

基于景观结构的眉县土地利用生态风险空间特征

李雅婷¹, 赵牡丹¹, 张帅兵¹, 吴宇鑫¹, 鲁 帅¹, 刘 仁¹

(1. 西北大学 城市与环境学院, 西安 710000)

摘 要:在 GIS 与 RS 技术支持下,以眉县为研究区域,根据对遥感影像的解译获取 2005 年、2010 年及 2015 年土地利用类型数据,划分 1 km×1 km 网格作为研究单元,根据景观扰动指数与景观脆弱指数构建生态系统模型,借助地统计学与 GIS 软件进行了空间分析,对眉县土地利用变化影响下的生态风险空间分异特征进行了定量评价。结果表明:眉县土地利用类型中建设用地与林地面积逐年增加,耕地与未利用地面积总体减少,土地利用程度提高。空间自相关分析结果显示高值—高值(H-H)聚集区集中分布于北部首善镇、常兴镇附近,低值—低值(L-L)聚集区主要分布于研究区边界。眉县土地利用生态风险等级整体上呈现逐渐提高的趋势,高风险区主要集中在北部首善镇、常兴镇附近,此区域风险等级提高最为显著,南部生态风险普遍较低,形成北高南低的局面,高风险区、较高风险区面积逐渐扩大。研究结果可为区域生态安全格局构建、土地利用的优化布局提供借鉴。

关键词:眉县;景观格局;生态风险;土地利用

中图分类号:F301.24

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2018)05-0220-06

Analysis of the Characteristics of Land Utilization Ecological Risk Space of Meixian County Based on Landscape Structure

LI Yating¹, ZHAO Mudan¹, ZHANG Shuaibing¹, WU Yuxin¹, LU Shuai¹, LIU Sa¹

(1. College of Urban and Environmental Science, Northwest University, Xi'an 770000, China)

Abstract: In this paper, with the support of GIS and RS technology, taking Meixian as the study area, based on the remote sensing images in 2005, 2010 and 2015, we obtained the data of land use type, divided into 1 km×1 km grid as the research unit. Based on landscape disturbance index and landscape construction of ecological vulnerability index system model, spatial analysis with geostatistics and GIS software, the space of ecological risk of land use change of Meixian under the influence of the variation was quantitatively evaluated. The results showed that the construction land and woodland areas increased year by year in Meixian County, the cultivated land and unused land area reduced, land use degree increased. Spatial autocorrelation analysis showed that high—high values (H-H) concentrated in the gathering area near the northern town, Changxing Town and Shoushan Town, low value and low value (L-L) gathering area mainly distributed in the study area boundary, showing the overall trend of gradual increase of ecological risk level of land use Meixian; high-risk areas mainly concentrated in the vicinity of the northern town, Changxing Town and Shoushan Town, the regional risk level increased most significantly, the southern ecological risk was generally low, formatting the situation of high risk in north and low risk in south, higher risk area was gradually expanding. These results can provide reference for the construction of regional ecological security pattern and the optimal layout of land use.

Keywords: Meixian county; landscape pattern; ecological risk; land use

土地利用变化是人类开发利用自然环境资源最为直观的表现形式之一^[1-4],其变化不仅影响着单一生态环境要素,还会对地面热循环、土壤养分、水环境等诸多要素和生态环境的演变产生影响,从而引起生

态系统的变化,威胁区域的生态安全^[5-6]。而基于土地利用变化的生态风险评价成为可持续发展和生态系统研究中的热点之一,其重点为评价人类活动在生态环境中产生的不良影响^[7-8]。近年来由于人类开发

活动频繁,生态环境问题的加重,生态风险评价逐渐成为研究和解决环境问题的重要手段。近年来国内大量学者提出了不同的指数构建方法对区域生态风险进行研究,如南颖^[9]、于淑会^[10]等学者通过设计土地利用生态安全(LUES)分级标准进行生态风险模型构建,卢江林^[11]、王卫林^[12]等学者通过利用土地利用面积比重构建生态安全评价模型,徐兰^[13]、周汝佳^[14]等学者从景观结构变化的角度对区域生态风险进行评价,并对区域生态风险进行空间自相关分析等研究生态风险的空间特征。而土地利用方式与强度会对区域的生态风险产生积累性、区域性影响,结合景观扰动指数和景观脆弱指数的生态风险评价模型更有利于体现生态系统的组织与结构,可以评估各类潜在的生态影响和后果。而对于生态风险的空间研究以空间自相关分析为主^[15-18],缺乏对空间分布特征的多方面研究和对生态风险分布产生影响的相关因素分析。本研究在前人研究的基础上,利用景观结构建立生态风险评价模型,并通过空间自相关分析和半变异函数分析相结合的方法,对研究区生态风险进行评价,对生态风险空间分布的特征与原因进行更为全面的分析。以期研究区土地生态安全,区域生态风险的防控提供参考依据。

1 研究区概况

眉县(33°59′—34°19′N, 107°39′—108°00′E)位于陕西省关中平原西部,属于黄河流域的渭河水系,总面积 857 km²。眉县处在华北地台与秦岭东西构造带的接触部位,县内地貌复杂,南高北低,地形起伏较大,最低海拔 442 m,最高海拔 3 648 m。气候属中温带大陆性半湿润气候,年均气温为 12.9℃,平均降水约为 609.5 mm,县域范围分为南部秦岭高中山区、浅山丘陵区、黄土台原区及渭河河谷阶地区 4 种地貌类型区。眉县由首善镇、常兴镇、营头镇、金渠镇、槐芽镇、齐镇、横渠镇和汤峪镇 8 个乡镇构成。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源及处理

选用 2005 年、2010 年的 Landsat/ETM 数据和 2015 年的 Landsat/OLI 数据,借助 ENVI 5.1 软件通过监督分类的方法对眉县遥感影像进行检查、校正、解译处理得到土地利用数据,再经过采样点野外验证和精度检查,确保解译精度处于 95% 以上,以保证解译的质量和数据的准确性。根据土地利用现状分类标准(GB/T21010—2007),并结合相关文献,将眉县土地利用类型划分为耕地、林地、草地、城乡建设

用地、未利用地、水域六大类。数字高程模型(DEM)数据分辨率为 30 m,来自中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),从而获取研究区高程、坡度等地形相关因素。

2.2 研究方法

2.2.1 构建生态风险指数

(1) 景观扰动指数(E_i)。在相同的环境条件下,同一地区不同的景观类型构成,会对地区的生物多样性、生态环境整体结构和功能、生态系统的维护等方面起到不同的作用,而不同的景观类型构成对于外在干扰的抵抗能力也有所不同^[19]。景观扰动指数(E_i)用来反映不同景观构成受到外界干扰影响的程度,可以通过对景观破碎度指数(C_i)、景观分离指数(S_i)和景观优势指数(DO_i)三者赋予权重累加获得,以反映出不同景观构成的干扰程度,这主要是由人类的开发活动决定的,景观扰动指数越大,表示受到人类活动影响越大,从而导致区域的生态风险增大,景观扰动指数(E_i)可以用下面的公式表示:

$$E_i = aC_i + bS_i + cDO_i \quad (1)$$

式中: a 、 b 、 c 为相应各景观指数权重,且其和为 1,根据前人研究结果^[20]并结合研究区特点,认为景观破碎度的分布特征比较重要,赋值为 0.5;分离度重要程度次之为 0.3;优势度为 0.2。

景观破碎度指数(C_i)可表示为:

$$C_i = n_i / A_i \quad (2)$$

景观分离指数(S_i)可表示为:

$$S_i = D_i \cdot A / A_i \quad (3)$$

景观优势指数(DO_i)可表示为:

$$DO_i = \frac{(Q_i + M_i) + 2L_i}{4} \quad (4)$$

式中: n_i 表示景观类型 i 的斑块数; A_i 表示景观类型 i 的总面积; D_i 表示景观类型 i 的距离指数; A 为景观总面积; Q_i 表示景观类型 i 的采样单元数目/采样单元总数; M_i 表示斑块 i 数目/斑块总数; L_i 表示斑块 i 的面积/样方总面积。

(2) 景观脆弱指数(F_i)。土地利用程度不仅代表土地的自然属性,也受到人类活动的影响,反映了人为和自然两因素的综合效应,而不同的景观类型对生物多样性、生态环境结构、生态系统的维护等方面的影响又有所不同。景观脆弱指数用来表示不同生态系统的易损性,不仅反映了土地本身的自然属性,更是人为因素和自然因素综合作用的结果,景观脆弱指数越大,表明对区域生态系统的干扰越大,区域生态风险越高。结合前人研究以及研究区实际情况发现建设用地区最为稳定,不易产生土地利用类型的变

化,故将建设用地赋值为 1;未利用地是指农用地和建设用地以外的荒草地、沙地、裸岩、裸土地等,易受环境变化、人类活动影响而改变其土地利用类型,其景观脆弱性最强,最为敏感,故将未利用地赋值为 6;水域、耕地、林地、草地则根据前人研究结果和各自脆弱性特点分别赋值为 5,4,3,2^[21]。进行归一化处理得到研究区的景观脆弱指数(F_i)。

(3) 生态风险指数(ERI)。在对上述景观扰动指数和景观脆弱指数研究分析的基础上,为了描述样地内生态损失的大小,通过采样方法将空间格局转变为生态风险变量,以此构建土地利用生态风险指数 ERI。

$$ERI = \sum_i^N \frac{S_{ki}}{S_k} \sqrt{E_i \cdot F_i} \quad (5)$$

式中: N 为景观类型数量; S_{ki} 为第 k 个风险小区第 i 类景观组分的面积; S_k 为第 k 个风险小区总面积。

2.2.2 空间自相关分析方法 本研究采用 GeoDa 5.1 软件进行生态风险指数空间自相关分析,通过空间权重计算与 Moran's I 指数计算,以得出研究区生态风险的空间自相关性。空间自相关分析是用来检验某些空间变量在特定位置的属性值是否与邻近位置的属性值显著相关的算法,可以分为全局空间自相关(Global Spatial Autocorrelation)与局部空间自相关(Local Spatial Autocorrelation)^[22]。全局空间自相关的公式为:

$$I = \frac{n}{S_0} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (6)$$

$$S_0 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} \quad (7)$$

式中: n 为样本总数; x_i 与 x_j 分别为样本 i 与 j 在所在位置的属性值; \bar{x} 为样本平均值; w_{ij} 为空间权重。

全局空间自相关用来研究变量属性的空间相关性,与规律性,而局部空间自相关更能展示生态风险的空间聚集,可以通过图形的形式展现生态风险的空间聚集情况,通过空间关联局域指标(LISA)分析生态风险空间格局。空间关联局域指标 LISA 分布图可以用来研究变量与周围变量的相关性,可分为高值—高值(H-H)聚集、高值—低值(H-L)聚集、低值—低值(L-L)聚集、低值—高值(L-H)聚集,其中高值—高值(H-H)聚集与低值—低值(L-L)均为正相关关系,高值—低值(H-L)聚集与低值—高值(L-H)为负相关关系。而局部 Moran's I 计算公式为^[23]:

$$I = x_i' \sum_{j=1}^n w_{ij} x_j' \quad (8)$$

式中: x_i 代表样本 i 标准化后的单元标准值; x_j 代表样本 j 标准化后的单元标准值。通过 Geoda 软件进

行 Moran's I 值的计算,并采用 ArcGIS 10.2 软件结合分析结果进行 LISA 图的制作。

2.2.3 半变异函数分析方法 地统计学与 GIS 相关技术的结合在空间分析的领域内的使用也越来越广泛,本文采用 GS+ 7.0 软件进行半变异函数拟合,并建立拟合模型,反映不同距离观测值的变化^[24],假设采样点数据变量符合二阶平稳和本征假设,则半变异函数可以表示为:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i+h)]^2 \quad (9)$$

式中: $\gamma(h)$ 表示半变异函数; h 为步长; $N(h)$ 表示间隔 h 的样点数; $z(x_i)$ 与 $z(x_i+h)$ 则分别表示在 $z(x_i)$ 与 $z(x_i+h)$ 处的实测值。用于拟合间断点的方程为半变异函数模型,半方差函数模型主要可以分为球状模型(Spherical)、高斯模型(Gaussian)、指数模型(Exponential)、线性模型(Linear)等类型。通过半变异函数的拟合,再采用普通克里格法对眉县生态风险进行空间插值,并采用自然断点法对生态风险进行分级统计,分为低风险区($ERI \leq 0.81$)、较低风险区($0.81 < ERI \leq 0.96$)、中风险区($0.96 < ERI \leq 1.11$)、较高风险区($1.11 < ERI \leq 1.31$)、高风险区($ERI > 1.31$)5 类^[14-15]。

2.2.4 采样方法 本研究依据研究区特点,采用等间距系统采样法对研究区进行 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 的规则样地划分,以便于进行生态风险指数的空间操作,共采集样区 855 个,计算每一个格网单元内的生态风险指数,作为中心采样点的生态风险值。

3 结果与分析

3.1 土地利用类型演变

如附图 2 所示,眉县 2005—2015 年期间不同土地利用类型面积显现出较为明显的变化,如较 2005 年建设用地面积增加了 11.22%,且呈现出较快的增长趋势,这与城市化的加快、城市的扩张是分不开的。草地面积减少了 1.24%,耕地面积则减少了 0.70%,可理解为随着建设用地的扩张,占用了周边的草地和耕地;河流水位逐渐下降,开垦河畔导致耕地的增加,土地利用类型由水域转为耕地、林地,导致水域面积十年间减少了 7.73%。研究区南部未利用地与林地面积有了较大程度的变化,林地面积增加 3.21%,未利用地面积减少 92.85%,表明眉县在土地开发利用的过程中,注重对林地的保护,并通过植树造林等措施将大部分的未利用地转变为林地,从而增加了林地面积,未利用地面积得以有效减少。

通过对 2005—2015 年眉县土地利用面积转移矩阵分析可知(表 1),十年间耕地中有 17.67 km^2 转为

建设用地,是建设用地面积增加最主要的来源。建设用地中有 13.95 km² 转为耕地,体现出建设用地有增有减的动态变化。林地面积明显增长,主要来自于未利用地的转入,十年间有 15.52 km² 未利用地转为林地,占 2005 年未利用地面积的 99.30%,导致未利用地面积大量减少。水域面积有所减少,分别有 0.34 km²,0.16 km² 由水域转换为耕地和林地。草地中有 0.14 km² 转换为建设用地,面积基本保持稳定。

表 1 2005—2015 年眉县土地利用转移矩阵 km²

2005 年 2015 年	草地	耕地	建设 用地	林地	水域	未利 用地	合计
草地	8.24	0	0	0	0	0	8.24
耕地	0	352.97	13.95	1.91	0.02	0	368.86
建设用地	0.14	17.67	32	1.22	0	0	51.03
林地	0	0.02	0	398.5	0.67	15.52	414.72
水域	0	0.34	0	0.16	12.88	0	13.39
未利用地	0	0	0	0.09	0.92	0.11	1.12
合计	8.38	371.01	45.95	401.88	14.49	15.63	

3.2 空间自相关分析

空间自相关分析常常用来检验某些空间变量在特定位置的属性值是否与邻近位置的属性值显著相关,而在此基础上的局部自相关研究更能体现生态风险的聚集特征,本研究运用 GeoDa 软件对眉县三期生态风险指数进行空间局部自相关分析,得出眉县 2005 年、2010 年、2015 年的生态风险莫兰指数分别为 0.482,0.475,0.504。结果表明本研究区内的生态风险呈现正相关关系。然后通过局部自相关 LI-SA 分析来研究其空间聚集性。

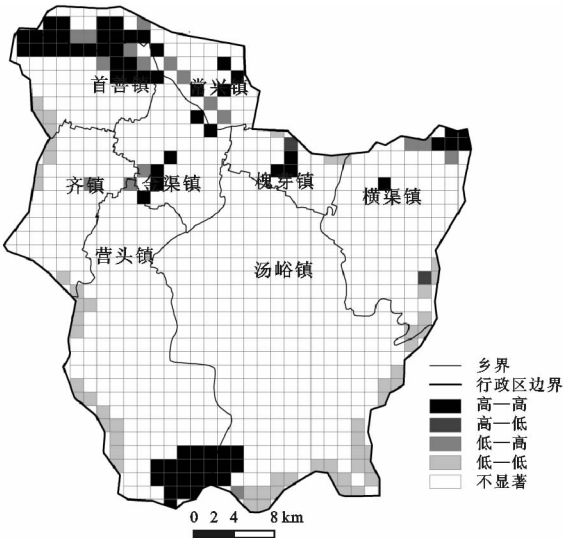


图 1 2005 年研究区土地利用生态风险局部自相关

由图 1 可见,生态风险高的地区明显集中在眉县北部首善镇、常兴镇附近,此区域为眉县城区所在区域,而金渠镇、槐芽镇和横渠镇高值区多在城镇中心有小范围的集中分布,南部则在营头镇与汤峪镇交界地带有较大

面积的分布。北部地区高值区的分布多是城市化和工业化发展水平较高的地区,这主要是因为快速的城镇化建设,造成了较高的景观破碎化程度。而南部的高值区分布着大面积的未利用地,且分布较为集中,而其景观脆弱指数较高,造成了高风险区的集中分布。而低值区主要分布于南部边缘地带,此区域主要为低值—低值(L-L)分布,表明相邻地区的生态风险也低,此区域多为集中分布的林地,故生态风险较低。首善镇、常兴镇附近存在明显的低值—高值(L-H)分布区,主要分布于城市周边,土地利用类型主要为耕地和水域,较低的生态风险与邻近地区较高的生态风险造成了低值—高值(L-H)的分布。

较 2005 年而言,2010 年眉县土地利用生态风险局部自相关图(图 2)并无过于明显的变化,主要是由于 2005—2010 年眉县城市化发展速度较为缓慢,土地利用变化不显著,较好的保留了原有的景观结构。低值—高值(L-H)分布区面积基本保持不变,其分布范围在 2005 年分布的基础上向南北方向上小范围延伸,表明在此期间城市周边地区的低生态风险区未受到太多城市扩张的影响,可能是由于城区附近建设用地范围的东西方向上扩大,南北方向并无过多变化。

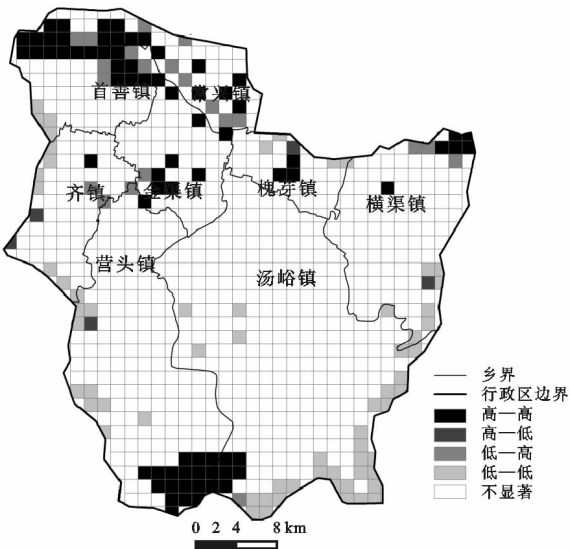


图 2 2010 年研究区土地利用生态风险局部自相关

由图 3 可见,眉县北部高值—高值(H-H)分布区范围有着明显的扩大,由于南部边界未利用地转为林地导致其高值—高值(H-H)分布区消失,10 a 间眉县北部首善镇、常兴镇附近的城市规模不断扩大,较大面积的耕地、林地等转变为建设用地,且建设用地更为集中连片,高风险区的面积显著增大。南部营头镇与汤峪镇交界地带大面积的未利用地转变为林地,仅保留边界小范围的未利用地,造成了高值区范围的显著缩小,而临近区域属于生态风险低值区,进而导致了南

部边界小范围的高值—低值(H-L)分布。由于眉县北部高值—高值(H-H)分布区的扩大,越来越多的土地被开发利用,导致城区周边低值—高值(L-H)分布区面积有所减少,体现出城区附近生态风险的整体升高的特点。

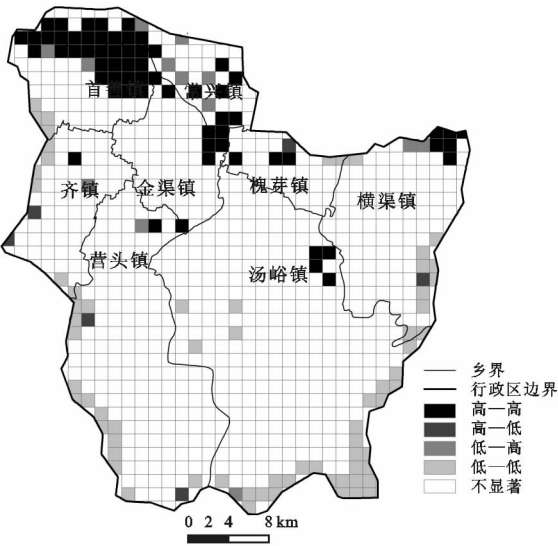


图 3 2015 年研究区土地利用生态风险局部自相关

3.3 空间分异

借助地统计学方法,对眉县 2005 年、2010 年、2015 年生态风险指数分别进行半变异函数计算,并构建拟合模型,以研究其空间分异规律。计算可得眉县三期生态风险指数最适宜模型和相关拟合参数(表 2)。

表 2 土地利用生态风险指数半变异拟合参数

年份	模型	块金值 (C ₀)	基台值 (C+C ₀)	块金效应 C/(C+C ₀)/%	变程/ m	决定 系数 R ²
2005	球面	0.0280	0.0695	59.70	51100	0.922
	高斯	0.0001	0.0419	99.76	2165	0.247
	指数	0.0274	0.0997	72.52	153300	0.913
	线性	0.0281	0.0522	46.17	20677	0.921
2010	球面	0.0285	0.0706	59.60	51100	0.930
	高斯	0.0001	0.0426	99.77	2165	0.252
	指数	0.0278	0.1016	72.64	153300	0.921
	线性	0.0286	0.0531	46.14	20677	0.712
2015	球面	0.0227	0.0620	63.34	51100	0.915
	高斯	0.0001	0.0357	99.72	2165	0.187
	指数	0.0221	0.0907	75.63	153300	0.856
	线性	0.0226	0.0457	50.55	20677	0.884

拟合模型构建过程中决定系数越高代表模型拟合程度越高,而 2005 年、2010 年、2015 年球面模型决定系数分别为 0.922,0.930,0.915,均达到 0.9 以上,且均为当期各类模型中决定系数最高模型,表明三期数据最适宜拟合模型均为球面模型。空间异质性主要是由随机部分和自相关部分构成。块金值用

来表示随机部分的空间异质性,基台值用来衡量生态风险的波动的幅度,块金值的大小差异往往是由于误差或者小于取样尺度造成的,而基台值越大表示系统总的空间异质性越高,是区域化变量总体特征的体现,研究区基台值由 2005 年的 0.069 5 增加至 2010 年的 0.070 6,再减少至 2015 年的 0.062 0,表明土地利用生态风险强度的空间分布不均匀性先增强后减弱。块金效应通常用来表示随机部分引起的空间异质性占系统总变异的比列,小于 25%,25%~75%,大于 75%分别表示强烈、中等、较弱的空间变异性。而 2005 年、2010 年、2015 年块金效应分别为 59.70%,59.60%和 63.34%,表明在 1 km 的采样间距以内,结构性因素(如地形、土壤等)仍是引起生态风险空间变异的主导因素,但一些小尺度的非结构性因素也影响着生态环境的质量。

由图 4 可知,土地利用生态风险程度呈现出整体升高的发展趋势,低风险区主要分布在研究区南部山地,以营头镇、汤峪镇为主,该地林地广布,土地利用类型单一且集中连片,生态风险整体较低,而低生态风险区的面积逐年减少,由 2005 年的 417.66 km² 减少为 2015 年的 330.95 km²。较低风险区主要分布于研究区北部,广泛分布于首善镇、齐镇、汤峪镇和横渠镇等乡镇,其分布面积逐年扩大,已由 2005 年的 222.55 km² 增加至 2015 年的 264.78 km²。中风险区面积变动较小,十年间仅有 10 km² 左右的增加,是由于南部环状的中风险区消失,但在北部横渠镇、汤峪镇等乡镇的分布面积增大。较高风险区面积主要分布于首善镇和常兴镇,其分布面积逐年增加,占比由 2005 年的 5.76%增加到 2015 年的 7.05%。高风险区面积显著增加,面积由 2005 年的 23.04 km² 增加至 2015 年的 46.21 km²,占比由 2.69%增加到 5.39%,首善镇和常兴镇高风险区面积增大最为明显。

2005—2015 年期间,眉县高风险区与较高风险区主要分布于北部首善镇、常兴镇和金渠镇等乡镇,其覆盖范围随时间推移沿西北至东南方向扩展。首善镇为眉县县政府驻地,是辐射带动整个县域经济发展的关键点,其土地利用类型多为建设用地,造成首善镇较高的生态风险。常兴镇和金渠镇是眉县城市发展的重要城镇,2005—2015 年期间常兴纺织工业园等工业园区、霸王河工业园区的建成投产,吸引了新增工矿企业向工业园区及北部重点镇集中,建设用地面积在槐芽镇、金渠镇、汤峪镇等乡镇逐渐增加,造成高风险区与较高风险区范围的扩大。汤峪镇、营头镇多处于研究区南部海拔较高的地区,林地广布,但

2005—2010年期间,南部边界地区有大面积的未利用地,造成了较大范围的高风险区和较高风险区。但随着汤峪镇、营头镇地质灾害和矿山治理、滑坡治理、

矿山环境恢复治理等工作的开展,未利用地面积在2010—2015年期间显著缩小,导致此区域较高的生态风险逐步转变为低风险和较低风险。

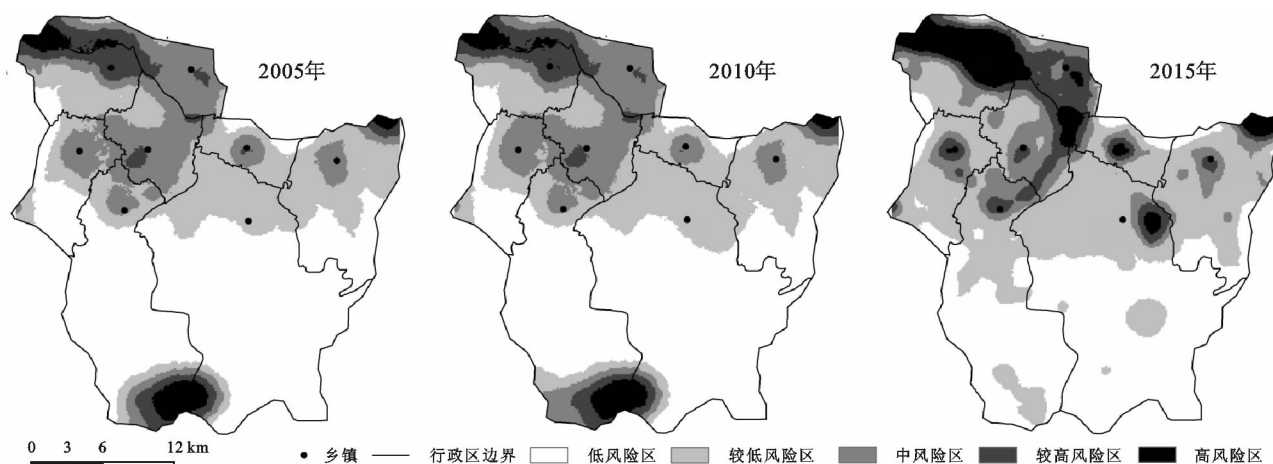


图4 生态风险空间分布

4 结论与讨论

(1) 2005—2015年通过对眉县土地利用类型的统计分析,可知眉县土地利用类型以耕地和林地为主,耕地面积逐渐缩小,建设用地面积逐年增加,而耕地是建设用地面积增加过程中最主要的来源,导致耕地分离程度变大,建设用地分离程度与破碎度减小;林地面积的增加主要来自未利用地的转入,未利用地面积急剧减少,造成林地分离程度减小,分布范围扩大。表明眉县土地利用结构保持相对稳定,土地利用类型由非建设用地向建设用地转化,土地利用程度提高。

(2) 通过空间自相关分析可知,高值—高值(H-H)聚集类型主要分布于首善镇、常兴镇等乡镇,其分布面积逐渐扩大。南部营头镇与汤峪镇交界地带的高值—高值(H-H)聚集分布由于土地利用类型由未利用地向林地的转换而消失。空间分异研究中,高风险区、较高风险区的分布与空间自相关分析结果保持一致,通过对研究区生态风险等级的划分结果及其空间分布特征进行研究,结果表明:高风险区、较高风险区面积逐步扩大,眉县生态风险呈现总体升高的趋势。

本研究探讨了土地利用变化对生态风险的影响,但对一个地区生态风险进行评价的方法是多样的,生态风险指数的构建方法与空间分析方法也各有不同,在今后的研究中需要对研究方法做进一步完善,以提高研究的准确性。

参考文献:

- [1] 李鑫. 基于3S的土地利用生态风险评价研究[D]. 合肥:安徽农业大学,2014.
- [2] 许妍,高俊峰,高永年. 基于土地利用动态变化的太湖地区景观生态风险评价[J]. 湖泊科学,2011,23(4):642-648.

- [3] 傅丽华,谢炳庚,张晔,等. 长株潭城市群核心区土地利用生态风险评价[J]. 自然灾害学报,2011,20(2):96-101.
- [4] 谭三清,李宁,李春华,等. 长沙市土地利用生态风险及评价[J]. 中国农学通报,2010,26(15):336-342.
- [5] 吕立刚,周生路,周兵兵,等. 区域发展过程中土地利用转型及其生态环境响应研究:以江苏省为例[J]. 地理科学,2013,33(12):1442-1449.
- [6] 宋戈,李娜,李静,等. 建三江垦区土地利用/覆盖变化与生态环境效应作用机理研究[J]. 经济地理,2011,31(5):816-821.
- [7] 彭文君,舒英格. 基于GIS的石漠化山区县域土地利用空间变化的生态风险测度[J]. 水土保持研究,2018,25(1):342-348.
- [8] 钟海燕. 鄱阳湖区土地利用变化及其生态环境效应研究[D]. 南京:南京农业大学,2011.
- [9] 南颖,吉喆,冯恒栋,等. 基于遥感和地理信息系统的图们江地区生态安全评价[J]. 生态学报,2013,33(15):4790-4798.
- [10] 于淑会,周向莉,卿冀川,等. 河北滨海盐碱土地生态安全评价[J]. 中国生态农业学报,2017,25(5):778-786.
- [11] 卢江林,李阳兵. 基于土地利用/覆被变化的贵阳市红枫湖水源保护区生态风险演变[J]. 水土保持研究,2015,22(6):229-233,239.
- [12] 王卫林,叶燎原,杨昆,等. 山地城镇化建设背景下的土地利用生态风险分析[J]. 水土保持研究,2016,23(6):358-362.
- [13] 徐兰,罗维,周宝同. 基于土地利用变化的农牧交错带典型流域生态风险评价:以洋河为例[J]. 自然资源学报,2015,30(4):580-590.
- [14] 周汝佳,张永战,何华春. 基于土地利用变化的盐城海岸带生态风险评价[J]. 地理研究,2016,35(6):1017-1028.

我们的研究提供了优异借鉴,然而目前学术界的研究多集中在东部较发达区域,对西北城市的研究较少,尤其是对工业城市的研究更少。本文借鉴前人的理论与方法对嘉峪关市土地利用绩效进行评价并识别了其障碍因子,对嘉峪关市的土地利用有一定的启示作用。然而,如何制定科学具体的土地利用政策提高土地利用绩效还需要进一步的分析。

参考文献:

[1] 吴得文,毛汉英,张小雷,等.中国城市土地利用效率评价[J].地理学报,2011,66(8):1111-1121.

[2] 李鑫,李宁,欧名豪.土地利用结构与布局优化研究述评[J].干旱区资源与环境,2016,30(11):103-110.

[3] 周德,徐建春,王莉.近 15 年来中国土地利用冲突研究进展与展望[J].中国土地科学,2015,29(2):21-29.

[4] 李伦,郝前进.上海市工业园区土地利用相对绩效实证研究[J].中国土地科学,2014,28(2):53-58.

[5] 谢余初,巩杰,赵彩霞,等.嘉峪关市城市化进程及景观格局动态变化[J].生态学杂志,2012,31(4):1009-1015.

[6] 孙智.基于生态城市建设的嘉峪关市土地集约利用政策研究[D].兰州:兰州大学,2012.

[7] 花盛,吴晓涛.城市土地利用绩效动态评价研究[J].资源开发与市场,2013,29(7):738-741.

[8] 谭术魁,郑君怡,李雅楠.湖北省城市土地利用绩效评价及障碍度分析:基于改进 TOPSIS 法[J].中国房地产,2015(12):35-44.

[9] 李灿,张凤荣,朱泰峰,等.基于熵权 TOPSIS 模型的土地利用绩效评价及关联分析[J].农业工程学报,2013,29(5):217-227.

[10] 周丹丹.城市土地利用绩效评价研究[D].重庆:重庆大学,2010.

[11] 吴一洲,吴次芳,罗文斌,等.浙江省城市土地利用绩效的空间格局及其机理研究[J].中国土地科学,2009,23(10):41-46.

[12] 鲁春阳,文枫,杨庆媛,等.基于改进 TOPSIS 法的城市土地利用绩效评价及障碍因子诊断:以重庆市为例[J].资源科学,2011,33(3):535-541.

[13] 雷勋平,Robin Qiu,刘勇.基于熵权 TOPSIS 模型的区域土地利用绩效评价及障碍因子诊断[J].农业工程学报,2016,32(13):243-253.

[14] 许国栋,敖宏,余元冠.我国铝工业可持续发展评价指标体系建立及熵权 TOPSIS 法评价[J].中国管理信息化,2012,15(24):33-36.

[15] 韩雪.西部各省区市之间星级酒店竞争程度及竞争力研究[D].河北省秦皇岛:燕山大学,2010.

[16] 茆长宝,陈勇.土地利用及其生态服务价值演变的驱动力与预测研究:以江苏省为例[J].水土保持研究,2010,17(4):269-275.

[17] 胡志朋,杨凤海,周晓飞.肇源县耕地集约利用评价及障碍度诊断[J].水土保持研究,2013,20(1):148-151,155.

[18] 赵鑫.兰州市城市土地利用绩效动态评价研究[D].兰州:兰州大学,2015.

[19] 柳鹏.政府工作报告:2012 年 12 月 31 日在嘉峪关市第九届人民代表大会第二次会议上[J].发展,2013(5):30-34.

[20] 柳鹏.政府工作报告:2014 年 1 月 19 日在嘉峪关市第九届人民代表大会第三次会议上[J].发展,2014(4):30-34.



(上接第 225 页)

[15] 曾旺.基于土地利用动态变化的区域景观生态风险时空分异研究[D].成都:四川师范大学,2016.

[16] 刘琪.基于土地利用变化的延河流域景观生态风险评价[D].西安:西北大学,2016.

[17] 叶长盛,冯艳芬.基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价[J].农业工程学报,2013,29(19):224-232.

[18] 李屹峰,罗跃初,刘纲,等.土地利用变化对生态系统服务功能的影响:以密云水库流域为例[J].生态学报,2013,33(3):726-736.

[19] 黎启燃,刘辉.基于景观结构的土地利用生态风险分析[J].福州大学学报:自然科学版,2014,42(1):62-69.

[20] 高永年,高俊峰,许妍.太湖流域水生态功能区土地利用变化的景观生态风险效应[J].自然资源学报,2010,25(7):1088-1096.

[21] 王雯玉.基于景观结构的大连市复州湾镇土地利用生态风险分析[D].辽宁大连:辽宁师范大学,2015.

[22] 卿凤婷,彭羽.基于景观结构的北京市顺义区生态风险时空特征[J].应用生态学报,2016,27(5):1585-1593.

[23] 于化龙,陈青锋,田超,等.基于景观结构的土地利用生态空间特征及风险评估:以怀来县为例[J].水土保持研究,2016,23(3):155-163.

[24] 杨永峰,孙希华,王百田.基于土地利用景观结构的山东省生态风险分析[J].水土保持通报,2010,30(1):232-235.