

汾河流域景观破碎化时空演变特征

付扬军, 师学义, 和 娟

(中国地质大学(北京)土地科学技术学院, 北京 100083)

摘要: 以1990年、2000年、2015年遥感影像解译数据为基础, 利用Fragstats 4.2软件分别采取标准法和移动窗口法获取最佳分析尺度; 在此基础上探索各景观指数空间分异特征, 揭示流域景观破碎化时空演变过程; 采用空间自回归模型分析景观破碎化的影响因子。结果表明: 随着粒度和幅度的改变, 部分景观指数呈现一定规律性, 90 m栅格大小、900 m方形窗口尺寸为研究区最佳分析尺度; 斑块密度、蔓延度、有效网格大小、香农多样性指数在三个时期均存在空间集聚效应, 且空间集聚类型分布形态具有较强的相似性; 1990-2015年汾河流域景观破碎化空间分布格局发生明显变化, 破碎化集聚区域呈现碎斑化; 坡度、高程、距建设用地距离是影响三个时期流域景观破碎化的主要影响因素。

关键词: 分析尺度; 景观破碎化; 驱动力; 汾河流域

最初的景观格局是由自然或人为形成的一系列大小、形状各异的景观镶嵌体在空间上的不同排列组合, 它既是各生态过程相互作用的结果, 又是空间异质性的具体体现。但随着区域城市化和工业化的不断发展, 原来相对平衡的各景观要素, 经外力作用后逐步变为许多彼此隔离的不连续的斑块镶嵌体, 这便是景观破碎化的过程^[1]。景观破碎化会引起区域物质循环、能量流动以及生物多样性等生态系统结构和功能的变化, 因此, 有必要对区域景观破碎化进行深入研究。作为景观格局演变过程中的一种形态, 景观破碎化同样具有尺度依赖性, 随空间粒度或幅度的改变, 景观空间异质性也随之改变^[2-5]。国内已有众多学者展开对景观格局尺度效应的研究, 结果发现在不同区域和研究对象中景观格局最佳分析尺度并不具有普适性^[6-8]。因此, 针对特定区域, 如何选择最为适宜的分析尺度, 成为景观生态学的关键问题之一^[9]。另外, 大部分学者是从空间粒度或者空间幅度某一方面去确定特征尺度^[10-12], 对于将两者综合考虑并通过长时间序列来反映区域景观破碎化时空演变的相对较少。对于景观破碎化的研究, 现有成果多是选取一个或几个相关的景观指数, 通过指数的数量或空间分布的变化反映区域景观破碎化^[13-14], 而对于各指数的空间相关性分析相对欠缺。尺度的变化对景观格局定量分析结果会产生不同程度的影响。因此本研究从探索景观破碎化最佳分析尺度出发, 对反映景观破碎化的指数自身所含信息进行深入挖掘, 探索不同指数之间的内在联系, 避免因选取指数不同或指数单一而带来分析结果的差异, 以便准确反映区域景观破碎化变化信息。

随着流域生态学的发展, 流域的景观格局及其景观格局演变驱动机制也成为热点问

收稿日期: 2018-10-10; 修订日期: 2019-05-20

基金项目: 国土资源部公益性行业科研专项经费课题 (201411007)

作者简介: 付扬军 (1995-), 男, 山西中阳人, 硕士, 研究方向为土地资源评价与土地利用规划。

E-mail: fuyangjun95@163.com

通讯作者: 师学义 (1960-), 男, 山西祁县人, 教授, 研究方向为土地利用规划与土地利用工程。

E-mail: shixueyi60@163.com

题^[15-16]。汾河流域作为山西的母亲河、黄河第二大支流,位于黄土丘陵沟壑区,同时也是典型的生态脆弱区,流域内分布有多个国家级贫困县,在经济社会快速发展和人口急剧增长过程中,流域景观格局产生深刻变革。本文在确定景观破碎化最佳分析尺度的基础上,对近25年来反映景观破碎化的景观指数深入剖析,揭示流域景观破碎化时空分异特征,初步分析流域景观破碎化的影响因素,为今后汾河流域生态保护修复和可持续发展提供参考。

1 研究方法与数据来源

1.1 研究区概况

汾河流域(图1)总面积39471 km²,南北长412.5 km,东西宽188 km,干流全长

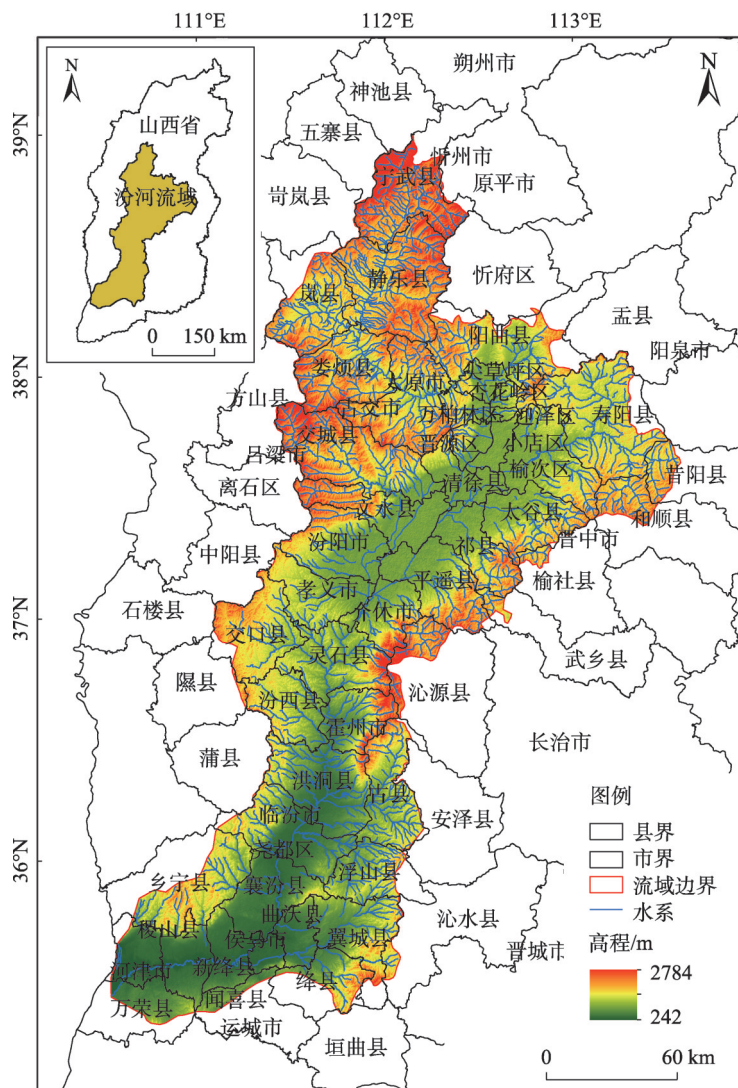


图1 研究区地理位置

Fig. 1 The location of the Fenhe River Basin

716 km, 为黄河第二大支流。流域位于山西省的中南部, 西靠吕梁山, 东临太行山, 地势北高南低。处于大陆性季风气候带, 为半干旱、半湿润型气候过渡区, 多年平均降水量 507 mm, 降水年际变化很大, 年内分配很不均匀。境内多年平均气温 7~13.7 °C, 最大冻土深 60~95 cm, 无霜期 155~230 天。土壤主要包括褐土、亚高山草甸、棕壤等。该区域是全省的政治、经济、文化中心, 总人口 1390 万人, 主要涉及包括省会城市太原市在内的 6 市 45 个县(市、区)。

1.2 数据来源与处理

研究选取 1990 年、2000 年、2015 年美国陆地资源卫星 Landsat TM/ETM/OLI 遥感影像作为基础数据, 时相为 5-9 月, 对由于云覆盖率过高等导致无法使用的影像采用相邻年份影像补充。在 ENVI 5.3、ArcGIS 10.3 软件支持下, 经过辐射校正、镶嵌、裁剪等预处理, 通过图像增强处理技术, 采用假彩色波段合成, 参考现有的 2016 年土地利用数据库以及谷歌影像人机交互解译获取汾河流域三期的土地利用数据。根据实际研究需要及 LUCC 分类标准, 最终将流域土地利用类型划分为耕地、林地、草地、水域、建设用地、其他土地六类景观类型, 经野外实地验证和高分辨率遥感影像检验, 三期遥感影像数据解译整体精度都达到 80% 以上, 能够满足本次研究尺度的需要。

DEM 源于地理空间数据云 30 m 的 GDEM 数据^[17], 利用 ArcGIS 提取高程、坡度、坡向信息。

1.3 研究方法

1.3.1 景观破碎化指数

本文基于 Fragstats 4.2 软件, 参考相关文献^[1,14]并综合考虑研究区实际情况, 选取斑块密度 (PD)、蔓延度 (CONTAG)、有效网格大小 (MESH)、香农多样性指数 (SHDI) 四个指数来描述研究区景观破碎化的整体特征, 各景观指数的计算方法及生态学意义参见文献^[18]。由于景观格局具有尺度依赖性, 因此, 本次研究首先对 1990 年、2000 年、2015 年三个时期反映景观破碎化的指数进行景观分析粒度和分析幅度的差异性研究, 以此确定最佳分析尺度。分析粒度和分析幅度的选取分别是通过 Fragstats 4.2 软件的标准法和移动窗口法得以实现。

1.3.2 空间自相关

全局空间自相关是用来检验某一要素在整个空间上的分布模式, 分为聚集、离散和随机。本研究采用全局 Moran's I 指数来反映整个研究区域景观破碎化的空间相关关系。计算公式如下^[19]:

$$\text{Global Moran's } I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m W_{ij}} \quad (1)$$

$$S^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2, \bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

式中: S^2 为方差; x_i 表示第 i 个单元的观测值; n 为栅格数; W_{ij} 为二进制的邻接空间权重矩阵。 $i=1, 2, \dots, n$; $j=1, 2, \dots, m$; 当区域 i 和区域 j 相邻时, $W_{ij}=1$; 当区域 i 和区域 j 不相邻时, $W_{ij}=0$ 。Moran's I 在行标准化下取值 $[-1, 1]$ 之间, 小于 0 为空间负

相关,表示不同属性值的空间单元趋向于聚集在同一区域;等于0表示空间单元彼此不相关;大于0表示空间正相关,表示相似属性值的空间单元分布趋向于聚集在同一区域。

局部空间自相关是将全局空间自相关分解到各个空间单元上,用以反映整个大区域内,局部小区域上某一要素的属性值与相邻要素之间的空间关联性,其公式为^[20]:

$$LISA_i = \left(\frac{x_i - \bar{x}}{S^2} \right) \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_j - \bar{x}), i \neq j \quad (2)$$

$$S^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2, \bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

式中: W_{ij} 为空间权重矩阵的元素; x_i 、 x_j 为经过行标准化后的空间单元; \bar{x} 为均值。局部Moran's I 取值范围在 $[-1, 1]$ 之间,依据 $LISA_i$ 值的正负,空间单元可分为高一高、低—低两种正相关和高—低、低—高两种负相关类型以及不显著5种类型。

1.3.3 空间自回归模型

Anselin^[21]根据自变量与因变量之间的空间相关性,给出格数据空间回归方程的通用形式:

$$y = \rho W_1 y + X\beta + \varepsilon \quad (3)$$

$$\varepsilon = \lambda W_2 \varepsilon + \mu, \mu \sim N(0, \Omega), \Omega_{ii} = h_i(z\alpha), h_i > 0$$

式中: y 为因变量; X 为 $n \times k$ 的自变量矩阵; W_1 为 $n \times n$ 阶权重矩阵,反映因变量自身的空间趋势; ρ 为空间滞后变量 $W_1 y$ 的系数; β 是与自变量 X 相关的 $k \times 1$ 参数向量; ε 为随机误差项向量; 权重矩阵 W_2 反映残差的空间趋势; N 为正态分布; Ω 为方差矩阵,其对角元素为 Ω_{ii} ; z 是一个外生变量; α 是常数项; h_i 是函数关系; λ 为空间自回归结构 $W_2 \varepsilon$ 的系数; 一般应有 $0 \leq \rho < 1$, $0 \leq \lambda < 1$; μ 为正态分布的随机误差向量。整个格数据空间回归方程受制于三个参数 ρ 、 λ 、 α 。根据这三个参数的取值,存在不同类型的格数据空间回归方程,对应不同的求解技术。当 $\rho = \lambda = \alpha = 0$ 时,格数据空间回归模型本身就不反映空间数据之间的空间相关性,实质上就成为了经典线性回归模型。当 $\rho \neq 0$, $\lambda = 0$ 时,即为空间滞后模型,它考虑了因变量的空间相关性,如果 ρ 显著,表明因变量之间存在一定空间依赖。当 $\rho = 0$, $\lambda \neq 0$ 时,为空间误差模型,当假定空间依赖性是通过忽略了的变量产生作用时,空间误差模型是一种比较准确的模型。

2 结果分析

2.1 最佳分析尺度

2.1.1 最佳分析粒度

本次研究以三个时期土地利用矢量数据为基础,从30 m开始,30 m为间隔,300 m为终点,每期栅格化生成10幅不同粒度等级的栅格图。然后对不同粒度等级的栅格图进行景观水平上景观指数的计算,通过对比分析不同年份景观指数随空间粒度的变化状况,最终确定研究区景观破碎化最佳分析粒度。

从图2可以看出,三个时期各景观指数随粒度大小变化不尽相同,基本呈现以下三种状态:(1)斑块密度与蔓延度呈现出一致的规律性,随着粒度的增大其值逐渐递减,并且都存在着明显的转折点。斑块密度在30~90 m之间出现第一次大幅的下跌,90 m之后下降幅度比较平稳;蔓延度在30~60 m之间下降幅度较大,60~90 m变化平稳,从90 m

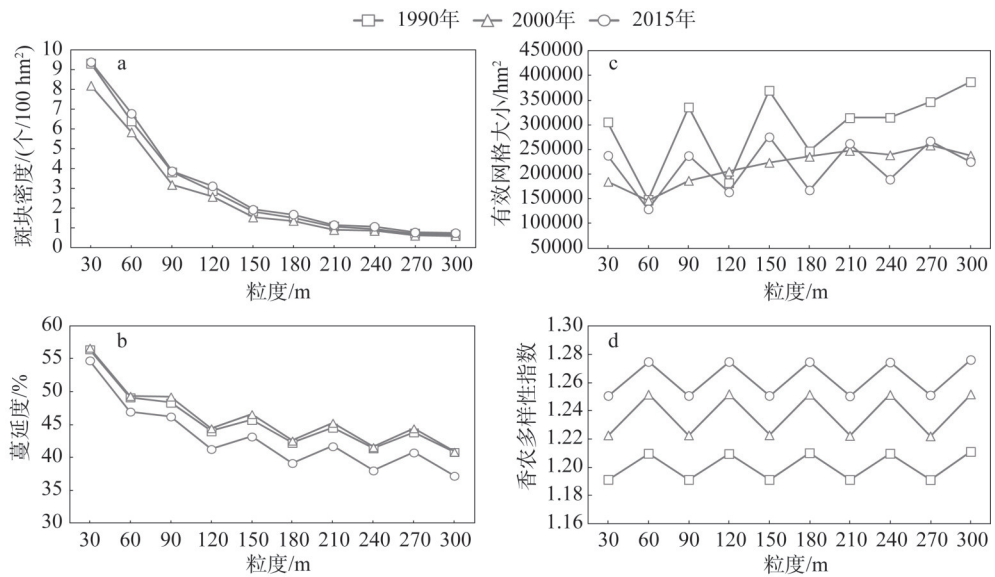


图2 景观指数随空间粒度变化曲线

Fig. 2 Change curve of landscape index with spatial grain size

开始降幅比较稳定；(2) 有效网格大小在不同粒度水平上的变化基本无规律可循，尺度转折点不明显；(3) 香农多样性指数在不同粒度水平上呈波浪形变化趋势，但变化幅度很小，最高最低值相差不超过0.03，说明其受粒度大小的影响不大，呈现出一种稳定的状态。由于粒度的变化能够改变斑块边界、分割或融合斑块，从而改变景观格局的有关特征，在尺度域内景观变化相对平稳，在尺度域过渡区间变化比较剧烈。景观指数随粒度变化的第一尺度域是确定粒度大小最适宜的取值范围，且适合选取中等偏大的粒度，既能很好反映景观格局特征，又可以避免因尺度过小带来的计算冗余^[22]。因此，综合各景观指数粒度效应分析结果，最终选取90 m为研究区景观破碎化最佳分析粒度。

2.1.2 最佳分析幅度

在已经确定最佳分析粒度的基础上，进一步开展最佳分析幅度的选取。以2015年土地利用数据为研究对象，将矢量数据转换为90 m分辨率的栅格数据，然后导入Fragstats 4.2软件，利用移动窗口法，窗口半径使用方形半径，分别设定为200 m、500 m、800 m、1100 m、1400 m、1700 m、2000 m、2300 m、2600 m、2900 m，从研究区左上角开始移动，每次移动1个栅格，计算整个窗口内景观指数数值，再赋值给中心栅格。为定量化确定最佳分析幅度，利用ArcGIS 10.3以其中一幅景观指数分布图为背景，生成60个随机点，分别提取随机点上各景观指数值，以此研究幅度变化对景观指数的影响。

图3中横坐标代表空间幅度的变化，纵坐标代表60个随机点各指数的平均值，这里的误差线采用的是标准误差。从图中可以看出，斑块密度随空间幅度的增加而递减，且在800~1100 m之后递减速度明显趋缓；其余三项景观指数整体上随空间幅度的增加而增加，蔓延度和香农多样性指数同样在800~1100 m之后增长速度明显发生改变，表现出较为平缓的增长趋势，而有效网格大小的增长速度却呈现递增趋势，无明显的拐点。综上，考虑到空间幅度过大会致使较多的空间信息规律损失，空间幅度太小无法体现内部

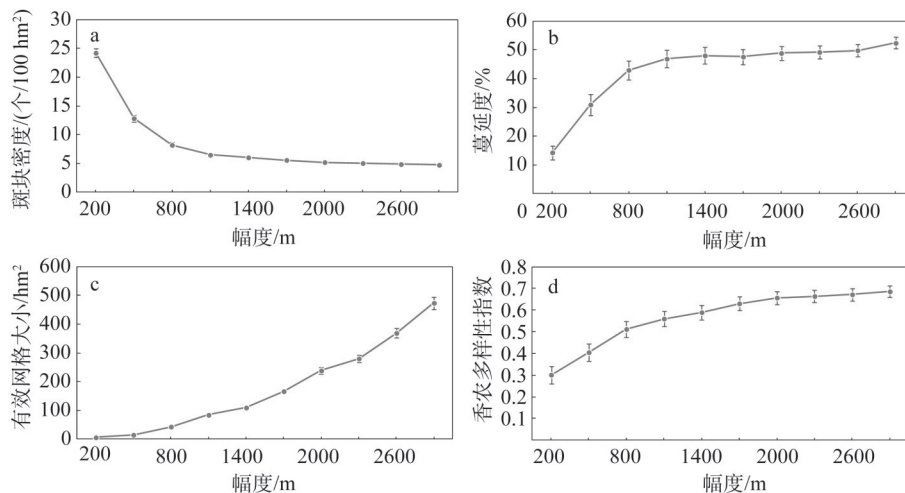


图3 景观指数随空间幅度变化曲线

Fig. 3 Change curve of landscape index with spatial extent

景观差异性^[23],同时结合空间粒度大小,为方便下一步网格对景观指数的提取,最终选取900 m为研究区景观破碎化的最佳分析幅度。

2.2 最佳分析尺度下的景观破碎化时空差异性

为了便于量化描述微区域景观破碎化的状况,综合上述研究成果,最终将研究区域划分为900 m×900 m的正方形网格,共得到48934个网格单元,作为基本的研究单元。分区统计三个时期中每个网格单元的景观指数,以便接下来的分析。

2.2.1 全局自相关分析

利用Geoda 1.12软件,得到三个时期4个景观指数的全局Moran's *I*散点图(图4),所有结果均已通过假设性检验,可以用于下一步的分析。从图中可以看出,1990年、2000年、2015年间,斑块密度、蔓延度、有效网格大小、香农多样性指数的Moran's *I*值呈现出一致的变化规律,都由1990-2000年的增加转变为2000-2015年的下降,且增加的幅度远小于下降的幅度。虽然Moran's *I*开始呈现下降趋势,但是全部数值仍大于0.6,说明4个指数无论哪个时期在空间上都存在明显的正相关现象。同时,12幅Moran's *I*散点图中整体点位的分布方向均是沿一三象限的角平分线,且大部分点位于一三象限之中,说明大部分网格呈现出高值与高值、低值与低值集聚现象。

2.2.2 局部自相关分析

全局空间自相关分析中已经判断出4个指数在空间分布上具有集聚现象,且多呈现出高值与高值、低值与低值的集聚,但无法从空间上具体体现出某一相邻区域之间的空间关联性^[24]。因此,本研究进一步对局部空间自相关进行分析,得到LISA集群图(图5)。

从4个指数的内涵和生态学意义来看,斑块密度、香农多样性指数与景观破碎化程度属于正相关关系,蔓延度、有效网格大小与景观破碎化程度属于负相关关系。这一点从图5可以直观的显现出来,斑块密度、香农多样性指数的空间集聚类型与蔓延度、有效网格大小的集聚类型大体上正好相反。另外,将每个时期分开来看,4个指数的空间集聚类型分布形态具有较强的相似性。

1990年,斑块密度、香农多样性指数的“高一高”值以及蔓延度、有效网格大小的

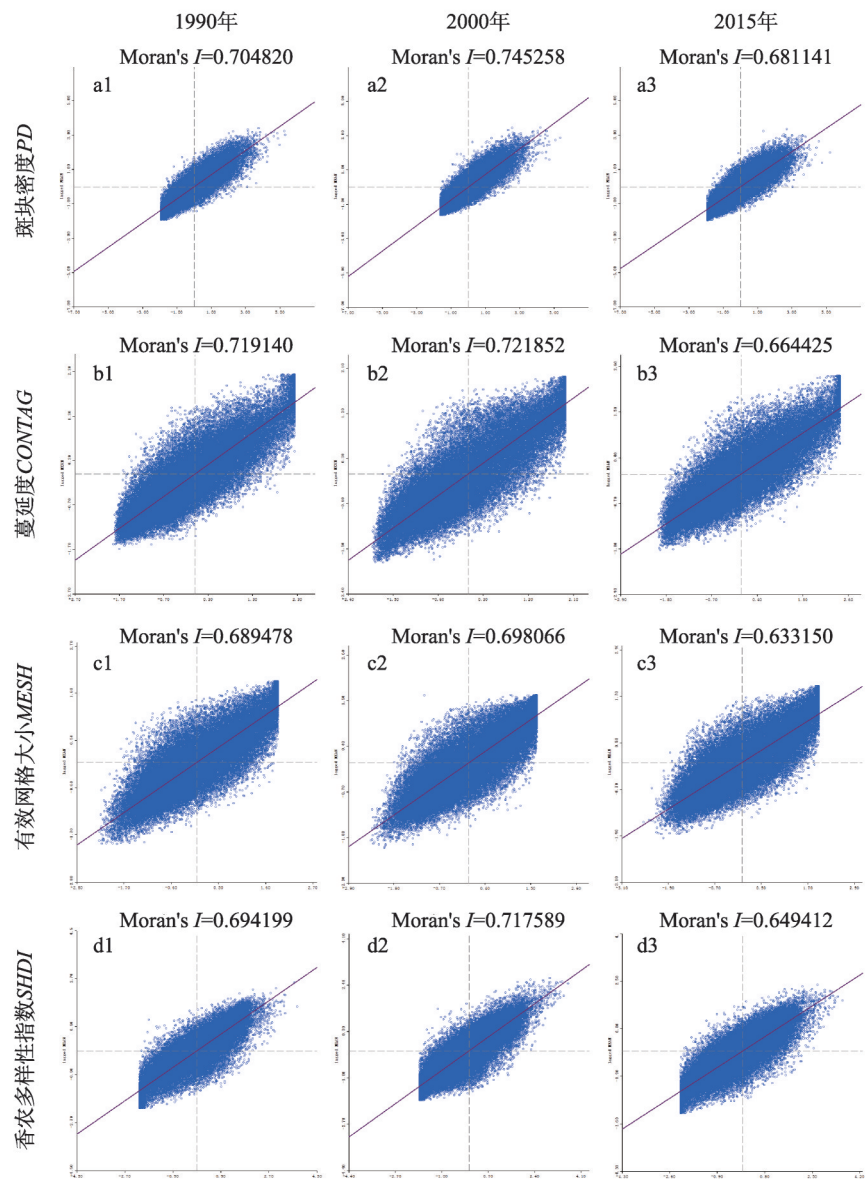


图4 景观指数Moran散点分布
Fig. 4 Moran scatter plot of landscape index

“低—低”值分布范围较大的区域在吕梁市东南部、太原市东西部、临汾市尧都区以及忻州市的静乐县。太原市东部以及临汾市的中部由于受城市开发建设的影响，大量农用地及林草地被开发利用，且相互之间转化频繁，土地利用变化较为剧烈，从而导致这些区域景观破碎化程度加大。另外，像吕梁市的东南部以及忻州南部和太原的西部属于几个大的矿产资源富藏区，矿产资源开发过程中造成周边土地利用的支离破碎，加剧了景观破碎化。斑块密度、香农多样性指数的“低—低”值以及蔓延度、有效网格大小的“高—高”值分布范围较大的区域在吕梁市的中东部、太原市的北部、运城市的绛县以及临

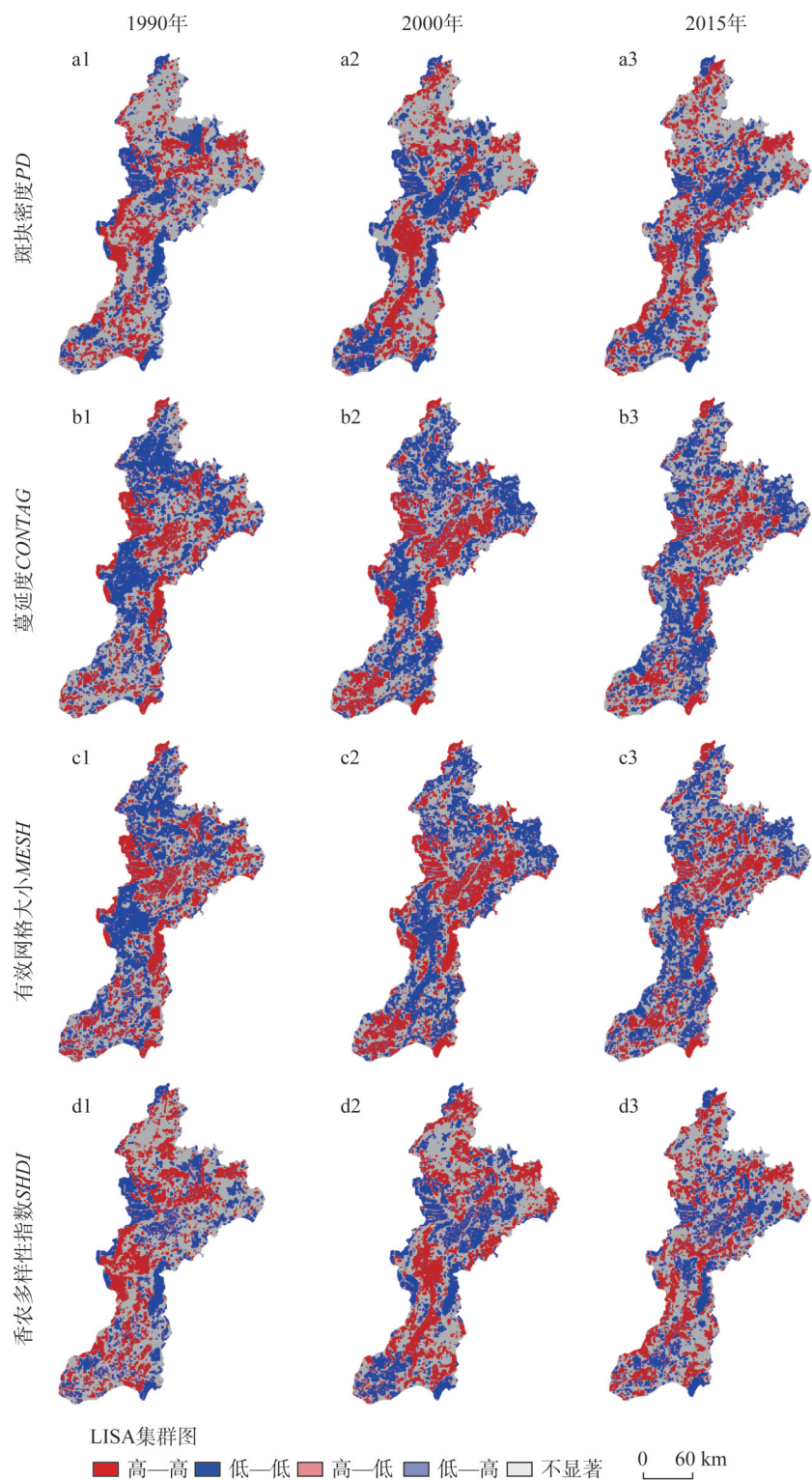


图5 景观指数局部空间自相关LISA集群

Fig. 5 LISA cluster graph of local spatial autocorrelation of landscape index

汾市的古县和霍州的东部。主要原因在于这些区域海拔相对较高,植被覆盖率很高,大部分区域开发利用较晚,景观破碎化程度低。

1990-2000年,斑块密度、香农多样性指数的“高一高”值以及蔓延度、有效网格大小的“低—低”值分布区域向东进行了转移,并且出现新的破碎化“高一高”值、“低—低”值集聚区域。中部和南部景观破碎程度高的集聚区域开始向河流两岸集中,呈现狭长的带状分布,河流两岸属于人口聚居区,研究区域多是农村居民点,呈现出点状式且较为分散的分布模式,土地利用变化活跃;中部山区景观破碎化范围较广,一方面,在于其大量的开荒,另一方面黄土丘陵沟壑区易发生水土流失,二者相互作用更加剧土地利用破碎化。斑块密度、香农多样性指数的“低—低”值以及蔓延度、有效网格大小的“高一高”值分布区域的变化以扩散和缩减同步。太原市的南部以及运城市的西北部出现更多景观破碎化程度低的集聚区域,这些区域由于长期的开发整理,形成了集中连片的农业开发区,景观破碎化程度由原先的不显著转变为了集聚区;原来景观破碎化程度较低的集聚区域面积发生了缩减,表明其外围区域受人类活动的影响,景观连通性降低,破碎度加大。

2000-2015年,最直观的的表现就是4个指数的“高一高”值、“低—低”值集聚区域范围都大幅减少,呈现随机分布的格局,大的集聚区域不仅细碎化,更有些区域发生了高值集聚和低值集聚的互相转换。汾河流域中部大范围的高低值区域转变最具有代表性,斑块密度、香农多样性指数的“高一高”值区域不仅范围变小,而且出现了“高一高”值向“低—低”值的转变。主要原因在于中部为黄土丘陵沟壑区,水土流失严重,受国家及地方政策影响,为稳定区域生态系统,多年来大量植树造林,使得区域景观破碎化程度得以降低,形成小区域的“低—低”值集聚区。“高一高”值、“低—低”值集聚区域的碎斑化,说明了土地开发利用程度不断增强,开发的范围逐渐由人口集聚区向更大范围扩张,且原有的受人类活动影响的区域,土地利用结构也在不断改变。

2.3 景观破碎化空间分异影响因素分析

通过对上述反映景观破碎化的4个景观指数的空间格局分析发现,虽然在较小尺度区域上存在一定差异性,但对于整个研究区破碎化空间分异来说,其在反映景观破碎化当中存在重叠信息,可以进行指标的综合。因此,本文利用主成分分析法将4个指数通过线性变换综合成一组新的互不相关的综合指标来表征流域景观破碎化,以该指标作为分析景观破碎化影响因素的因变量。

景观指数主成分分析的结果见表1,从三个时期的分析结果来看,都满足因子分析的条件,第一成分的方差贡献率都达到80%以上,有且只有一个主成分。从KMO检验来看,其值越接近1,表示变量间的相关性越强,越适合进行因子分析,因此,选取2000年的景观指数来确定斑块密度、蔓延度、有效网格大小、香农多样性指数的系数,最终计算3个时期的景观破碎化综合指数。景观破碎化综合指数表达式为:

$$F = Z_{CONTAG} \times 0.4945 + Z_{MESH} \times 0.5243 - Z_{PD} \times 0.4523 - Z_{SHDI} \times 0.5254 \quad (4)$$

式中: Z_{CONTAG} 、 Z_{MESH} 、 Z_{PD} 、 Z_{SHDI} 为 $CONTAG$ 、 $MESH$ 、 PD 、 $SHDI$ 标准化后的数值。利用ArcGIS自然断点法划分为五个等级(图6),从图中可以看出,景观破碎化的空间分布格局与上述景观指数的局部自相关分析中的空间分布格局基本一致,综合了4个指数的绝大部分信息,可以作为因变量进一步探索影响其空间分布差异的影响因素。

表1 3个时期景观指数主成分分析结果

Table 1 Principal component analysis results of landscape indices in three periods

年份	KMO	景观指数	公因子方差		成分	初始特征值			主成分
			初始	提取		特征值	方差贡献率/%	累计方差贡献率/%	
1990	0.770	CONTAG	1.00	0.819	1	3.380	84.505	84.505	0.905
		MESH	1.00	0.937	2	0.445	11.133	95.637	0.968
		PD	1.00	0.682	3	0.134	3.342	98.980	-0.826
		SHDI	1.00	0.942	4	0.041	1.020	100.000	-0.971
2000	0.778	CONTAG	1.00	0.835	1	3.416	85.399	85.399	0.914
		MESH	1.00	0.938	2	0.411	10.286	95.685	0.969
		PD	1.00	0.699	3	0.135	3.370	99.055	-0.836
		SHDI	1.00	0.943	4	0.038	0.945	100.000	-0.971
2015	0.758	CONTAG	1.00	0.794	1	3.317	82.937	82.937	0.891
		MESH	1.00	0.935	2	0.483	12.082	95.019	0.967
		PD	1.00	0.655	3	0.156	3.912	98.931	-0.809
		SHDI	1.00	0.934	4	0.043	1.069	100.000	-0.966

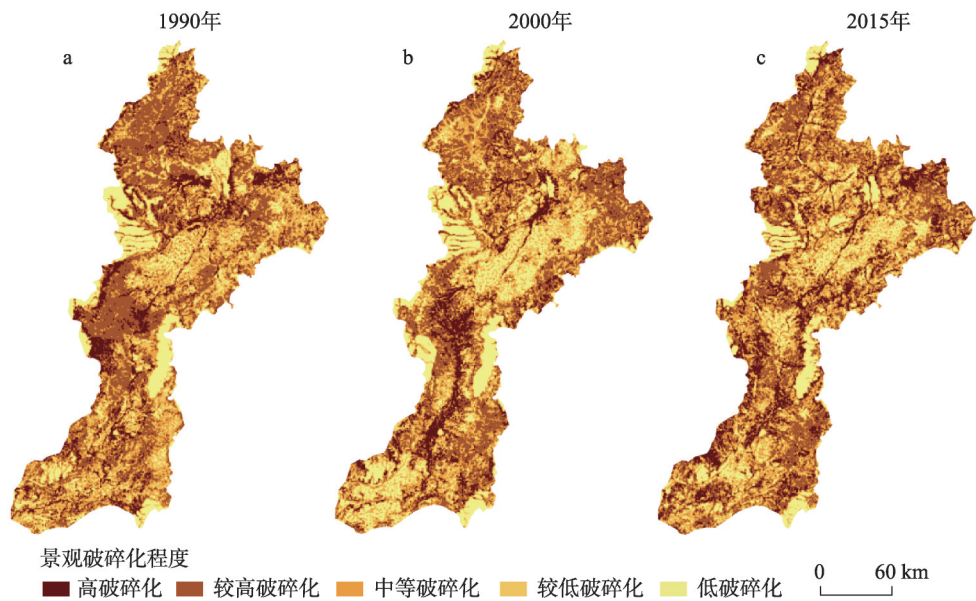


图6 景观破碎化程度空间分布格局

Fig. 6 Spatial distribution pattern of landscape fragmentation in three periods

为探讨影响流域景观破碎化的影响因素，首先对景观破碎化综合指数与各影响因子进行空间相关性的分析，结果表明各因子与流域景观破碎化存在空间依赖性，可以进行空间自回归分析。受篇幅限制，这里以1990年的分析过程为例（表2），以1990年的景观破碎化综合指数为因变量，以高程、坡度、坡向、距建设用地距离、距水域距离作为解释变量，建立了基于空间相互依赖关系的空间滞后模型和空间误差模型，对比两个模型的拟合效果，选取最优模型，以此来分析影响流域景观破碎化的影响因素。

根据Anselin^[21]提出的标准，*LIK*越大，模型拟合效果越好。另外，*R*²的取值范围在

表2 不同影响因子空间滞后模型和空间误差模型拟合结果对比

Table 2 Comparison of fitting results of spatial lag model and spatial error model of different impact factors

自回归模型	<i>R</i> ²	<i>LIK</i>	<i>AIC</i>	<i>SC</i>	驱动因子	回归系数	<i>Z</i> 值	<i>P</i> 值
空间滞后模型	0.763	-69708	139429	139491	高程	-0.000095	-6.003210	0.000
					坡度	0.017500	16.859500	0.000
					坡向	-0.000163	-1.473480	0.141
					距建设用地距离	0.000013	7.766020	0.000
					距水域距离	-0.000003	-3.569110	0.000
空间误差模型	0.784	-68458	136928	136980	高程	0.002065	18.539400	0.000
					坡度	0.058957	27.233100	0.000
					坡向	-0.000140	-1.060340	0.289
					距建设用地距离	0.004669	40.491100	0.000
					距水域距离	-0.000087	-6.252210	0.000

注：*LIK*：最大似然对数值；*AIC*：Akaike信息指标；*SC*：Schwartz指标。

0~1 之间，值越大拟合效果越好，*AIC*、*SC* 值越小拟合效果越好。根据上述标准，可以判断出 1990 空间自回归模型中空间误差模型拟合效果优于空间滞后模型。从空间显著性检验水平来看，空间滞后模型在 5% 的显著性水平下，只有坡向没有通过显著性检验，说明除坡向外其他因子对流域景观破碎化都具有影响力；空间误差模型显著性检验结果与空间滞后模型一致；综合回归系数的大小，可以得出 1990 年流域景观破碎化主要受高程、坡度和距建设用地距离的影响。按照以上的分析方法，分别得到 2000 年和 2015 年的影响因素分析结果。2000 年空间误差模型拟合效果优于空间滞后模型，空间滞后模型中只有坡度和距建设用地距离通过了显著性检验；空间误差模型中高程、坡度、距建设用地距离和距水域的距离通过了显著性检验，说明这些因素对流域景观破碎化有影响；综合来看，2000 年流域景观破碎化主要受高程、坡度、距建设用地距离的影响。2015 年空间误差模型拟合效果优于空间滞后模型，空间滞后模型中只有坡向未通过显著性检验；空间误差模型中坡向、距水域距离均未能通过显著性检验；综合来看，2015 年流域景观破碎化受高程、坡度、距建设用地距离影响较大。因此，通过构建空间自回归模型，对影响流域景观破碎化的影响因子进行了识别，结果发现三个时期流域景观破碎化主要受高程、坡度、距建设用地距离的影响较大。

研究区为黄土丘陵沟壑区，是典型的生态脆弱区，流域内海拔较高、坡度较大的地区多为水土流失严重的区域，早在 20 世纪山西省就以小流域为尺度开展了水土保持综合治理的试验示范，其后开始推广和全面发展。在治理过程中，对当地原有的景观生态系统进行了改造，一定程度上加剧了其破碎化程度。还有部分高海拔区域能够一直保持着原有的生态系统，受人类活动影响相对较小，如管涔山和太岳山两大林区的腹地，从图 6 可以得到证实，研究区的顶部和中部靠东的区域分别对应管涔山和太岳山两大林场，在三个时期中流域景观破碎化程度一直处在低破碎化。人类活动深刻影响了流域景观生态系统，人口聚集区及其周边人类活动频繁，景观破碎化的程度演变也最为激烈。

3 结论与讨论

3.1 结论

(1) 根据 1990 年、2000 年、2015 年土地利用遥感解译数据，利用标准法和移动窗口

法确定了90 m栅格大小、900 m方形窗口尺寸为研究区最佳分析尺度,既可以减少计算冗余,又可以保留景观指数空间信息规律。

(2) 斑块密度、蔓延度、有效网格大小、香农多样性指数在三个时期均存在空间集聚效应,且空间集聚类型分布形态具有较强的相似性。

(3) 1990年流域的中部和北部山地景观破碎化程度较高;2000年景观破碎化程度高的区域向河流两岸集中,呈带状分布;2015年景观破碎化集聚区域呈现碎斑化。高程、坡度、距建设用地距离是影响三个时期流域景观破碎化的主要影响因素。

3.2 讨论

(1) 部分景观指数随空间粒度的变化规律具有一定可复制性。本文中景观指数随空间粒度的变化呈现以下三种状态:反复波动无规律可循;无明显变化;阶梯状上升或下降。这与陈雅如等^[11]、赵文武等^[22]、陈永林等^[25]的研究结果相似,无论研究对象是城市、流域还是特定的区域,这类指数随空间粒度变化的整体趋势具有可复制性。由于采样粒度间距及上限不同,无法更详尽地去对比细节的差异,应作为后续研究重点。

(2) 基于最佳分析尺度研究景观破碎化空间分异特征,其结果与实际情况较为相符,具有可行性。对于不同空间粒度和幅度的组合究竟如何影响景观格局指数,还需进一步验证。

(3) 在空间自相关分析基础上,本文采用空间自回归模型,探讨各因子对整个流域景观破碎化的影响。影响因子偏重自然因素,对社会经济方面的因素考虑较少,同时也没有识别出各影响因子随空间位置的变化情况,在今后的研究中可以结合其他回归模型加以改进。

参考文献(References):

- [1] 王宪礼,布仁仓,胡远满,等.辽河三角洲湿地的景观破碎化分析.应用生态学报,1996,7(3):299-304. [WANG X L, BU R C, HU Y M, et al. Analysis on landscape fragment of Liaohe delta wetlands. Chinese Journal of Applied Ecology, 1996, 7(3): 299-304.]
- [2] 王艳芳,沈永明,陈寿军,等.景观格局指数相关性的幅度效应.生态学杂志,2012,31(8):2091-2097. [WANG Y F, SHEN Y M, CHEN S J, et al. Range effect of the correlation among landscape metrics. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(8): 2091-2097.]
- [3] 张景华,吴志峰,吕志强,等.城乡样带景观梯度分析的幅度效应.生态学杂志,2008,27(6):978-984. [ZHANG J H, WU Z F, LYU Z Q, et al. Extent effect of landscape gradient analysis of urban rural transect. Chinese Journal of Ecology, 2008, 27(6): 978-984.]
- [4] JENERETTE G D, WU J G. On the definitions of scale. Bulletin of the Ecological Society of America, 2000, 81(1): 104-105.
- [5] JELINSKI D E, WU J G. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. Landscape Ecology, 1996, 11(3): 129-140.
- [6] 吴未,范诗薇,许丽萍,等.无锡市景观指数的粒度效应研究.自然资源学报,2016,31(3):413-424. [WU W, FAN S W, XU L P, et al. Grain size effect of landscape metrics in Wuxi city. Journal of Natural Resources, 2016, 31(3): 413-424.]
- [7] 谢作轮,赵锐锋,张丽华,等.干旱内陆河流湿地景观破碎化模型构建与尺度分析:以黑河中游湿地为例.自然资源学报,2015,30(11):1834-1845. [XIE Z L, ZHAO R F, ZHANG L H, et al. Landscape fragmentation model construction and scale analysis for wetland in arid region: A case study of the middle reaches of the Heihe River. Journal of Natural Resources, 2015, 30(11): 1834-1845.]
- [8] 陆禹,余济云,陈彩虹,等.基于粒度反推法的景观生态安全格局优化:以海口市秀英区为例.生态学报,2015,35

- (19): 6384-6393. [LU Y, SHE J Y, CHEN C H, et al. Landscape ecological security pattern optimization based on the granularity inverse method: A case study in Xiuying district, Haikou. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(19): 6384-6393.]
- [9] 陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 等. 基于“源—汇”生态过程的景观格局识别方法: 景观空间负荷对比指数. *生态学报*, 2003, 23(11): 2406-2413. [CHEN L D, FU B J, XU J Y, et al. Location-weighted landscape contrast index: A scale independent approach for landscape pattern evaluation based on "Source-Sink" ecological processes. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2406-2413.]
- [10] 李帅, 马文超, 顾艳文, 等. 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. [LI S, MA W C, GU Y W, et al. Analysis of spatial-temporal changes in landscape fragmentation in the Ningxia Yellow River Valley. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(11): 3312-3320.]
- [11] 陈雅如, 肖文发, 滕明君, 等. 三峡库区景观格局粒度效应及其对土地利用变化过程的响应. *自然资源学报*, 2018, 33(4): 588-599. [CHEN Y R, XIAO W F, TENG M J, et al. Grain size effect of landscape pattern and its response to land use change in the three gorges reservoir area. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(4): 588-599.]
- [12] 翟俊, 侯鹏, 赵志平, 等. 青海湖流域景观格局空间粒度效应分析. *国土资源遥感*, 2018, 30(3): 159-166. [ZHAI J, HOU P, ZHAO Z P, et al. An analysis of landscape pattern spatial grain size effects in Qinghai Lake watershed. *Remote Sensing for Land & Resources*, 2018, 30(3): 159-166.]
- [13] 黄青, 王让会, 吴世新. 塔里木河上游景观破碎化的时空动态变化分析. *干旱区资源与环境*, 2007, 21(9): 73-77. [HUANG Q, WANG R H, WU S X. Spatial-temporal dynamic changes of landscape fragmentation in the upper reaches of Tarim River. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2007, 21(9): 73-77.]
- [14] 姜朋辉, 赵锐锋, 赵海莉, 等. 黑河中游湿地景观破碎化与气候变化的关系. *应用生态学报*, 2013, 24(6): 1661-1668. [JIANG P H, ZHAO R F, ZHAO H L, et al. Relationships of wetland landscape fragmentation with climate change in middle reaches of Heihe River, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(6): 1661-1668.]
- [15] 尚宗波, 高琼. 流域生态学: 生态学研究的一个新领域. *生态学报*, 2001, 21(3): 468-473. [SHANG Z B, GAO Q. Watershed ecology: A new research area of ecology. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(3): 468-473.]
- [16] 杨海乐, 陈家宽. 流域生态学的发展困境: 来自河流景观的启示. *生态学报*, 2016, 36(10): 3084-3095. [YANG H L, CHEN J K. Watershed ecology in a dilemma: Inspiration from riverine landscape analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(10): 3084-3095.]
- [17] 中国科学院. 地理空间数据云. (2016-12-01) [2017-08-09]. <http://www.gscloud.cn/>. [Chinese Academy of Sciences. Geospatial Data Cloud. (2016-12-01) [2017-08-09]. <http://www.gscloud.cn/>.]
- [18] 邬建国. 景观生态学—格局、过程、尺度与等级. 第2版. 北京: 高等教育出版社, 2007. [WU J G. *Landscape Ecology—Pattern, Process, Scale and Hierarchy*. The Second Edition. Beijing: Higher Education Press, 2007.]
- [19] CLIFF A D, ORD J K. *Spatial Autocorrelation*. London: London Point Ltd, 1973.
- [20] ANSELIN L. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis*, 1995, 27(2): 93-115.
- [21] ANSELIN L. *Spatial Econometrics: Methods and Models*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998.
- [22] 赵文武, 傅伯杰, 陈利顶. 景观指数的粒度变化效应. *第四纪研究*, 2003, 23(3): 326-333. [ZHAO W W, FU B J, CHEN L D. The effects of grain change on landscape indices. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(3): 326-333.]
- [23] 布仁仓, 李秀珍, 胡远满, 等. 尺度分析对景观格局指标的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(12): 2181-2186. [BU R C, LI X Z, HU Y M, et al. The influence of scale analysis on landscape pattern indicators. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(12): 2181-2186.]
- [24] 刘世梁, 刘琦, 张兆苓, 等. 云南省红河流域景观生态风险及驱动力分析. *生态学报*, 2014, 34(13): 3728-3734. [LIU S L, LIU Q, ZHANG Z L, et al. Landscape ecological risk and driving force analysis in Red River Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(13): 3728-3734.]
- [25] 陈永林, 谢炳庚, 李晓青. 长沙市土地利用格局变化的空间粒度效应. *地理科学*, 2016, 36(4): 564-570. [CHEN Y L, XIE B G, LI X Q. Spatial grain size effect on land use pattern changes in Changsha city. *Scientia Geographica Sinica*, 2016, 36(4): 564-570.]

The spatio-temporal evolution characteristics of landscape fragmentation in Fenhe River Basin

FU Yang-jun, SHI Xue-yi, HE Juan

(School of Land Science and Technology, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: There is fragmented land and fragile ecological environment in the loess hilly and gully region. With the rapid population growth and socio-economic development in recent years, the degree of fragmentation has been further aggravated. Therefore, based on the interpretation data of remote sensing images in 1990, 2000 and 2015, this paper uses Fragstats 4.2 to obtain the best analysis scale combined with the standard method and moving window method. On this basis, the spatial differentiation characteristics of each landscape index are explored; The spatial and temporal evolution process of watershed landscape fragmentation is revealed; The spatial autoregressive model is used to analyze the impact factors contributing to landscape fragmentation. The results show that with the change of grain size and extent, some landscape indices show a regularity to certain degree. The 90 m grid size and 900 m square window size are the best analysis scales in the Fenhe River Basin; patch density, contagion, effective grid size, and Shannon's diversity index have a spatial agglomeration effect in the three periods, and the spatial agglomeration type distribution has strong similarity. From 1990 to 2015, the spatial pattern of landscape fragmentation in the study area has obviously changed; the slope, elevation and distance from the construction land are the main factors affecting landscape fragmentation of river basin during the three periods. The research results can provide reference for landscape fragmentation analysis in Northwest China, and provide basis for future regional landscape pattern optimization and effective land management.

Keywords: analysis scale; landscape fragmentation; driving force; Fenhe River Basin