DOI: 10.5846/stxb201708111440

吕乐婷,张杰,孙才志,王晓蕊,郑德凤.基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估.生态学报,2018,38(16): - . Lv L T, Zhang J, Sun C Z, Wang X R, Zheng D F. Landscapeecological risk assessment of Xi river Basin based on land-use change. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(16): - .

基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估

吕乐婷¹,张杰¹,孙才志^{1,2,*},王晓蕊¹,郑德凤¹

1 辽宁师范大学城市与环境学院,大连 116029 2 辽宁师范大学海洋经济与可持续发展研究中心,大连 116029

摘要:以辽宁省细河流域为研究对象,利用 1985、1995 年和 2005 年 3 个时期的 Landsat TM 及 2015 年 Landsat OLI 遥感数据,进 行了细河流域土地利用解译,定量分析了流域近 30 年来土地利用动态变化特征;根据景观生态学理论引入景观生态风险评价 模型,将研究区划分为 340 个生态风险评价单元,基于地统计学和空间自相关方法,对 1985—2015 年细河流域景观生态风险时 空分布特征及空间关联格局进行了评价。结果表明:(1)自 1985 年以来,研究区的 6 种土地利用类型皆发生了变化,其中建设 用地由于林地和耕地的大量转入增加最明显。(2)1985—2015 年流域高、较高和中生态风险区面积增加,且向流域南部转移; 低、较低生态风险区面积减少,且向流域北部集聚;流域整体生态风险呈增高趋势。(3)研究区各时期景观生态风险呈现正的 空间相关性,在空间上趋于集聚。人类活动干扰导致景观破碎,是影响该区域景观生态风险最重要的原因。 关键词:土地利用;细河流域;景观生态风险;空间关联格局

Landscapeecological risk assessment of Xi river Basin based on land-use change

LV Leting¹, ZHANG Jie¹, SUN Caizhi^{1,2,*}, WANG Xiaorui¹, ZHENG Defeng¹

1 College of Urban and Environment, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

2 Center for Studies of Marine Economy and Sustainable Development of Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

Abstract: Land-use change (LUC) affects environmental factors such as soil, atmosphere, and water. Moreover, it threatens regional ecological and environmental health. Landscape pattern is an important indicator that reflects the characteristics of land-use structure, composition and spatial configuration.Landscape changes and their eco-environmental effects have received much attention from researchers and the public. Landscape ecological risk assessment focuses on spatial heterogeneity and the correlations of landscape patterns with ecological processes. The identification of ecological elements and processes in a watershed, particularly within the context of rapid urbanization and environmental change, is of great significance for landscape ecological risk assessment. The Xi River, a tributary of the Taizi River, is located in Liaoning province and runs from south to north through Benxi city. Benxi city is an important heavy industry base in China. It is famous for its metallurgical and mining industries. In recent years, mining has caused many serious environmental problems, which include environmental pollution, mining-induced desertification, and geo-environmental hazards. The landscape pattern of the Xi River Basin has changed significantly because of large-scale mining exploration and deforestation. In this study, remote sensing data, such as those acquired from Landsat TM in 1985, 1995, and 2005, and Landsat OLI in 2015, are used. Land-use types were interpreted, and the dynamic changes in the landscape eatlern were analyzed. The whole basin was then divided into 340 ecological risk assessment units. In addition, landscape ecological risks of the Xi River Basin were evaluated using the ERI (Ecological risk index). Geostatistical methods and spatial

收稿日期:2017-08-11; 网络出版日期:2018-00-00

基金项目:国家自然科学基金项目(41701208),辽宁省教育厅课题(L201683678)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: suncaizhi@ lnnu.edu.cn

autocorrelation methods were also used to explore the spatial distribution and accumulation characteristics of landscape ecological risks. The results showed that (1) since 1985, all six types of land use have changed, and the area of construction land has increased the most because of large amount of forest and farmland changing into it. (2) from 1985 to 2015, the regions with highest, higher, and moderate levels of ecological risk have increased and moved from north to south, whereas the regions with the lowest and lower levels of ecological risk have decreased and moved from south to north, thus causing ecological risks for the whole basin to increase; (3) the landscape ecological risks showed positive spatial correlation characteristics, which implied that they were prone to gathering. This study has revealed that the main reason for the temporal and spatial variation of ecological risks in the Xi River Basin is human activity. Land-use changes have the most important effects on ecological risk factors. The assessment of ecological risks in the Xi River Basin can provide a reference for ecological conservation efforts. Managers should determine an optimal combination of the present land-use types with improved reasonable land-use types to improve the land-use structure. We should undertake integrative and rational planning and land-use management aimed at alleviating ecological risks in the Xi River basin, while considering water and environmental pollution, as well as soil erosion problems together.

Key Words: LUCC; Xi River Basin; landscape ecological risk; spatial correlation pattern

区域生态风险评价是指从区域的尺度上,评价自然及人类活动对区域生态系统所造成的不利影响的可能 性和危害程度的评价^[1]。土地利用/覆被变化(LUCC)是人类开发利用自然环境最重要的表现形式,其方式 的变化不仅对土壤、大气、水等综合地理要素产生影响,同时会威胁区域的生态环境健康^[2-5]。流域作为人类 活动的重要场所,是连接地表水与地下水、土地覆盖和生态系统的重要综合生态地理区域^[6]。流域生态风险 评价是流域生态环境保护与管理的重要研究内容,基于流域土地利用/覆被变化及景观生态变化的流域生态 风险评价工作是当前流域生态管理工作关注的重点内容之一。

与一般的区域生态风险评价相比,流域生态风险评价具有其独特的流域特征^[7]。流域生态风险评价方法主要分为基于单一或多源污染因子评价法和景观分析法^[8]。景观分析法是选取适当的景观指数,以景观 类型及格局作为评价受体,对生态风险的分布和演化过程进行定量分析^[7],目前在国内外已得到广泛应用。 如:Potter 等^[9]探索了美国北卡罗来纳州 73 个流域的景观格局与非点源污染生态风险之间的关系,Obery 等^[10]评价了美国 Codorus Creek 流域景观格局对脆弱生境的累计风险效应;黄木易等^[11]探索了近 20 年来巢 湖流域景观格局变化特征及生态风险时空演化规律;刘永超等^[12]基于景观干扰度指数和景观脆弱度指数评 估了近 30 年美国 Tampa Bay 流域景观格局及生态风险的时空特征;刘世梁等^[13]基于景观格局和土壤侵蚀过 程评估了云南省红河流域景观生态风险分布规律。这些研究成果为国内外流域生态规划、景观结构调整及格 局优化、社会经济可持续发展决策等提供了理论依据。目前,流域生态风险评价研究已涵盖了湿润区、半湿润 区以及干旱区流域的湖泊、河流、河口三角洲、海岸带等地^[14],而以开发历史悠久的东北老工业基地采矿流域 作为研究对象的案例尚属空白。

细河为辽宁省太子河一级支流,流域煤炭开采历史悠久。长期粗放式开采使矿区地下水水位大幅下降, 采矿区土地资源和森林资源遭到严重破坏,导致流域景观生态发生变化。本研究结合细河流域的实际情况, 基于流域 1985、1995、2005 和 2015 年遥感影像解译而得的土地利用图,采用由景观干扰度及景观类型脆弱度 指数共同构建的景观生态风险指数,对流域生态风险的时空分布特征及空间关联特征进行了评估。研究结果 可为基于生态安全的流域土地利用规划与管理提供科学依据。

1 研究区概况与数据处理

1.1 研究区概况

细河流域位于辽宁省本溪市境内,地处123°30′—124°00′E,40°45′—41°20′N。全长120 km,流域总面积

1119 km²。细河主要流经本溪市南芬区、平山区和本溪 满族自治县。流域山地较多,地势东南高、西北低(图 1)。细河流域属于温带大陆性季风气候区,年均降水 量 800 mm,主要集中于夏季 6—9 月份^[15]。流域内有 丰富的铁矿资源和森林资源。

1.2 数据来源与处理

本文所用的 1985、1995 和 2005 年 3 期 Landsat TM 及 2015 年 Landsat OLI 遥感影像来源于地理空间数据 云(http://www.gscloud.cn),空间分辨率为 30 m,影像 轨道号/行号分别为 119/31 和 119/32, 每期 2 景, 成像 时间均在植被生长茂盛期6—10月,影像的云量均低于 2%。借助 ENVI 5.1 软件对图像进行辐射定标、大气校 正、影像的拼接与裁剪,并根据实际情况选择7、5、2波 段组合方案,同时对影像进行2%的拉伸以增强解译效 果。本文利用最大似然法,参考1984年我国农业区划 办组织制定的《土地利用现状调查技术规程》将流域的 土地利用分为6个一级分类,详见流域土地利用分类图 (图 2),并结合 Google Earth 建立混淆矩阵对结果进行 精度验证。验证结果显示,所解译的4个时段土地利用 图 Kappa 系数均在 0.8 以上,达到了中分辨率遥感影像 精度使用要求^[16-17]。本文所用 DEM 数据来源于地理 空间数据云的 ASTER GDEM(V1)数据集,栅格大小为





30 m。并以 DEM 数据为基础,借助 ArcGIS 中的水文分析模块,生成细河流域集水区域。



Fig.2 Land use map of Xi River Basin

2 研究方法

2.1 流域生态风险分析

2.2.1 生态风险评价单元的划分

为了能够将景观生态风险指数空间化,在考虑景观空间异质性、斑块大小和流域面积的基础上,本研究按照细河流域景观斑块平均面积的 2—5 倍进行网格采样^[18]。采用等间距的方式将细河流域划分为 340 个 2 km×2 km 的正方形网格生态风险评价单元(图 1)。

2.2.2 景观生态风险指数构建

本研究依据土地利用类型的面积比重和景观损失度指数 R;构建景观生态风险指数 ERI^[19-20],公式如下:

$$\operatorname{ERI}_{k} = \sum_{i=1}^{N} \frac{A_{ki}}{A_{ki}} \times R_{i}$$
(1)

式中, ERI_k为景观生态风险评价单元 k 的景观生态风险指数, 该值越大表示该评价单元的生态风险程度越高, 反之, 生态风险程度越低。 A_{ki} 为景观生态风险评价单元 k 中 i 类景观的面积, A_{k} 为景观生态风险评价单元 k 的总面积, R_{i} 为 i 类景观的损失度指数, 通过景观干扰度指数 E_{i} 和各景观类型的脆弱度指数 V_{i} 构建^[21], 公式如下:

$$R_i = E_i \times V_i \tag{2}$$

其中景观干扰度指数 $E_i^{[21]}$ 公式如下:

$$E_i = a C_i + b N_i + c F_i \tag{3}$$

式中,*C*、*N*、*F*分别为景观破碎度指数、分离度指数和分维数指数,其生态学含义及计算方法见表1;*a*、*b*、*c*分别为各景观指数的权重,*a*+*b*+*c*=1,根据相关研究^[22]并结合细河流域实际情况,分别赋值0.5、0.3、0.2。

景观类型的脆弱度指数 V_i 由专家咨询法并归一化获得,具生态学含义见(表1)。

Table 1 Calculation of landscape pattern index							
序号 No	指数 Index	公式 Computation formula	生态学含义 Ecological meaning of landscape pattern index				
1	景观破碎度指数 $C_i^{[22]}$	$C_i = \frac{n_i}{A_i}$	表示景观类型在自然或人为干扰的活动下,由单一连续的整体趋向于复 杂不连续的斑块的过程,其值越大表明所对应的景观生态系统稳定性越 低 ^[23] 。式中 n _i 为景观类型 i 的斑块个数; A _i 为景观类型 i 的面积。				
2	景观分离度指数 N _i	$N_i = l_i \times A/A_i$ $l_i = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{n_i}{A}}$	表示在景观类型中不同斑块间的分离程度,其值越大表明所对应的景观 空间分布越复杂,破碎化程度越高 ^[24] 。式中 <i>l_i</i> 为景观类型 <i>i</i> 的距离指数; <i>A</i> 为景观总面积。				
3	景观分维数指数 F_i	$F_i = \frac{2ln(P_i/4)}{lnA_i}$	取值范围在 1—2,其值越大表示景观斑块的形状越复杂,当 F_i <1.5 时景观斑块形状趋于简单;当 F_i =1.5 时景观斑块处于布朗随机运动状态,稳定性较差;当 F_i >1.5 时景观斑块形状复杂 ^[25] 。式中 P_i 为景观类型 i 的周长				
4	景观脆弱度指数 V _i	由专家咨询法并归一化 获得	借鉴前人经验并结合细河流域实际情况 ^[26-27] ,对其赋值如下:未利用地 为6,水域为5,耕地为4,草地为3,林地为2,工矿及城镇建设用地为1, 对赋值进行归一化处理,得到细河流域各种景观类型的脆弱度指数。其 值表示不同景观类型遭受到外界干扰后的敏感程度。				

表 1 景观格局指数计算方法

2.2 空间自相关分析

空间自相关分析通过描述某一要素的属性值与其在空间上相邻的各要素属性值之间是否存在显著关联的关系,来揭示空间参考单元和相邻单元在属性特征值方面的空间相关特征。其指标分为两种:全局 Moran's *I* 指数用于检验某一要素的属性值在整个研究区内的空间相关性;局部 Moran's *I* 指数用于反映某一要素的属性值和相邻空间单元的相关性^[13,28]。全局空间自相关指数的计算公式如下^[29]:

GlobalMoran's
$$I = \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} w_{ij}(x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} W_{ij}}$$
 (4)

$$S^{2} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} (x_{i} - x)^{2}$$
(5)

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} x_i \tag{6}$$

http://www.ecologica.cn

式 4 中 x_i 表示第 i 地区的观测值, n 为栅格数, W_{ij} 是二进制的邻接空间权重矩阵, 用来表示空间对象的邻接关系。 $i = 1, 2, \dots, n$; $j = 1, 2, \dots, m$; 当区域 i 和区域 j 相邻时, $W_{ij} = 1$; 当区域 i 和区域 j 不相临时, $W_{ij} = 0$ 。

局部空间自相关是将 Moran's I 指数分解到各个独立的空间要素公式为:

Local Moran's
$$I_i = \left(\frac{x_i - \bar{x}}{m}\right) \sum_{j=1}^n W_{ij}(x_i - \bar{x})$$
 (7)

$$m = \left(\sum_{j=1 \neq i}^{n} x_{j}^{2}\right) / (n-1) - x^{2}$$
(8)

Moran's *I* 值介于-1--1,当 Moran's *I*>0 时,表明研究区存在正相关,研究单元的属性值呈趋同集聚;当 Moran's *I*<0 时,表示负相关,呈离散分布;当 Moran's *I*=0 时,表示不存在空间相关性。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化分析

3.1.1 土地利用结构变化分析

细河流域 1985—2015 年土地利用变化状况如图 2 和表 2 所示。在 1985—2015 年期间,细河流域各用地 类型中林地、耕地和水域的面积减少,工矿及城镇建设用地、未利用地和草地的面积增加。其中林地的面积减 少最多,减少量为 65.9 km²,面积比例从 78.47%减少至 72.58%;工矿及城镇建设用地的面积增加最多,增加 量为 103.87 km²,面积比例从 1.96%增加至 11.24%;未利用地和草地的面积比例分别由 0.64%和 0.25%增加 至 1.58%和 1.87%;耕地和水域的面积比例分别由 17.38%和 1.30%减少至 12.13%和 0.59%。

Table 2Change of land use in Xi River Basin from 1985 to 2015									
时期 Period	项目 Item	林地 Woodland	耕地 Plough	草地 Grassland	水域 Water area	工矿及城镇建设用地 Construction	未利用地 Unused land		
1985	面积/km ²	878.18	194.57	2.76	14.57	21.93	7.17		
	比例/%	78.47	17.38	0.25	1.30	1.96	0.64		
1995	面积/km ²	905.95	152.74	3.03	13.35	35.33	8.78		
	比例/%	80.95	13.65	0.27	1.19	3.16	0.78		
2005	面积/km ²	891.73	124.59	5.14	9.63	74.01	14.08		
	比例/%	79.68	11.13	0.46	0.86	6.61	1.26		
2015	面积/km ²	812.28	135.78	20.96	6.64	125.80	17.69		
	比例/%	72.58	12.13	1.87	0.59	11.24	1.58		

表 2	细河流域 1985—2015 年土地利用变化
~~ =	

3.1.2 土地利用转化过程分析

细河流域 1985—2015 年土地利用转移矩阵如表 3 所示。可见, 1985—2015 年, 林地是细河流域土地利用 的主要转出类型, 其面积主要转出为工矿及城镇建设用地、耕地和未利用地; 工矿及城镇建设用地是细河流域 土地利用的主要转入类型, 其面积的增加主要来源于耕地、林地和水域; 耕地部分转出为建设用地, 部分由林 地转入, 转出面积大于转入面积, 造成其总体面积减少。其它土地利用方式也产生了不同程度的转化。

3.2 流域景观生态风险时空变化分析

为了探索细河流域景观生态风险的空间分布特征,将每个生态风险评价单元的 ERI 作为其中心点的属性值^[30],利用 AreGIS 地统计模块中的普通克里金插值得到细河流域景观生态风险的空间分布。并结合细河流域的实际情况和 4 个时相的 ERI 指数,利用自然断点法将细河流域的 ERI 划分为 5 个生态风险等级:高生态风险区 V(ERI>0.145)、较高生态风险区 IV(0.115<ERI≤0.145)、中生态风险区 II(0.093<ERI≤0.115)、较低生态风险区 II(0.071<ERI≤0.093)、低生态风险区 I(ERI≤0.071)。结果如图 3 和表 4 所示。

Table 3 Land Use Transfer Matrixof Xi River Basin from 1985—2015							
	1985 年各类土地面积 All types of land in 1985/km ²					in 1985/km ²	
土地利用类型 Land use type		耕地 Plough	林地 Woodland	草地 Grassland	未利用地 Unused land	工矿及城镇建设用地 Construction	水域 Water area
	耕地	94.57	34.40	0.66	0.46	3.07	2.59
	林地	24.17	784.45	1.27	0.25	1.41	0.62
2015 年各类土地	草地	5.41	15.04	0.15	0.13	0.08	0.15
面积 All types of land	未利用地	4.59	8.64	0.20	2.44	1.05	0.76
in 2015/km ²	工矿及城镇建设 用地	63.84	34.68	0.44	3.72	15.23	7.88
	水域	1.99	0.80	0.03	0.17	1.08	2.57

表:	3 细河》	充域 1985 4	∓—20 1	15 年:	土地利用]转移	多矩阵	

细河流域景观生态风险整体呈上升趋势,其中较低、中、较高景观生态风险区所占面积较大,而低、高生态 风险区所占面积较小。从各级景观生态风险区面积变化来看,1985年细河流域低、较低景观生态风险区面积 比例分别为18.3%和33.1%,占细河流域总面积的51.4%,流域景观生态风险整体呈现较低的趋势。其中低 景观生态风险区主要分布于流域北部海拔较低的本溪市平山区,此区域的基质景观类型以城镇建设用地为 主,受到人类干扰的后的损失度低;高景观生态风险区主要分布在流域中东部地区,此区域经济欠发达以农耕 为主,耕地和未利用地面积较广且有零散破碎的工矿用地,开凿矿山,破坏了山地景观自身的稳定性,景观受 人为干扰后易损程度大,耕地景观的斑块较破碎。

1985—2005年,细河流域低、较低、中景观生态风险区面积减少而较高、高景观生态风险区面积增加。其 中较高、高景观生态风险区的空间分布格局也发生了变化,自流域中东部地区向南部本溪满族自治县扩散。 在研究时段内本溪满自治县为了发展农业,将大面积林地开垦为耕地,使得原有较完整的景观变得破碎,景观 生态风险增加;低景观生态风险区面积逐渐减少并在流域北部地区集聚,在研究时段内流域北部的本溪市平 山区随着经济的不断发展,城镇建设用地面积增加且从无序状态向有序方向演变,系统稳定性逐步提高。

2005—2015年,细河流域中等、较高、高景观生态风险区的面积比例分别为 33.9%、20.9%和 7.7%,占流 域总面积的 62.5%,较 1985年相比呈明显的上升趋势。较高、高景观生态风险区较 2005年有所下降,流域南 部本溪满族自治县的景观生态风险有所改善。在这 10年间,本溪满族自治县大力加强城市建设,县内的城镇 建设用地面积增加且向有序方向转变,受人为活动干扰后易损程度低,且流域中东部地区开始施行重建矿区 生态环境等措施,降低了矿区生态风险程度。



图 3 细河流域景观生态风险空间分布图 Fig.3 Spatial distribution of landscape ecological risk in Xi River Basin

http://www.ecologica.cn

表 4 细河流域各生态风险等级区域面积比(%)									
Table 4Area ratio of ecological risk level in Xi River Basin(%)									
时期 Ⅰ级区 Ⅱ级区 Ⅲ级区 Ⅳ级区 V级区 Period I level area II level area II level area Vlevel area Vlevel area									
1985	18.3	33.1	31.1	12.2	5.3				
1995	17.6	26	28	16.1	12.3				
2005	13.1	24.4	27.9	22.2	12.4				
2015	10.3	27.2	33.9	20.9	7.7				

3.3 景观生态风险空间相关性分析

3.3.1 全局自相关分析

依据 1985—2015 年细河流域景观生态风险空间分布数据得到 Moran's I 散点图(图4)。细河流域的景观 生态风险在 1985 年、1995 年、2005 年和 2015 年的全局 Moran's I 值分别为 0.3254、0.3656、0.3529 和 0.3665, 呈波动上升的趋势。这说明细河流域的景观生态风险在空间上呈现集聚效应;景观生态风险值高的区域,周 边的景观生态风险值亦高;景观生态风险值低的区域,周边的景观生态风险值亦低。



图 4 细河流域景观生态风险 Moran 散点图



3.3.2 局部自相关分析

进一步对细河流域景观生态风险局部空间相关性进行分析,得到局部空间自相关集聚图(图 5)。可见, 1985—1995年,"高—高"值区皆集中分布在流域中东部地区,此区域经济欠发达,用地模式以"开垦—废弃— 再开垦"的农耕经济为主,耕地和未利用地面积较广。另外,零散破碎的工矿用地及矿山开凿,破坏了山地景

38 卷

观自身的稳定性,使景观损失度增加;"低—低"值区呈零散分布,主要分布于本溪市平山区内,这与同期的景 观生态风险克里金插值空间分布格局较为一致。1995—2015年细河流域景观生态风险的"高—高"值集群结 构发生了变化,向流域南部扩散,而"低—低"值区变化不大。位于"高—高"值区内的本溪满族自治县,地处 低山丘陵区,基质景观类型以林地为主,但由于追求发展,开荒毁林较为严重。城镇建设用地和耕地都呈现较 小且分散的分布模式,景观连通性、系统内部的稳定性差,景观损失度高。





4 结论与讨论

本文从土地利用变化及转移、景观生态风险的时空分布及空间相关3个方面对细河流域的景观生态风险 进行了综合评价,结果表明:

1)1985—2015年,细河流域6种用地类型的面积皆发生了变化,其中草地、工矿及城镇建设用地和未利 用地面积增加,林地、耕地和水域面积减少。林地是流域的优势景观类型,对流域景观格局的变化起着重要 作用。

2)1985—2015年,细河流域高、较高和中景观生态风险区的面积比例分别增加了 2.4%、8.7%和 2.8%,且 在空间上由流域东中部地区向南部转移;低景观生态风险区和较低景观生态风险区面积比例分别减少了 8% 和 5.9%,且在空间上向流域北部地区集聚。流域景观生态风险整体呈现增高趋势。

3)在研究时段内,流域的全局自相关 Moran's I 值分别为 0.3254、0.3656、0.3529 和 0.3665,景观生态风险 呈正相关现象,在空间分布上趋于集群。且景观生态风险局部自相关格局较为一致,高—高值分布在流域东 部地区,而低—低值分散于流域周围。

本研究以景观格局指数为指标,通过土地利用类型的面积比重、景观干扰度和景观损失度指数构建景观 生态风险指数,仅从景观空间结构的一个角度出发来评价细河流域的生态安全格局,没有考虑流域气候、地 形、地貌和社会经济等因素,所以并不具有绝对性。但流域景观格局是流域生态环境管理的基础单元、是人类 活动的主要作用面,其变化必然会引起生态系统功能的改变。因此,利用景观格局指数的方法研究流域的生 态安全格局是可行有效的。针对本研究,建议细河流域结合自身实际情况,对现有土地利用类型的组合情况 进行思考,在结合流域自然因素的前提下,改善不合理的土地利用类型。在资源开发的过程中应坚持生态优 先的原则,在保护河流水域和林业发展的同时,限制对地表扰动较大的工矿建设用的大规模发展,保留一定范 围的生态缓冲区,并实施有效的生态补偿制度。受研究者知识、经验和主观因素的限制,对于细河流域景观生 态风险时空关联格局的驱动力解释还不够完善,对此进行深入探索并进而提出可行有效的流域生态管理建议 是本研究今后努力的方向。

参考文献(References):

- [1] 巩杰, 谢余初, 赵彩霞, 高彦净. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2153-2160.
- [2] 刘纪远, 匡文慧, 张增祥, 徐新良, 秦元伟, 宁佳, 周万村, 张树文, 李仁东. 20世纪 80年代末以来中国土地利用变化的基本特征与空间格局. 地理学报(英文版), 2014, 24(2):195-210.
- [3] 刘永强,廖柳文,龙花楼,秦建新.土地利用转型的生态系统服务价值效应分析——以湖南省为例.地理研究, 2015, 34(4): 691-700.
- [4] 傅伯杰,陈利顶,王军,孟庆华,赵文武.土地利用结构与生态过程.第四纪研究,2003,23(3);247-255.
- [5] 赵岩洁, 李阳兵, 邵景安. 基于土地利用变化的三峡库区小流域生态风险评价——以草堂溪为例. 自然资源学报, 2013, 28(6): 944-956.
- [6] 许妍, 高俊峰, 郭建科. 太湖流域生态风险评价. 生态学报, 2013, 33(9): 2896-2906..
- [7] 许妍,高俊峰,赵家虎,陈炯锋.流域生态风险评价研究进展.生态学报,2012,32(1):284-292.
- [8] 黄木易,何翔,巢湖流域土地景观格局变化及生态风险驱动力研究.长江流域资源与环境,2016,25(5):743-750.
- [9] Potter K M, Cubbage F W, Blank G B, Schaberg R H. A Watershed-scale model for predicting nonpoint pollution risk in North Carolina. Environmental Management, 2004, 34(1): 62-74.
- [10] Obery A M, Landis W G. A regional multiple stressor risk assessment of the codorus creek watershed applying the relative risk model. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2002, 8(2): 405-428.
- [11] 黄木易,何翔.近20年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制.湖泊科学,2016,28(4):785-793.
- [12] 刘永超,李加林,史小丽,袁麒翔,浦瑞良,杨磊. 1985—2015 年美国 Tampa Bay 流域景观生态风险态势研判.水土保持通报, 2016, 36 (3): 125-130.
- [13] 刘世梁,刘琦,张兆苓,邓丽,董世魁.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.
- [14] 许妍, 高俊峰, 赵家虎. 流域生态风险评价研究进展 生态学报, 2012, 32(1): 284-292.
- [15] 徐静, 史明昌, 王晓云, 胡影, 杜哲, 蒋春颖. 辽宁省细河流域土壤侵蚀监测方法对比研究. 水土保持通报, 2011, 31(2): 103-107.
- [16] Janssen L L F, Wel F J M V. Accuracy assessment of satellite derived land cover data: a review. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1994, 60(4): 419-426.
- [17] 赵英时. 遥感应用分析原理与方法(第二版).北京: 科学出版社, 2013:372-383.
- [18] 苏海民,何爱霞. 基于 RS 和地统计学的福州市土地利用分析. 自然资源学报, 2010, (1): 91-99.
- [19] 陈鹏,潘晓玲. 干旱区内陆流域区域景观生态风险分析——以阜康三工河流域为例. 生态学杂志, 2003, 22(4): 116-120.
- [20] 曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析. 中国环境科学, 1999, 19(5): 454-457.
- [21] 潘竟虎,刘晓. 疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建. 生态学杂志, 2016, 35(3): 791-799.
- [22] 王娟, 崔保山, 姚华荣, 刘世梁. 纵向岭谷区澜沧江流域景观生态安全时空分异特征. 生态学报, 2008, 28(4): 1681-1690.
- [23] 高宾,李小玉,李志刚,陈玮,何兴元,齐善忠.基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析.生态学报,2011,31(12): 3441-3450.
- [24] Peng J, Wang Y L, Zhang Y, Wu J S, Li WF, Li Y. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. Ecological Indicators, 2010, 10(2): 217-223.
- [25] 邱彭华,徐颂军,谢跟踪,唐本安,毕华,余龙师.基于景观格局和生态敏感性的海南西部地区生态脆弱性分析.生态学报,2007,27
 (4):1257-1264.
- [26] 孙才志, 闫晓露, 钟敬秋. 下辽河平原景观生态安全评价及空间结构分析. 安全与环境学报, 2014, 14(2) 266-272.
- [27] 孙才志, 闫晓露, 钟敬秋. 下辽河平原景观格局脆弱性及空间关联格局. 生态学报, 2014, 34(2): 247-257.
- [28] 刘世梁,侯笑云,尹艺洁,成方妍,张月秋,董世魁.景观生态网络研究进展.生态学报,2017,37(12):3947-3956.
- [29] 邬建国. 景观生态学一格局、过程、尺度与等级(第二版).北京:高等教育出版社, 2007:127-129.
- [30] 吴莉,侯西勇,邸向红.山东省沿海区域景观生态风险评价.生态学杂志,2014,33(1):214-220.