

基于 GIS 干旱区绿洲县域土地利用生态风险分析及动态预测

程珍珍¹, 张永福^{1,2*}, 范小晶^{1,2}, 吴楠^{1,2}

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

摘要 在 ArcGIS 技术支持下, 以 2009 和 2014 年 2 期遥感影像和土地利用数据为信息源, 以新疆库车县为研究对象, 构造了库车县的综合性生态风险指数(ERI)并借助 GIS 进行空间插值, 由此分析了库车县土地利用生态风险动态演变以及不同等级的生态风险的空间分异特征, 并根据《库车县土地利用总体规划(2014-2020 年)》, 预测 2020 年库车县的土地利用结构变化, 从中揭示了土地利用结构的变化对新疆典型干旱区绿洲县域的影响。结果表明: 库车县土地利用总体规划对全县土地利用空间结构进行了较大调整, 其土地生态风险有明显区域性, 高生态风险区的主要土地利用类型为建设用地, 主要分布在库车镇以及库车县工业园区周边。生态安全状况由西向东逐渐加重, 且西南部较高风险区域有向东北方向蔓延趋势。在未来土地利用结构调整过程中, 人们应加强保护环境意识, 在库车县构建良好的生态用地格局, 提高全县生态系统服务功能, 降低人类活动对环境造成的不良影响。

关键词 生态风险; 土地利用总体规划; 干旱区绿洲; 空间分析; 库车县

中图分类号 F301.24 文献标识码 A 文章编号 0517-6611(2018)03-0044-05

Ecological Risk Analysis and Dynamic Prediction of Land Use in Oasis County of Arid Area Based on GIS

CHENG Zhen-zhen^{1,2}, ZHANG Yong-fu^{1,2}, FAN Xiao-jing^{1,2} et al (1. College of Resources and Environment Sciences, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046; 2. Key Laboratory of Oasis Ecology under Ministry of Education, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046)

Abstract Under the support of ArcGIS technology, in 2009 and 2014 remote sensing images and land use data as the information source, taking Kuche County in Xinjiang as the research object, we constructed the comprehensive ecological risk index of Kuche county (ERI) and the GIS spatial interpolation, then analyzed the characteristic of dynamic evolution and different levels of ecological risk the ecological risk of land use in Kuche County. According to the overall land use planning (2014-2020), to predict the change of land use structure in Kuche County in 2020, revealed that the land use change structure how to affect Xinjiang in Typical Arid Region Oasis from the county. The results showed that the spatial structure of land use are a larger adjustment of general land use planning in Kuche County, where land ecological risk have obvious regional differences, the main land use types in the area of high ecological risk to construction land, mainly distributed in Kuche Town, Kuche County Industrial Park. The surrounding ecological security situation gradually increased from west to east and southwest to the northeast region has a higher risk of spreading trend. In the future land use structure adjustment process, people should strengthen the consciousness of protect the environment, build a good ecological land pattern in Kuche County. To improve the service function of ecological system, reduce the adverse effects of human activities on the environment.

Key words Ecological risk; Land use planning; Arid oasis; Spatial analysis; Kuche County

土地利用总体规划从全局和长远利益出发, 对县(市)域内各类用地的结构和布局进行调整或配置的长期计划^[1]。随着库车县人口的快速增长和城市化、工业化进程的加快, 干旱区绿洲土地生产力降低等土地生态问题凸显。区域生态环境条件与人类社会经济活动长期相互作用形成了县域固有的土地利用方式。人类现如今面临的许多生态环境方面的问题都与所选择的利用土地资源的方式有关, 不同的土地利用结构和类型会直接影响县域生态环境的安全。

库车县是我国向西开放的主要陆路通道, 国家“一带一路”战略的实施, 库车县作为建设重要支点, 在新疆改革发展稳定大局中战略地位和作用日益凸显。这为库车县城市化、工业化进程和经济社会协调发展提供了一个良好的契机。但库车县东南部胡杨林由于干旱影响, 生长脆弱, 面积逐渐减少, 对绿洲生态的保护作用下降。库车县农业是典型的灌溉农业。由于自然和灌溉两方面原因造成平原地区地下水位升高, 造成局部土地次生盐渍化。此外, 由于日益增加的人口和资源压力, 使得人们过度地开发土地, 在一定程度上加剧了土地的荒漠化和次生盐渍化。

因城市发展所需进行的人为活动、各种类型的自然灾害、各种企业只注重自己的发展而不顾及对环境造成的破坏等一系列的活动都会对生态系统的结构和功能产生影响^[2-5]。其影响程度、影响范围、影响时间长短很难准确预判。不仅如此, 土地利用生态影响具有空间性和累加性, 这是因为土地利用的方式及其强度不同, 并且这种影响以较为直观的形式反映到土地利用生态系统的结构和功能上^[6-9]。土地利用生态风险预测是依据县市的土地利用总体规划, 掌握县市的各种土地类型之间的相互转换, 在此基础上, 构建生态风险的评价方法与评价模型, 借助 GIS 软件对干旱区绿洲土地生态安全进行空间研究分析, 利用地统计学中的空间分析方法量化地反映不同等级的生态风险区的分布和变化, 从静态的现状评价转为动态的预测, 并及时采取措施, 实施有效的土地生态安全规划和保护, 使得县市有序健康的发展^[10-12]。这对促进区域自然生态环境和社会经济的协调发展有重要意义。

1 数据来源和研究方法

1.1 研究区概况 库车县(82°34'~84°25'E, 40°49'~42°38'N)位于天山中段之南麓, 塔里木盆地北缘。库车县地处阿克苏地区最东部, 东与巴音郭楞蒙古自治州的轮台县为邻, 东南与尉犁县相接, 南靠塔克拉玛干沙漠, 西南与沙雅县相连, 西以渭干河与库车县相接, 西北与拜城县相邻, 北部与巴音

作者简介 程珍珍(1992—), 女, 河南商丘人, 硕士研究生, 研究方向: 国土资源信息技术。* 通讯作者, 副教授, 硕士生导师, 从事国土资源评价研究。

收稿日期 2017-10-25

郭楞蒙古自治州和静县毗连。库车县地形北高南低,自西北向东南倾斜,最高海拔 4 550 m,最低海拔 922 m。库车县地貌可概括划分为北部天山山地,山前冲积扇形砾石戈壁地和南部冲积平原。北部山区以林牧为主,南部平原以农业为主。北部天山山地面积约为 685 444.21 hm^2 ;山前冲积扇形砾石戈壁地面积约为 76 218.06 hm^2 ;南部冲积平原面积约为 764 839.45 hm^2 。南部冲积平原海拔 930~1 225 m,地势平坦,土壤肥沃,为农业发展提供了良好的条件。库车县南北长 193.0 km,东西宽 164.0 km,土地总面积 1 452 512.91 hm^2 。2014 年末总户数 113 688 户,农业户口 73 475 户;总人口 488 535 人,其中,城镇人口 163 451 人,乡村人口 325 084 人。

1.2 数据来源与处理 以库车县 2009 和 2014 年的 Landsat 遥感影像为数据源(时相为植被生长茂盛的 8 月中旬),其他有关数据包括库车县 1:5 万地形图、库车县土地利用现状图、《库车统计年鉴》和《库车县城市总体规划(2010—2030)》,利用 ENVI 4.8 软件分别对 2 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库车县实际的土地利用/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 6 种类型。通过目视解译法对监督分类中未达到精度的模块进行更正。经过检验,两期的遥感影像解译总体精度值都达到了 84% 以上,满足了该研究的需要。通过对分类影像进行矢量化后导入地理信息系统软件中,并以 Kappa 系数作为参考指标,经过统计分析和计算,最终得到土地利用结构变化数据。

利用 ArcMap 9.3 软件对两期影像进行数据矢量化后通过统计分析功能和计算功能得到库车县土地利用/土地覆被变化数据,2015 年土地利用/覆盖情况如图 1。

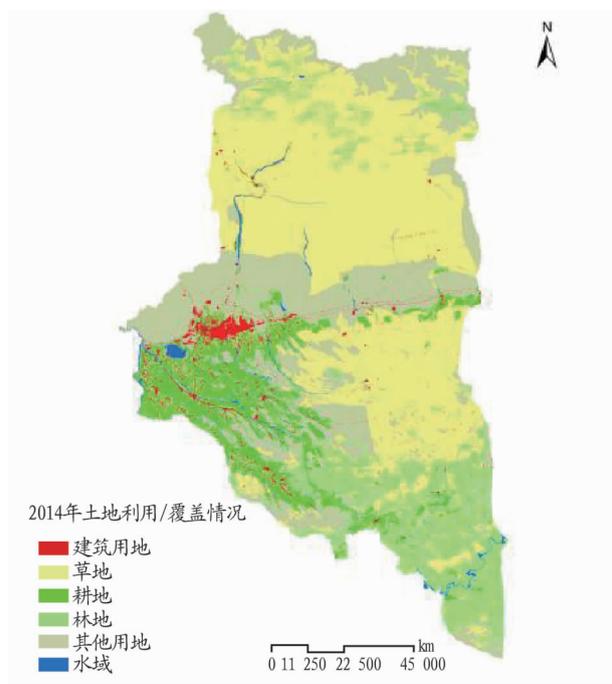


图 1 2015 年库车县土地利用/覆盖情况

Fig. 1 Land use / cover situation of Kuche County in 2015

1.3 研究方法

1.3.1 采样方法。采样方式根据库车县土地利用类型的面积(1 452 512.91 hm^2)情况,采用 3 km × 3 km 的单元网格将生态风险指数进行空间化(图 2),采用等间距系统采样法,共有 1 614 个样区,可以保证空间分异特征的呈现。每一样区内各个土地类型的综合生态风险指数可以根据生态风险指数公式计算出,并以此作为样地中心点的生态风险水平。

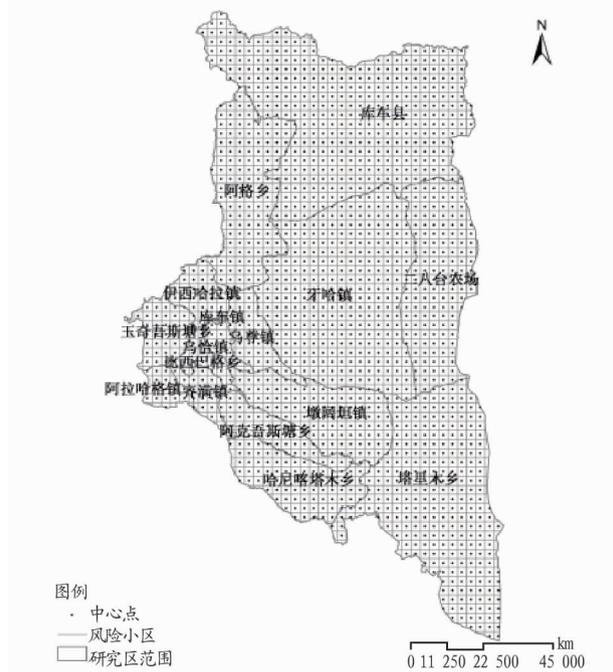


图 2 库车县生态风险样地划分

Fig. 2 Ecological risk plots in Kuche County

1.3.2 生态风险指数。利用各土地要素的面积及所占总面积的比例得出库车县生态风险指数 $ERI^{[13-15]}$ 。通过构造 LUCC 与生态风险之间的经验联系,从而描述 1 614 个风险样区的土地利用生态风险的相对大小,其表达式为:

$$ERI = \sum_{i=1}^N \frac{A_i}{A} R_i \quad (4)$$

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 表示各土地要素遭遇干扰时所受到的生态损失的差别。干扰度指数 S_i 和脆弱度指数 F_i 的乘积即为所求第 i 种土地要素所反映的损失指数 $R_i^{[16]}$ 。

(1) 干扰度指数。由于不同的景观类型在抵抗外界干扰能力、保护生物多样性、完善生态系统结构与功能、促进土地要素自然演替等方面的作用是有差别的^[17],所以该研究以库车县 LUCC 为依据,构建能体现景观受到外界干扰程度的指数干扰度指数 S_i ,干扰度指数 S_i 是通过对景观破碎度指数 C_i 、景观分离度指数 N_i 和景观优势度指数 D_i 三者赋权重再经叠加后获得的。由于不同景观类型量纲存在差异,所以对分析得出的景观破碎度指数、景观分离度指数和景观优势度指数进行归一化处理。用 a 、 b 、 c 分别表示景观类型的各指标的权重值,并且要求 $a + b + c = 1$ 。根据分析权衡,并

综合前人研究成果^[18-19],将0.5、0.3、0.2这3个权重值分别赋予 C_i 、 N_i 、 D_i 。所以最终得到的表达式为^[20]:

$$S_i = 0.5C_i + 0.3N_i + 0.2D_i \quad (5)$$

(2)脆弱度指数。景观脆弱度指数表示不同景观类型的易损性。将各类景观类型按照脆弱度排序后进行归一化,即由各排序值与排序值总和之比获得景观脆弱度指数^[21]。针对库车县LUCC特点,得出在该区内的6类土地要素中脆弱度程度由高到低依次为:其他用地、水域、耕地、草地、林地、建设用地。各土地要素的脆弱度指数 F_i 由归一化处理得到。借助前人的研究成果,将归一化的值域范围设定为 $[0.1, 0.9]$ ^[22-23]。

1.3.3 生态风险空间分析方法。区域生态风险指数是可以利用地统计学方法进行空间特征分析的空间变量。经过生态风险指数系统采样,利用ArcGIS 9.3中的地统计分析模块,得到半变异函数^[24]:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (6)$$

式中, $\gamma(h)$ 为变异函数; $Z(x_i)$ 、 $Z(x_i + h)$ 为系统某属性 Z 在空间位置 x 、 $x + h$ 处的值; $N(h)$ 为样本对数; h 为空间距离。在此基础上,采用Ordinary Kriging模型进行表面模拟预测,并检查模型的合理性,得到库车县生态风险程度空间分布图,从中可以直观看出研究区域内不同等级的生态风险空间分布特征。

1.3.4 生态风险分级方法。对生态风险分级的划分主要是参考以往学者的研究成果,对库车县生态风险级别划分为6类,具体划分情况见表1。

表1 生态风险指数分级

Table 1 Classification of ecological risk index

序号 No.	RID 风险级别 RID risk level	分级数值 Rating value
1	低生态风险	$R_i \leq 0.025$
2	较低生态风险	$0.025 < R_i \leq 0.050$
3	中生态风险	$0.050 < R_i \leq 0.075$
4	较高生态风险	$0.075 < R_i \leq 0.100$
5	高生态风险	$R_i > 0.100$

表2 库车县土地利用变化情况

Table 2 Land use change in Kuche County

景观类型 Landscape type	2009年		2014年		2020年	
	面积 Area//hm ²	比例 Proportion//%	面积 Area//hm ²	比例 Proportion//%	面积 Area//hm ²	比例 Proportion//%
耕地 Cultivated land	106 296.26	7.32	109 390.42	7.53	105 034.20	7.23
林地 Woodland	229 020.85	15.77	229 683.84	15.81	229 397.06	15.79
草地 Grassland	655 566.60	45.13	654 396.64	45.05	653 480.30	44.99
建设用地 Construction land	22 590.51	1.56	29 539.76	2.03	30 102.72	2.07
水域 Water	17 054.78	1.17	16 820.92	1.16	16 973.80	1.17
其他用地 Other land	421 983.90	29.05	412 681.32	28.41	417 524.82	28.74

2.2 土地利用生态风险评价 根据土地利用生态风险指数计算方法以及预测模型,分别计算出库车县2009、2014和2020年的景观破碎度 C_i 、景观分离度 N_i 、景观优势度 D_i 、干

1.3.5 土地利用类型动态变化。土地利用动态是用来反映某一区域某一时间段内的某一种土地利用类型的面积发生变化的一种量度^[25],是衡量土地利用动态变化过程的一个重要指标。单一土地利用动态度为:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \cdot \frac{1}{T} \times 100\% \quad (7)$$

式中, U_a 、 U_b 分别为研究期开始和结束某一土地类型的数量; T 为研究时段长。

综合土地利用动态模型为:

$$LC = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta LU_{i-j}}{2 \sum_{i=1}^n LU_i} \cdot \frac{1}{T} \times 100\% \quad (8)$$

式中, LU_i 为检测开始时第 i 类土地利用类型面积; ΔLU_{i-j} 为监测时段内第 i 类土地利用类型转化为其他土地利用类型面积总和; T 为研究时间段。该研究设定的研究时段为年, LC 的值为土地利用类型年变化率。

2 结果与分析

2.1 土地利用结构动态变化 2009—2014年,库车县不同的土地利用类型变化规模大小与速度都不尽相同。2009—2014年库车县土地利用类型变化率由大到小表现为:耕地、其他用地、林地、建设用地、水域、草地。5年内,库车县耕地面积增加了3 094.16 hm²;林地面积增加了662.99 hm²;建设用地面积增加了6 949.25 hm²;草地面积减少了1 169.97 hm²;水域面积减少了233.86 hm²;其他用地面积减少了9 302.57 hm²。依据最新库车县土地利用总体规划,与2009年相比,预计到2020年,库车县耕地面积减少了4 356.22 hm²;林地面积减少了286.78 hm²;草地面积减少了916.33 hm²;建设用地面积增加了562.96 hm²;水域面积增加了152.88 hm²;其他用地面积增加了4 843.49 hm²,具体见表2。2009和2014年库车县主要的土地利用类型分布在库车县的北部和东部,然而在这期间,城市建设用地面积明显增加,生态风险程度也呈现由较高生态风险向高生态风险转换的趋势,土地利用系统稳定性降低。

扰度指数 S_i 、脆弱度指数 F_i ,并得出每种景观类型的损失度指数 R_i ,最终计算出2009、2014和2020年的生态风险指数ERI,结果见表3。

表 3 2009、2014、2020 年库车县景观指数

Table 3 Landscape index in Kuche County in 2009, 2014 and 2020

年份 Year	景观类型 Landscape type	斑块数 Number of patches	面积 Area hm ²	C_i	N_i	D_i	S_i	F_i	R_i	ERI
2009	耕地	30 356	106 296.26	0.286	0.988	0.258	0.491	0.625	0.307	0.046
	林地	18 700	229 020.85	0.082	0.775	0.171	0.308	0.037	0.011	
	草地	2 027	655 566.60	0.003	0.255	0.031	0.084	0.075	0.006	
	建设用地	11 563	22 590.51	0.512	0.610	0.115	0.462	0.103	0.048	
	水域	4 162	17 054.78	0.244	0.366	0.052	0.242	0.219	0.053	
	其他用地	14 902	421 983.90	0.035	0.692	0.142	0.254	0.273	0.069	
2014	耕地	30 538	109 390.42	0.279	0.963	0.245	0.477	0.625	0.298	0.048
	林地	19 265	229 683.84	0.084	0.765	0.166	0.305	0.037	0.011	
	草地	2 891	654 396.64	0.004	0.296	0.039	0.099	0.075	0.007	
	建设用地	16 783	29 539.76	0.568	0.714	0.148	0.528	0.103	0.054	
	水域	4 215	16 820.92	0.251	0.358	0.051	0.243	0.219	0.053	
	其他用地	14 967	412 681.32	0.036	0.674	0.135	0.247	0.273	0.068	
2020	耕地	31 054	105 034.20	0.296	1.011	0.251	0.501	0.625	0.313	0.051
	林地	18 913	229 397.06	0.082	0.789	0.165	0.311	0.037	0.012	
	草地	2 271	653 480.30	0.003	0.273	0.033	0.090	0.075	0.007	
	建设用地	15 693	30 102.72	0.521	0.719	0.142	0.505	0.103	0.052	
	水域	4 226	16 973.80	0.249	0.373	0.051	0.247	0.219	0.054	
	其他用地	15 171	417 524.82	0.036	0.707	0.138	0.258	0.273	0.070	

2009—2014 年,6 种土地利用类型中,各类型的斑块数均呈现增加趋势,共增加了 6 949 块。但草地、水域、其他用地的面积不仅没有增加,反而有所减少。其中,其他用地面积减少了 9 302.57 hm²。这导致原本空间分布集中连片、破碎化程度低、斑块分离程度小的地类变成小块随机散落的景观类型。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。其他用地的景观损失度 R_i 呈不断增大的趋势,主要是因为多种景观类型都是由其他用地转换而来的,这导致其他用地的面积不断减少,斑块支离破碎,这会引引起斑块数目快速增加。致使其景观优势度 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,结果表明:通过加权平均的方法得到景观损失指数中 R_i ,6 种土地利用类型中其他用地 R_i 最大,草地 R_i 最小。总体来看,2009—2014 年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 2009 年的 0.046 上升到 2014 年的 0.048。2014—2020 年,建设用地与耕地的景观破碎度 C_i 增加最为明显;草地的景观分离度 N_i 减少明显;建设用地的景观优势度 D_i 降低;草地和建设用地的干扰度指数增大 S_i ;规划至 2020 年,除了草地的损失指数保持在 0.007 以外,其余各景观类型的景观损失度 R_i 均呈现增加的趋势。

2009—2020 年,库车县土地利用生态风险指数呈现逐渐增大的变化趋势。通过计算可以得到,2009、2014、2020 年库车县生态风险指数 ERI 分别为 0.046、0.048、0.051。

2.3 生态风险动态演变分析 利用生态风险等级评价方法,对库车县 2009、2014、2020 年各景观类型的生态风险情况进行分级,计算库车县 2009、2014 和 2020 年间,不同等级的生态风险占各年份区积的比例(图 3)。2009 年库车县 5 个生态风险等级占库车县总行政面积的 1.17% (低生态风险

区)、29.05% (较低生态风险区)、45.13% (中等生态风险区)、23.09% (较高生态风险区)、1.56% (高生态风险区);2014 年,库车县 5 个生态风险等级占库车县总行政面积的 1.16% (低生态风险区)、28.41% (较低生态风险区)、45.05% (中等生态风险区)、23.34% (较高生态风险区)、2.03% (高生态风险区);预计到 2020 年,库车县 5 个生态风险等级占库车县总行政面积的 1.17% (低生态风险区)、28.74% (较低生态风险区)、44.99% (中等生态风险区)、23.02% (较高生态风险区)、2.07% (高生态风险区)。2009—2020 年库车县生态风险空间变化分布见图 4。

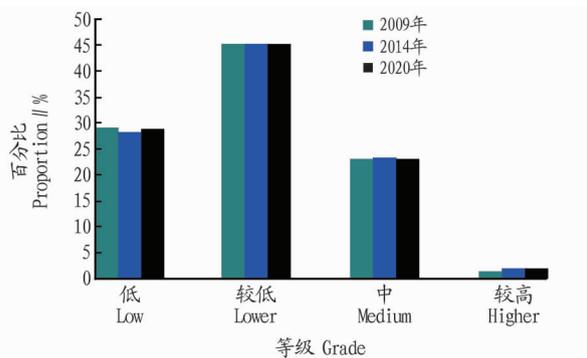


图 3 不同等级的生态风险区在各年份中所占比例

Fig. 3 Proportions of ecological risk zones in different grades in different years

由 2009、2014 和 2020 年综合生态风险程度空间分布图可以发现,高风险区主要集中在库车县库车镇周围等的建设用地分布区域;较高风险区广泛分布在库车县西南部,主要的土地利用类型为耕地和林地;中等风险区则主要集中在库车县北部、东南部,主要的土地利用类型为草地;较低风险区主要分布在库车县中部,主要的土地利用类型为其他用

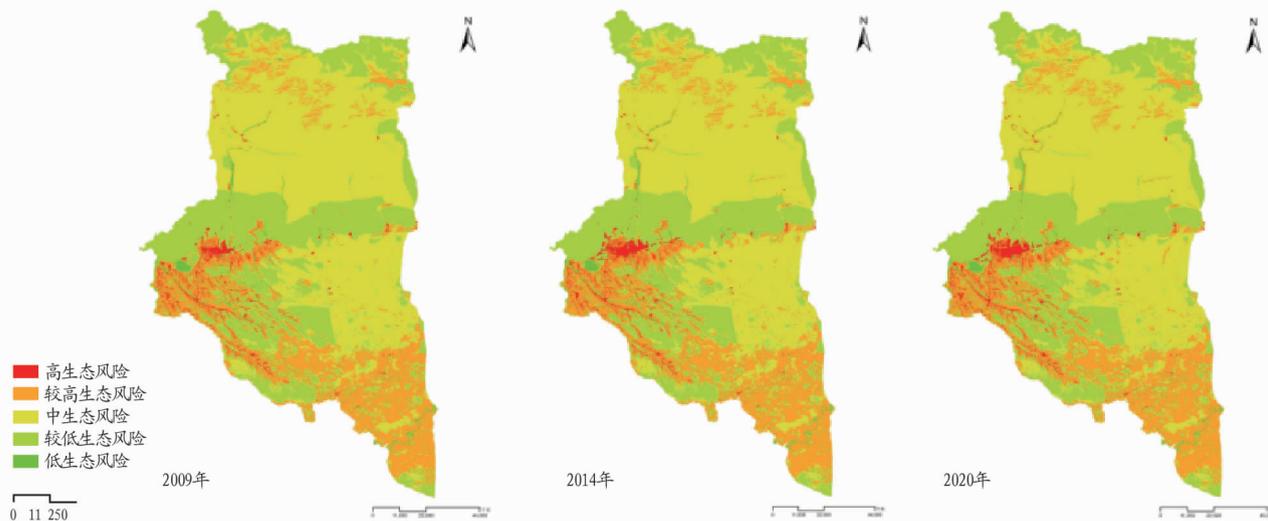


图4 2009、2014、2020年库车县综合生态风险程度空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of integrated ecological risk in Kuche County in 2009, 2014 and 2020

地;低风险区主要集中分布于库车县西南部,主要的土地利用类型为水域用地。总体来看2009—2020年库车县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。

3 结论与讨论

土地利用规划是将县市行政区范围内的各类土地利用结构不合理的地方实施调整完善,并进行较为合理的长期布局以实现县市的安全稳定发展。各县市应将土地利用规划与社会经济发展以及生态安全相结合,树立正确发展观,构建良好的生态用地格局,提高土地利用的综合效益。

(1) 2009—2020年,库车县的主要景观类型未发生较大变化,但是各要素的面积、斑块数以及各要素占研究区的总面积比值发生了较大变化。2009—2014年,库车县耕地面积、建设用地出现较大面积的增长,耕地面积增长的主要原因是库车县2011、2012年实施的多个土地整治项目经过了自治区国土资源厅的验收,突出农业的基础地位,体现发展特色农业的基本要求。规划调整完善重点加强对农业用地规模和布局的引导,促进粮食、饲料与养畜基地建设。加大特色林果业基地建设力度,便于形成规模效益;建设用地的快速扩张是因为库车县充分依托现状城镇建设用地空间,保障城镇重点区块新增建设用地的需求,同时通过积极引导,优化城镇用地布局,提高建设用地集约利用水平。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。

(2) 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。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。该研究利用新疆库车县2009—2020年土地利用类型变化数据分析了库车县2009和2020年的生态风险指数,研究表明库车县的生态风险指数由2009年的0.046增长到2014年的0.048,再增

长到2020年的0.051,研究区域的生态环境情况趋于恶化。

(3) 根据风险等级划分和风险等级分布图可以发现,库车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,库车县人口增加加速,致使该县的建设用地面积不断扩大,尤其是近几年库车县工业园区建设兴起,虽然带动了库车县的经济的发展,但也引起了一系列的生态安全问题;其次,库车县草地和水域面积在2009—2014年呈减少的趋势,草地和水域对生态环境有一定的净化功能,其面积的减少必然会增加库车县的生态风险指数。

参考文献

- [1] 唐利华,张永福,刘小辉. 干旱区河谷城市土地利用生态风险动态预测:以新疆伊宁市为例[J]. 水土保持研究, 2016, 23(3): 240-245.
- [2] 王文杰,张永福,王慧杰. 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[J]. 水土保持研究, 2016, 23(6): 216-220.
- [3] 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.
- [4] 唐利华,张永福. 伊犁河流域绿洲城市土地资源利用的生态风险评价:以伊宁市为例[J]. 贵州农业科学, 2016, 44(4): 165-170.
- [5] 叶其炎,杨树华,陆树刚,等. 玉溪地区生物多样性及生境敏感性分析[J]. 水土保持研究, 2006, 13(6): 75-78.
- [6] 彭建,党威雄,刘焱序,等. 景观生态风险评价研究进展与展望[J]. 地理学报, 2015, 70(4): 664-677.
- [7] 康鹏,陈卫平,王美娥. 基于生态系统服务的生态风险评价研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1192-1203.
- [8] 李一蒙,马建华,刘德新,等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1037-1044.
- [9] 周笑白,梅鹏蔚,彭露露,等. 渤海湾表层沉积物重金属含量及潜在生态风险评价[J]. 生态环境学报, 2015, 24(3): 452-456.
- [10] 魏伟,石培基,雷莉,等. 基于景观结构和空间统计方法的绿洲区生态风险分析:以石羊河武威、民勤绿洲为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(12): 2023-2035.
- [11] 彭建,刘焱序,潘雅婧,等. 基于景观格局—过程的城市自然灾害生态风险研究:回顾与展望[J]. 地球科学进展, 2014, 29(10): 1186-1196.
- [12] 巩杰,赵彩霞,谢余初,等. 基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理[J]. 应用生态学报, 2014, 25(7): 2041-2048.
- [13] 张学斌,石培基,罗君,等. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析:以石羊河流域为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(3): 410-419.
- [14] 孙琦,白中科,曹银贵. 基于生态风险评价的采煤矿区土地损毁与复垦过程分析[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(6): 795-804.

(下转第52页)

体与建设用地的区别,在减少城市河流与建设用地混淆方面均优于 NDWI 和 MCIWI,其中 NCIWI 的水体与城镇区分度达 53.4%,仅次于 CIWI;由于 NDWI、MNDWI、CIWI、NCIWI 4 种指数均能够区分水体与植被的信息,其中 NCIWI 能更好地区分水体与植被,其水体与植被的区分度为 66.3%,效果最好。总体来说,表 3 与图 2 水体提取效果非常吻合。因此该研究的 5 种水体指数中,NCIWI 的水体与植被、城镇区分度最好,水体提取总体效果最好。

表 3 NCIWI 和其他水体指数统计分析

Table 3 Statistical analysis of NCIWI and other water index

水体指数 Water index	水体 Water	植被 Vegetation	城镇 Town	区分度 Discrimination//%	
S_{NDWI}	最大值	0.975	0.233	0.445	37.6 ^{△△}
	最小值	0.296	0.081	0.179	64.6 [△]
	均值	0.619	0.133	0.281	
S_{MNDWI}	最大值	0.990	0.365	0.431	49.4 ^{△△}
	最小值	0.634	0.126	0.226	57.1 [△]
	均值	0.879	0.240	0.298	
S_{CIWI}	最大值	0.263	0.482	0.664	54.3 ^{△△}
	最小值	0.003	0.333	0.371	46.8 [△]
	均值	0.147	0.406	0.497	
S_{MCIWI}	最大值	0.591	0.771	0.702	31.7 ^{△△}
	最小值	0.083	0.635	0.583	33.7 [△]
	均值	0.341	0.687	0.658	
S_{NCIWI}	最大值	0.401	0.786	0.769	53.4 ^{△△}
	最小值	0.004	0.577	0.486	66.3 [△]
	均值	0.196	0.671	0.645	

注:样本数为水体 200 个,城镇 200 个,植被 350 个;△△为 DD_{CW} ;△为 DD_{VW}

Note:The number of samples is 200 water bodies, 200 towns, 350 vegetation. △△ is DD_{CW} ; △ is DD_{VW}

5 结论

从试验结果的图像分析和统计分析来看,该研究提出的 NCIWI 水体指数模型既突出了水体与城镇的区别,又更好地区分了水体与植被。该指数模型可有效地解决应用 MODIS 数据进行水体遥感信息提取中分离植被和城市等混淆信息

的问题。经试验验证,应用 NCIWI 模型进行 MODIS 数据水体信息提取图像效果和分类精度优于 NDWI、MNDWI、CIWI 和 MCIWI 模型。

参考文献

- [1] 李加林,曹罗丹,浦瑞良. 洪涝灾害遥感监测评估研究综述[J]. 水利学报,2014,45(3):253-260.
- [2] 杜云艳,周成虎. 水体的遥感信息自动提取方法[J]. 遥感学报,1998,2(4):264-269.
- [3] 周成虎. 遥感影像地理解与分析[M]. 北京:科学出版社,1999.
- [4] 丁莉东,吴昊,王长健,等. 基于谱间关系的 MODIS 遥感影像水体提取研究[J]. 测绘与空间地理信息,2006,29(6):25-27.
- [5] 徐萌,李亚春,曾燕,等. 苏北大型湖泊水体的 EOS/MODIS 遥感监测[J]. 气象科技,2007,35(4):579-582.
- [6] 都金康,黄永胜,冯学智,等. SPOT 卫星影像的水体提取方法及分类研究[J]. 遥感学报,2001,5(3):214-219.
- [7] 范伟,苟尚培,吴文玉. 应用气象卫星 MODIS 识别薄云覆盖下的水体[J]. 大气与环境光学学报,2007,2(1):73-77.
- [8] ROUSE J W J, HAAS R H, SCHELL J A, et al. Monitoring vegetation system s in the great plains with ERTS[C]//FREDEEN S C, MERCANTI E P, BECKER M A. Third Earth Resources Technology Satellite Symposium. Volume I: Technical Presentations. Washington, D. C.: Nasa Special Publication, 1973:309-317.
- [9] MCFEETERS S K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features[J]. International journal of remote sensing, 1996, 17(7):1425-1432.
- [10] 徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数 (MNDWI) 提取水体信息的研究[J]. 遥感学报,2005,9(5):589-595.
- [11] 莫伟华,孙涵,钟仕全,等. MODIS 水体指数模型 (CIWI) 研究及其应用[J]. 遥感信息,2007(5):16-21,104-105.
- [12] 杨宝钢,陈昉,罗攀攀. 基于 MODIS 的改进型组合水体指数 (MCIWI) 提取复杂水体信息的试验[J]. 西南大学学报(自然科学版),2011,33(1):112-119.
- [13] 余志飞. 基于 MODIS 遥感数据的水体提取算法研究[J]. 测绘与空间地理信息,2015,38(3):80-82.
- [14] 余志飞. 基于 MODIS 遥感数据的水体提取模型及算法改进[J]. 测绘与空间地理信息,2016,39(8):117-120,124.
- [15] 万建鹏,官玉兰,叶素倩,等. 基于综合权重水体指数的水体提取研究:以鄱阳湖为例[J]. 东华理工大学学报(自然科学版),2015,38(2):206-211.
- [16] 林楚彬,李少青. Landsat 数据水体自动提取研究进展[J]. 自动化技术与应用,2015,34(2):1-4,36.
- [17] 沈占锋,李均力,于新菊. 基于协同计算的白洋淀湿地时序水体信息提取[J]. 地球信息科学学报,2016,18(5):690-698.
- [18] 郑东博,凌峰,李晓冬,等. 基于 MODIS 数据的水体超分辨率制图:以丹江口水库为例[J]. 华中师范大学学报(自然科学版),2016,50(4):624-632.

(上接第 48 页)

- [15] 刘世梁,侯笑云,张月秋,等. 基于生态系统服务的土地整治生态风险评价与管控建议[J]. 生态与农村环境学报,2017,33(3):193-200.
- [16] 方斌斌,于洋,姜伟立,等. 太湖流域水体和沉积物重金属时空分布特征及潜在生态风险评价[J]. 生态与农村环境学报,2017,33(3):215-224.
- [17] 李杨帆,林静玉,孙翔. 城市区域生态风险预警方法及其在景观生态安全格局调控中的应用[J]. 地理研究,2017,36(3):485-494.
- [18] 任志远,孙艺杰,吴林筱. 1990—2012 年榆林市土地生态风险综合评价[J]. 中国生态农业学报,2017,25(5):656-664.
- [19] 乔蕤强,程文仕,乔伟栋,等. 基于相对风险模型的土地利用变化生态风险定量评价:以石羊河流域为例[J]. 中国沙漠,2017,37(1):198-204.

- [20] 曾建军,邹明亮,郭建军,等. 生态风险评价研究进展综述[J]. 环境监测管理与技术,2017,29(1):1-5,10.
- [21] 肖武,李素萃,王铮,等. 高潜水位煤矿区生态风险识别与评价[J]. 生态学报,2016,36(17):5611-5619.
- [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] 郭泌汐,刘勇勤,张凡,等. 西藏湖泊沉积物重金属元素特征及生态风险评估[J]. 环境科学,2016,37(2):490-498.
- [24] 许友泽,刘锦军,成应向,等. 湘江底泥重金属污染特征与生态风险评估[J]. 环境化学,2016,35(1):189-198.
- [25] 许开鹏,王晶晶,迟妍妍,等. 基于综合生态风险的云贵高原土地利用优化与持续利用对策[J]. 生态学报,2016,36(3):821-827.