

基于 GIS 干旱区绿洲县域土地利用变化生态风险分析 ——以新疆泽普县为例

王文杰^{1,2}, 张永福^{1,2}, 王慧杰^{1,2}

(1. 新疆大学 资源与环境科学学院, 乌鲁木齐 830046; 2. 新疆大学 绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830046)

摘要:为揭示土地利用结构变化对新疆典型干旱区绿洲县域的影响,以新疆泽普县为研究对象,在 ArcGIS 技术支持下,以 2006 年和 2013 年两期遥感影像和土地利用数据为信息源,构造了综合性生态风险指数(ERI)并进行空间插值,分析了泽普县土地利用生态风险动态演变和空间分异特征。结果表明:(1) 2006—2013 年,泽普县其他用地和林地面积呈减少趋势,其中其他用地面积减少了 1 072.95 hm²,其次是林地面积减少了 165.8 hm²,草地面积几乎未发生变化,耕地面积和建设用地呈增长趋势,分别增长了 183.56、1 069.66 hm²;(2) 泽普县 2006—2013 年生态风险指数由 2006 年 0.088 上升到 2013 年 0.112。整体呈现由中等风险向高等风险转化的趋势。综上所述,研究区的生态环境状况在 2006—2013 年趋于恶化状态,需引起政府及有关部分的重视。

关键词:土地利用; 遥感影像; 空间分析; 生态风险; 新疆泽普县

中图分类号:X826

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2016)06-0216-05

Analysis on Ecological Risk of Land Use at County Level in the Arid Oasis Base on GIS —A Case Study in Zepu of Xinjiang

WANG Wenjie^{1,2}, Zhangyong Fu^{1,2}, WANG Huijie^{1,2}

(1. College of Resources and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi 830046, China; 2. Key Lab of Oasis Ecology, Xinjiang University, Urumqi 830046, China)

Abstract: To reveal the land use structure change on the influence of typical oasis in arid areas county in Xinjiang, we take the Zepu County of Xinjiang as the research object, construct the comprehensive ecological risk index (ERI) and spatial interpolation under the technical support of ArcGIS, in 2006 and in 2013 of remote sensing images and data of land use as the source, analyze Zepu county ecological risk of land use dynamic evolution and the spatial differentiation characteristics. The results show that: (1) from 2006 to 2013, other land and forest land areas of Zepu County showed the decreasing trend, the other land area decreased by 1 072.95 hm², woodland area decreased by 165.8 hm², grassland area was almost unchanged, arable land and construction land increased by 183.56 hm² and 1069.66 hm², respectively; (2) the ecological risk index rose from 0.088 in 2006 to 0.112 in 2013. To sum up, ecological environment deteriorated during the period from 2006 to 2013 in the study area.

Keywords: land use; remote sensing image; spatial analysis; ecological risk; Zepu of Xinjiang

土地利用方式是区域生态环境条件与人类社会经济活动长期相互作用的结果。人类面临的许多生态环境问题,其深层次的原因都与土地资源利用有关,土地资源利用的结构和类型能直接或间接地反映区域生态环境的安全程度和健康状况。土地利

用生态风险是用于描述和评价人为活动、自然灾害或者环境污染对生态系统的结构和功能所产生的影响程度^[1]。

目前,基于土地利用的生态风险研究是国内外学者关注的热点问题之一。在评价指标体系、方法与模

型、结果及应用等方面已有了较多研究,其中臧淑英等^[2]、夏南凯等^[3]提出生态风险指数,从土地利用变化角度探究其对生态风险的影响。安佑志等^[4-8]通过对生态风险指数进行半变异函数分析和克里格插值编制生态风险图来对上海市土地利用生态风险进行分析;傅丽华等^[5]则选取景观及土地利用变化类型、土地利用分级程度、土地利用变化率、不同景观的生态服务价值为主要评价指标,建立生态风险评价模型,对长株潭城市群核心区土地利用行了生态风险评价。

近些年来,泽普县人口究迫在眉睫。因此本文参考前人研究成果^[9-10],利用干扰度指数和脆弱度指数,结合的快速增长、中心城区面积扩大、工业园区的不断发展致使建设用地快速增长、社会经济的不断发展和大规模的水土开发已发了一系列的生态安全问题。这些问题已经严重的制约了泽普的经济可持续发展和人居环境可持续改善,为防止泽普县生态环境趋于恶化,本文对泽普县不同土地利用方式构建生态风险指数,采用网格模型与普通克里格插值方法编制了生态风险插值图,对泽普县 2006—2013 年的土地利用生态风险进行分析与研究。本研究对于了解区域生态环境和合理利用土地资源,恢复治理生态环境具有极其重要的现实意义,同时也能为制定生态安全条件下的土地利用规划提供科学依据。

1 数据来源和研究方法

1.1 研究区概况

泽普县位于新疆维吾尔自治区西南部(76°52′30″—77°29′30″E,37°57′30″—38°19′00″N)。地处北温带欧亚大陆的塔里木盆地边缘,属大陆性温带干旱气候。该县西南至东北长 61 km,西北至东南宽 14~23 km。北和西北以叶尔羌河为界同莎车县为邻,东和东南隔提孜那甫河与叶城县相望,东北同莎车县依干旗乡相连,西南同叶城县戈壁滩接壤。地势呈现西南高东北低,地形变化比较大,全县地形坡降 1/150~1/300。海拔 1 215~1 490 m。其主要特点是气候干燥,降雨少,风沙多,生态环境极其脆弱。全区土地总面积 98 797.02 hm²,2013 年全县总人口为 89 511 人。

1.2 数据来源与处理

以泽普县 2006 年和 2013 年的 Landsat 遥感影像为数据源(时相为植被生长的茂盛的 6—10 月份),其他有关数据包括泽普县 1:50 000 地形图,泽普县土地利用现状图,《泽普县统计年鉴》(2006—2013)及《新疆统计年鉴》(2006—2013),利用 envi 4.8 软件分别对两幅遥感影像进行波段合成、辐射校正、几何纠

正、图像整饰、投影变换、镶嵌、特征提取等综合处理。基于全国土地分类系统及泽普县实际的土地利用/土地覆被特征,将研究区域土地类型划分为:耕地、林地、草地、水域、建设用地、其他用地这六种类型。对监督分类中未达到精度的模块通过目视解译法进行更正。最后基于这 6 种景观类型建立生态风险指数。对处理好的影像利用 Arc/Info 9.3 软件进行矢量化,并利用其统计分析和计算功能,最终得到研究区生态风险指数空间分布图,进而对研究区生态风险空间特征动态变化进行研究。

1.3 采样方式

根据泽普县各景观单元面积及覆盖情况,采样方式为等间距系统采样法,将研究区域划分为 2 km×2 km 的正方形样地,将生态风险指数进行空间化,划分样区 400 个,可以保证空间分异特征的呈现。每个样区利用生态风险指数计算出一个综合值,并作为样地的生态风险值,以此作为样地中心点的生态风险水平。

1.4 生态风险指数

为建立土地利用与生态风险之间的经验联系,利用泽普县各土地要素的面积及比重,建立生态风险与 LUCC 之间的关系从而构造个土地要素的生态风险指数^[11],其表达式为

$$ERI = \sum_{i=1}^N \frac{A_i}{A} R_i \quad (1)$$

式中:ERI 为生态风险指数; N 为土地要素的总数量; A 为土地总面积; A_i 为第 i 类土地要素的面积; R_i 为第 i 种土地要素所反映的损失指数。

R_i 表示各土地要素遭遇干扰时所受到的生态损失的差别。脆弱度指数 F_i 和干扰度指数 S_i 综合反映某一种土地要素 R_i 的生态风险指数。

1.4.1 干扰度指数 不同的景观类型在保护物种、维护生物多样性、完善整体结构与功能、促进景观结构自然演替等方面的作用是有差别的,同时,不同的景观类型对外界干扰的抵抗能力也是不同的^[8]。本研究以泽普县土地要素为依据,构建一个干扰度指数 S_i 。干扰度指数 S_i 可通过对景观破碎度指数 C_i 、景观分离度 N_i 和景观优势度 D_i 三者赋予权重叠加获得;其中景观优势度 D_i 由斑块频度 Q_i 、斑块密度 M_i 和斑块比例 L_i 决定。由于不同土地要素量纲存在差异,所以需要分析得出的指标进行归一化处理。用 a, b, c 表示土地要素各指标的权重,并且要求 $a + b + c = 1$ 根据分析权衡,并结合前人研究成果^[12-14],认为破碎度指数最为重要,其次是分离度指数和优势度指数,以上三种分别赋以 0.5、0.3、0.2。其表达式为:

$$S_i = 0.5C_i + 0.2N_i + 0.2D_i \quad (2)$$

1.4.2 脆弱度指数 该指数表示土地要素不同从而导致各个要素在对抵抗外界干扰时表现出来的能力有所差异,这种差异与自然演替过程所处的阶段息息相关^[15]。综合各类景观易损性的特点,将泽普县 6 类土地类型按脆弱程度由高到低赋值:6 其他用地、5 水域、4 耕地、3 草地、2 林地、1 建设用地。采掘地归一化得到脆弱度指数 F_i ,各土地要素的脆弱度指数由归一化处理后得到。将归一化的值域范围设定为 $[0.1,0.9]$ ^[15],其主要原因是为了便于分析与计算。

1.4.3 生态风险分级方法 本文对生态风险分级的划分主要是参考以往学者的研究结果^[9-12],对泽普县生态风险级别划分为六类,具体划分情况见表 1。

表 1 生态风险指数分级表

RID 风险级别	分级数值
低生态风险	$R_i \leq 0.025$
较低生态风险	$0.025 < R_i \leq 0.05$
中生态风险	$0.05 < R_i \leq 0.075$
较高生态风险	$0.75 < R_i \leq 0.01$
高生态风险	$R_i > 0.01$

1.5 空间分析方法

本研究区的综合生态风险的空间差异分析是通过地统计学方法完成的^[11]。地统计学是一系列检测、模拟和估计变量在空间上的相关关系和格局的统计方法,一般被认为是空间统计学的一部分^[11]。半方差分析是地统计学中的一个重要组成部分,其主要用途有:(1)对空间结构格局的描述和识别;(2)应用于空间局部最优化插值,即克里格 Kriging。半方差 $r(h)$ 的定义为:

$$r(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i+h) - z(x_i)] \tag{3}$$

式中: h 、 z 、 $n(h)$ 分别表示样本的间隔距离、某一系统的随机变量、抽样间距为 h 的样点总对数。定义 X 表示空间位置,则 $z(x_i)$ 和 $z(x_i+h)$ 分别代表在 x_i 和 x_i+h 的取值^[16-19]。以半方差 $r(h)$ 为纵坐标,样本间距 h 为横坐标,获得半方差图。利用 Arc/Info 9.3 的空间分析和地统计功能,通过求和、采样、普通 Kriging 空间插值,将所得的实际半方差图用球状模型拟合,从而得到了泽普县生态风险指数空间分布图。

本文采用 ArcGIS 9.3、Fragstats 3.3、Envi 4.8、Excel 2010 进行数据分析和绘图。

2 结果与分析

2.1 土地利用结构动态变化

泽普县在 2006—2013 年不同土地利用类型变化不一致(表 2)。泽普县 2006 年和 2013 年均土地利

用类型表现为:耕地面积、其他用地面积、林地面积、建设用地面积、水域面积、草地面积。8 a 内泽普县耕地和建设用地面积分别增加了 183.56,1 069.66 hm^2 ;林地、水域和其他用地面积分别减少了 165.8,14.47,1 072.95 hm^2 ;草地面积因较小,故在 8 a 内无变化。从 2006 年和 2013 年泽普县土地利用现状图可以看出耕地为泽普县主要的土地利用类型,主要分布在泽普县的北部和中部,然而 8 a 间城市建设用地呈明显增加的趋势(附图 3)。

表 2 2006—2013 年泽普县土地利用类型变化情况

土壤 类型	2006 年		2013 年		变化量/ hm^2
	面积/ hm^2	比例/%	面积/ hm^2	比例/%	
耕地	42071.78	42.58%	42255.34	42.77%	183.56
林地	10943.08	11.08%	10777.28	10.91%	-165.8
草地	333.33	0.34%	333.33	0.34%	0
建设用地	9075.11	9.19%	10144.77	10.27%	1069.66
水域	3023.54	3.06%	3009.07	3.05%	-14.47
其他用地	33350.18	33.76%	32277.23	32.67%	-1072.95

2.2 土地利用生态风险评价

2006 年和 2013 年 6 种土地利用类型中,耕地斑块数目有明显的减少的趋势(表 3),2006 年至 2013 年期间共减少 1 035 块,但耕地面积并没有减少,反而略有增加,致使耕地景观破碎度 C_i 和分离度指数 N_i 不断减小,由此可知耕地的景观破碎度加深,分离度减小,空间分布特征由初期的小块随机散落分布变为大片集中分布。草地的面积较小,斑块数较少,说明在地域分布上较集中,破碎化程度低,斑块个体分离程度小,因此计算得到的破碎度指数和分离度指数都较小。其他用地的景观损失度 R_i 呈不断增大的趋势,主要是因为其他用地不断转化为其他景观类型,面积不断减少,斑块支离破碎,斑块数目快速增加。导致其景观优势度 D_i 不断降低,景观破碎度 C_i 和干扰度指数 S_i 不断增大,综合分析:通过加权平均的方法得到景观损失指数中 R_i ,6 种土地利用类型中耕地 R_i 最大,草地 R_i 最小。总体来看,2 006 至 2013 年间整个研究区域土地利用生态风险呈现升高的趋势,土地利用生态风险指数由 2006 年的 0.088 上升到 2013 年的 0.112。

2.3 生态风险等级分析

利用生态风险等级评价方法,对泽普县 2006 年、2013 年土地要素变化的生态风险情况进行分级,计算泽普县 2006 年和 2013 年不同等级的生态风险占各年份区域面积的比例(图 1)。2006 年从低到高 5 种风险等级占 2006 年区域面积的百分比分别为

3.45%,11.08%,33.70%,42.58%,9.19%;2013 年从低到高 5 种风险等级占 2013 年区域面积的百分比分别为 3.38%,8.91%,36.67%,37.59%,13.45%。由 2006 年和 2013 年从低到高 5 种风险等级的空间分布图^[9]可以发现(图 2),高风险区主要集中在泽普县中部和东部边缘地区,主要的土地利用类型为建设用地;较高风险则遍及泽普县中东部,主要的土地利

用类型为耕地和草地;中风险区则主要集中分布在泽普县西北角,主要的土地利用类型为其他用地;低风险区主要集中分布于泽普县西南北边缘,主要的土地利用类型为林地和水域。总体来看泽普县 2006—2013 年期间,泽普县生态风险主要是从较高风险向高风险转变,生态风险整体趋于恶化。这个变化趋势和前述的整个研究区的趋势是一致的。

表 3 2006 年,2013 年土地结构指数

年份	景观类型	斑块数	面积	C_i	N_i	D_i	S_i	F_i	R_i	E_{ri}
2006 年	耕地	12240	42071.78	0.291	0.291	0.444	0.322	0.625	0.201	0.088
	林地	2737	10943.08	0.250	0.250	0.143	0.229	0.037	0.008	
	草地	21	333.33	0.063	0.063	0.008	0.052	0.075	0.004	
	建设用地	5211	9075.11	0.574	0.574	0.229	0.505	0.103	0.052	
	水域	604	3023.54	0.200	0.200	0.052	0.17	0.219	0.037	
	其他用地	1988	33350.18	0.060	0.060	0.124	0.071	0.272	0.019	
2013 年	耕地	11205	42255.34	0.265	0.394	0.316	0.324	0.638	0.207	0.112
	林地	2631	10777.28	0.244	0.191	0.128	0.205	0.045	0.009	
	草地	36	333.33	0.108	0.022	0.01	0.063	0.068	0.004	
	建设用地	10203	10144.77	1.006	0.376	0.342	0.684	0.075	0.051	
	水域	512	3009.07	0.170	0.084	0.045	0.119	0.021	0.003	
	其他用地	3567	32277.23	0.111	0.222	0.158	0.154	0.293	0.045	

注: C_i :景观破碎度指数; N_i :景观分离度; D_i :景观优势度; S_i 干扰度指数; F_i 脆弱度指数; S_i 损失度指数; E_{ri} 生态风险指数。

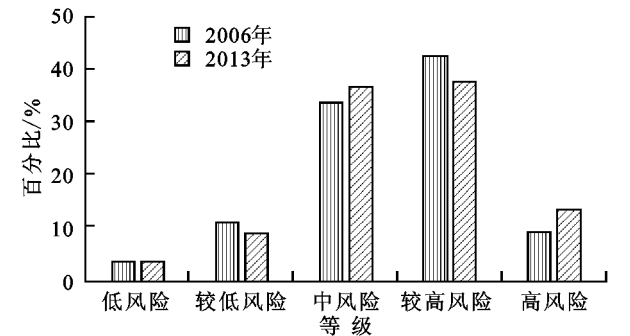


图 1 不同等级的生态风险在各年份所占的比例

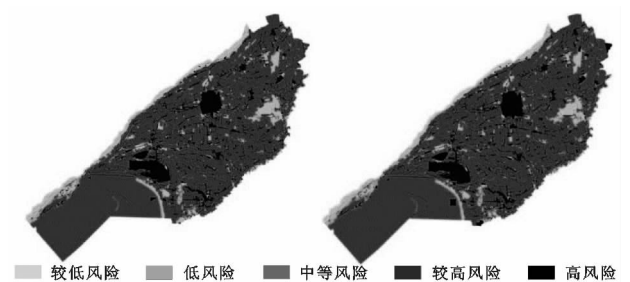


图 2 2006 年、2013 年综合生态风险程度空间分布

3 讨论和结论

3.1 讨论

2006—2013 年,泽普县的土地要素类型未发生变化,但是各要素的面积及其所占的比例发生了明显的变化。2006—2013 年,耕地面积、建设用地面积呈

增长趋势,耕地面积增长的主要原因是泽普县 2011 年、2012 年实施的多个土地整治项目经过了自治区国土厅的验收,所以耕地面积出现了增长。草地面积几乎未发生变化,泽普县草地面积较少,故其变化不明显。其他用地、水域和林地面积呈减少趋势,主要原因是其他用地不断转化为其他土地要素。可见随着人口快速增长和社会经济不断的发展,人类活动对土地结构变化的影响越来越显著。

土地利用生态风险分析是在 LUCC 上建立起生态风险的评价方法,并对研究区的生态系统进行风险评价的过程^[20-23]。此过程将静态的现状评价转为动态的预测、预警在当前生态风险评价研究的发展中得到广泛应用^[23-26]。本文利用新疆泽普县 2006 年和 2013 年间土地利用类型变化数据分析了泽普县 2006 年和 2013 年的生态风险指数,研究表明泽普县的生态风险指数由 2006 年的 0.088 增长为 2013 年的 0.112,研究区域的生态环境情况趋于恶化趋势。根据风险等级划分和风险等级分布图可以发现,泽普县地区高风险区域增加,整体由中风险向高风险转变。这可能是由于,首先,随着我国经济建设的发展,泽普县人口增加加速,致使该县的建设用地的面积不断扩大,尤其是近几年泽普县工业园区建设兴起,虽然带

动了泽普县的经济的发展,但也会引起一系列的生态安全问题。其次,泽普县林地和水域面积在2006—2013年呈减少的趋势,林地和水域是对生态环境有一定的净化功能,其面积的减少必然会增加泽普县的生态风险指数。

3.2 结论

(1) 2006—2013年泽普县耕地和建设用地面积增加,林地、水域和其他用地面积减少,草地面积无变化。

(2) 泽普县的生态风险指数由2006年的0.088增长为2013年的0.112,研究区域的生态环境情况趋于恶化趋势,随着生态风险指数的升高,研究区的生态安全问题将会得到更多人的关注。

致谢:本文部分数据由喀什地区国土局、泽普县国土局、泽普县统计局泽普县环保局提供,特此谨致谢意。

参考文献:

- [1] 谢花林. 基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析[J]. 生态学报, 2008, 28(10): 5020-5026.
- [2] 臧淑英, 梁欣, 张思冲. 基于GIS的大庆市土地利用生态风险分析[J]. 自然灾害学报, 2005, 14(4): 141-145.
- [3] 夏南凯, 乔玮, 刘晟. 基于土地利用视角的区域生态风险指数评价方法分析[J]. 城市规划学刊, 2011, 55(1): 53-58.
- [4] 安佑志, 尹占娥, 殷杰, 等. 上海城市土地利用变化及生态风险研究[J]. 地域研究与开发, 2011, 30(1): 130-134.
- [5] 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.
- [6] 谢花林. 基于景观结构的土地利用生态风险空间特征分析: 以江西兴国县为例[J]. 中国环境科学, 2011, 31(4): 688-695.
- [7] 孙洪波, 杨桂山, 朱天明, 等. 经济快速发展地区土地利用生态风险评价: 以昆山市为例[J]. 资源科学, 2010, 32(3): 540-546.
- [8] 贡璐, 鞠强, 潘晓玲. 博斯腾湖区域景观生态风险评价研究[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(1): 27-31.
- [9] 李玉珍, 张永福, 安放舟. 基于GIS的新和县土地利用生态风险分析[J]. 水土保持研究, 2015, 22(1): 172-175.
- [10] 李钊, 张永福, 张景路. 干旱区绿洲县域土地利用规划中土地生态安全预测: 以新疆阿瓦提县为例[J]. 水土

保持研究, 2014, 21(6): 148-151.

- [11] 许学工, 林辉平, 付在毅, 等. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价[J]. 北京大学学报, 2001, 37(1): 111-120.
- [12] 王介勇, 赵庚星, 杜春先. 基于景观空间结构信息的区域生态脆弱性分析[J]. 干旱区研究, 2005, 22(3): 317-321.
- [13] 郭建国. 景观生态学: 格局, 过程, 尺度与等级[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [14] 李新琪, 金海龙, 朱海涌. 干旱区内陆艾比湖流域平原区景观生态安全评价研究[J]. 干旱环境监测, 2010, 24(2): 84-93.
- [15] 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[J]. 生态学报, 2003, 22(4): 116-120.
- [16] 巫丽芸, 黄义雄. 东山岛景观生态风险评价[J]. 干旱区研究, 2005, 24(1): 35-42.
- [17] 李晓燕, 张树文. 基于景观结构的吉林西部生态安全动态分析[J]. 干旱区研究, 2005, 2(1): 57-62.
- [18] 吴文婕, 石培基, 胡巍. 基于土地利用/覆被变化的绿洲城市土地生态风险综合评价: 以甘州区为例[J]. 干旱区研究, 2012, 29(1): 122-128.
- [19] 满苏尔·沙比提, 阿里木江·卡斯木, 帕尔哈提. 渭干河-库车河三角洲绿洲人口动态变化及其带来的问题[J]. 干旱区资源与环境, 2005, 19(3): 71-76.
- [20] 蒙古军, 周婷, 刘洋. 区域生态风险评价: 以鄂尔多斯市为例[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2011, 47(5): 935-943.
- [21] 曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析[J]. 中国环境科学, 1999, 19(5): 454-457.
- [22] 张飞, 特依拜塔西甫拉提, 孔祥德. 干旱区绿洲土地利用景观空间格局动态变化研究[J]. 资源科学, 2006, 28(6): 167-173.
- [23] 周利军, 张雪萍, 陈设. 扎龙自然保护区土地利用变化与生态风险评价[J]. 自然灾害学报, 2009, 18(2): 186-190.
- [24] 吴莉, 侯西勇, 徐新良, 等. 山东沿海地区土地利用和景观格局变化[J]. 农业工程学报, 2013, 29(5): 207-216.
- [25] 高宾, 李小玉, 李志刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J]. 生态学报, 2011, 31(12): 3441-3450.
- [26] 李谢辉, 李景宜. 基于GIS的区域景观生态风险分析: 以渭河下游河流沿线区域为例[J]. 干旱区研究, 2008, 25(6): 899-903.