景观破碎化的景观指数整体变化幅度不大。斑块密度未发生明显变化,边缘密度、景观形状指数呈先增后减变化趋势;平均斑块面积、聚集度指数呈先减后增趋势;蔓延度指数持续降低;分离度、香农多样性指数逐年增高。

(2)研究期间黄河流域景观破碎化程度逐渐加剧。流域中下游各省破碎化程度变化剧烈,上游各省变化趋于平稳。其中,内蒙古和四川景观破碎化程度增加缓慢,目前景观破碎化程度较低。青海省虽存在破碎化



程度加剧和减缓并存的现象,但破碎化程度降低占据主导地位。而甘肃、山西、陕西以及河南的景观破碎化程度逐年加剧,变化也最为剧烈和复杂,目前破碎化程度较高。值得注意的是,研究期间流域内省会城市的景观破碎化程度均较高。

(3)地理探测器结果显示,黄河流域景观破碎化受到自然、社会等多重因素影响,不同驱动因素对景观破碎影响程度差异显著,不同分区主导因素也明显不同。流域上游社会经济因子对景观破碎化的驱动力明显高于中游和下游地区,人类活动强度对景观破碎化的驱动力明显高于其他因子,因子贡献率达到 0.45 以上。并且,各因子间的交互作用对流域景观破碎化存在双因子交互增强效应,社会经济因素与自然因素二者间的交互作用程度强于两因素内部间的交互作用,人类活动强度与其他因子间的交互强度最高。

## 4.2 讨论

(1)2000—2018 年间黄河流域中下游的甘肃、陕西、山西、河南四省的景观破碎化程度不断增加,目前景观破碎化程度较高。原因主要有:流域中下游地区以平原为主,地势平坦,耕地广布,是黄河流域的粮食主产区,人口密度较大,剧烈的人类活动对景观生态的干扰较强;随着流域经济发展水平提高,人民生活条件的改善以及流域范围内人口数量的持续增加,对建设用地和耕地的需求也不断增加,而中下游平原地区较易开垦和樵采,河道、河床也较易被转变为耕地、园地。无节制地复垦耕地以及开发建设用地极大地加剧了流域景观的破碎化程度。

流域上游的青海、四川以及内蒙古破碎化程度较低,主要原因是:退耕还林(还草)政策使得陡坡耕地大面积退耕为林草地和湿地;防沙治沙、重点防护林、自然保护区等生态工程使得生态环境有所改善,这在一定程度上降低了景观破碎化程度。

(2)地理探测器虽有能够探测各驱动因子的空间关联关系以及空间分区的独特优势,但其自身也存在一定的缺陷。如:导入地理探测器的各驱动因子的分类或分级的主观性较强,定量分级的内容较少,甚至没有指定的定量标准;驱动因子的离散化处理过程差异较大,处理结果直接影响地理探测器运算结果的准确性;各驱动因子间的交互作用运行机理难以解释,仅能从结果层面来分析,不够深入。受地理探测器自身局限性的影响,还不能更加精确地解释景观破碎化程度与各驱动因子间的交互作用强度以及空间特性,未来将进一步优化模型,结合地理加权回归等方法,探索更加精确的景观破碎化与驱动因子关系。

(3)黄河流域生态系统功能退化、生态环境恶化、生物多样性减少等问题严重制约了流域社会经济发展,阻碍了黄河流域生态文明建设和高质量发展战略的推进,亟需采取措施改善流域生态环境质量,发挥流域生态功能,实现流域生态、经济和社会效益协调发展。基于研究结果得出以下三条建议:①制定合理土地利用规划,规范土地利用转型流程,提高流域经济效益不能以降低生态效益为代价,要确保合理的土地利用结构,实现流域景观格局优化调整,充分发挥流域生态系统功能。②完善流域生态环境保护制度,细化生态环境治理奖惩机制。虽然流域海拔、降水等自然特征以及地理位置等区位特征无法改变,但可以通过政策制度来限制高强度人类活动对生态景观格局的影响,通过奖惩机制敦促流域内各地区切实执行生态环境保护制度、实施精准保护措施,来提高流域整体生态环境保护与治理的成效。③优化流域景观格局结构,完善流域生态网络。合理的景观格局结构和完善的生态网络能够大幅度降低流域景观破碎化程度,维持流域生态系统稳定<sup>[43]</sup>。可以尝试通过识别重要生态源地、修复和建立生态廊道、自然保护区来保证生态系统的完整性,通过河流绿化、增加道路等方式加强流域内景观斑块之间的联系强度,提高流域生态网络的连通性。

## 参考文献(References):

- [1] 李帅, 马文超, 顾艳文, 魏虹, 彭月, 李昌晓. 宁夏黄河流域景观破碎化时空变化特征. 生态学报, 2016, 36(11): 3312-3320.
- [2] 汪芳, 苗长虹, 刘峰贵, 陈兴鹏, 米文宝, 海春兴, 段德罡, 王金平, 张占仓, 王成新. 黄河流域人居环境的地方性与适应性: 挑战和机遇. 自然资源学报, 2021, 36(1): 1-26.
- [3] Brelsford C, Abbott J K. Growing into water conservation? Decomposing the drivers of reduced water consumption in Las Vegas, Nv. Ecological Economics, 2017, 133: 99-110.
- [4] 高祖桥, 白永平, 周亮, 乔富伟, 宋龙军, 陈小宁. 宁夏沿黄城市带湿地景观格局演变特征及驱动力. 应用生态学报, 2020, 31(10):



- 3499-3508.
- [5] 郭建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级(第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [6] 李正国, 王仰麟, 张小飞, 吴健生. 陕北黄土高原景观破碎化的时空动态研究. 应用生态学报, 2005, 16(11): 2066-2070.
- [7] 陈万旭, 李江风, 朱丽君. 长江中游地区生态系统服务价值空间分异及敏感性分析. 自然资源学报, 2019, 34(2): 325-337.
- [8] 孟阳阳, 何志斌, 刘冰, 陈龙飞, 刘蓓. 干旱区绿洲湿地空间分布及生态系统服务价值变化——以三大典型内陆河流域为例. 资源科学, 2020, 42(10): 2022-2034.
- [9] Amorim F, Jorge I, Beja P, Rebelo H. Following the water? Landscape-scale temporal changes in bat spatial distribution in relation to Mediterranean summer drought. Ecology and Evolution, 2018, 8(11): 5801-5814.
- [10] 付扬军, 师学义, 和娟. 汾河流域景观破碎化时空演变特征. 自然资源学报, 2019, 34(8): 1606-1619.
- [11] 王云, 周忠学, 郭钟哲. 都市农业景观破碎化过程对生态系统服务价值的影响——以西安市为例. 地理研究, 2014, 33(6): 1097-1105.
- [12] 焦利民, 肖丰涛, 许刚, 卢延年. 武汉都市区绿地破碎化格局对城市扩张的时空响应. 资源科学, 2015, 37(8): 1650-1660.
- [13] 付刚, 肖能文, 乔梦萍, 齐月, 闫冰, 刘高慧, 高晓奇, 李俊生. 北京市近二十年景观破碎化格局的时空变化. 生态学报, 2017, 37(8): 2551-2562.
- [14] 姜坤, 戴文远, 胡秋凤, 欧慧, 黄康. 基于移动窗口法的海岛型城市景观破碎化及其驱动机制分析——以福建省平潭岛为例. 生态科学, 2019, 38(4): 99-110.
- [15] 刘世梁, 安南南, 侯笑云, 董世魁, 赵爽, 许经纬. 澜沧江下游景观破碎化时空动态及成因分析. 生态环境学报, 2018, 27(7): 1351-1358.
- [16] 李灿, 张凤荣, 朱泰峰, 曲衍波. 大城市边缘区景观破碎化空间异质性——以北京市顺义区为例. 生态学报, 2013, 33(17): 5363-5374.
- [17] 邵大伟, 吴殿鸣. 景观破碎化对生态系统服务价值的影响作用分析——以苏州为例. 长江流域资源与环境, 2020, 29(11): 2436-2449.
- [18] 覃凤飞, 安树青, 卓元午, 项华均, 郑建伟, 陈兴龙. 景观破碎化对植物种群的影响. 生态学报, 2003, 22(3): 43-48.
- [19] 杨芳, 贺达汉. 生境破碎化对生物多样性的影响. 生态科学, 2006, 25(6): 564-567.
- [20] 张金茜, 柳冬青, 巩杰, 马学成, 曹二佳. 流域景观破碎化对土壤保持服务的影响研究——以甘肃白龙江流域为例. 资源科学, 2018, 40(9): 1866-1877.
- [21] 赵锐锋, 姜朋辉, 赵海莉, 樊洁平. 黑河中游湿地景观破碎化过程及其驱动力分析. 生态学报, 2013, 33(14): 4436-4449.
- [22] 刘世梁, 刘琦, 王聪, 赵清贺, 邓丽, 董世魁. 基于地理加权回归的漫湾库区景观破碎化及影响因子分析. 地理科学, 2014, 34(7): 856-862.
- [23] 王蓉, 周宝同, 甘雪坤. 西南山地景观破碎化与城镇化及社会经济发展水平的关系研究——以重庆市渝北区为例. 长江流域资源与环境, 2018, 27(3): 624-631.
- [24] 汪芳, 安黎哲, 党安荣, 韩建业, 苗长虹, 王静, 张广汉, 赵勇. 黄河流域人地耦合与可持续人居环境. 地理研究, 2020, 39(8): 1707-1724.
- [25] 赵建吉, 刘岩, 朱亚坤, 秦胜利, 王艳华, 苗长虹. 黄河流域新型城镇化与生态环境耦合的时空格局及影响因素. 资源科学, 2020, 42(1): 159-171.
- [26] Liu J Y, Zhang Z X, Xu X L, Kuang W H, Zhou W C, Zhang S W, Li R D, Yan C Z, Yu D S, Wu S X, Jiang N. Spatial patterns and driving forces of land use change in China during the early 21st century. Journal of Geographical Sciences, 2010, 20(4): 483-494.
- [27] Ning J, Liu J Y, Kuang W H, Xu X L, Zhang S W, Yan C Z, Li R D, Wu S X, Hu Y F, Du G M, Chi W F, Pan T, Ning J. Spatiotemporal patterns and characteristics of land-use change in China during 2010-2015. Journal of Geographical Sciences, 2018, 28(5): 547-562.
- [28] Li S C, Bing Z L, Jin G. Spatially explicit mapping of soil conservation service in monetary units due to land use/cover change for the Three Gorges Reservoir area, China. Remote Sensing, 2019, 11(4): 468-468.
- [29] 李文杰, 乌铁红, 李晓佳, 加力戈. 内蒙古希拉穆仁草原旅游地景观格局动态变化. 地理科学, 2013, 33(3): 307-313.
- [30] 刘吉平, 董春月, 盛连喜, 刘雁. 1955—2010年小三江平原沼泽湿地景观格局变化及其对人为干扰的响应. 地理科学, 2016, 36(6): 879-887.
- [31] 刘绿怡, 丁圣彦, 任嘉衍, 卞子元. 景观空间异质性对地表水质服务的影响研究——以河南省伊河流域为例. 地理研究, 2019, 38(6): 1527-1541.
- [32] 杜会石, 哈斯额尔敦, 李爽, 赵艺源, 孙小旭. 科尔沁沙地风沙与湖泊景观演变及影响因素分析. 地理科学, 2018, 38(12): 2109-2117.
- [33] 陈万旭, 李江风, 曾杰, 冉端, 杨斌. 中国土地利用变化生态环境效应的空间分异性与形成机理. 地理研究, 2019, 38(9): 2173-2187.
- [34] 张金茜, 巩杰, 柳冬青. 地理探测器方法下甘肃白龙江流域景观破碎化与驱动因子分析. 地理科学, 2018, 38(8): 1370-1378.
- [35] 彭文甫, 张冬梅, 罗艳玫, 陶帅, 徐新良. 自然因子对四川植被 NDVI 变化的地理探测. 地理学报, 2019, 74(9): 1758-1776.
- [36] 吕晨, 蓝修婷, 孙威. 地理探测器方法下北京市人口空间格局变化与自然因素的关系研究. 自然资源学报, 2017, 32(8): 1385-1397.
- [37] 张玥, 许端阳, 王子玉, 张晓宇. 2000—2015年锡林郭勒盟防风固沙服务功能变化驱动因素分析. 生态学报, 2021, 41(2): 603-614.
- [38] 郭帅, 裴艳茜, 胡胜, 杨冬冬, 邱海军, 曹明明. 黄河流域植被指数对气候变化的响应及其与水土变化的关系. 水土保持通报, 2020, 40(3): 1-7, 13-13.
- [39] 陈世强, 张航, 齐莹, 刘勇. 黄河流域雾霾污染空间溢出效应与影响因素. 经济地理, 2020, 40(5): 40-48.
- [40] 蔡燕, 鱼京善, 王会肖, 郭云慧. 黄河流域生态水文分区及优先保护级别. 生态学报, 2010, 30(15): 4213-4220.
- [41] 葛美玲, 封志明. 中国人口分布的密度分级与重心曲线特征分析. 地理学报, 2009, 64(2): 202-210.
- [42] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
- [43] Liu L W, Chen X R, Chen W X, Ye X Y. Identifying the impact of landscape pattern on ecosystem services in the middle reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(14): 5063-5063.