

宁安市土地生态脆弱性时空变化分析

张 龙^{1,3}, 宋 戈^{1,2,3}, 孟 飞^{1,3}, 王学伟^{1,3}

(1. 东北农业大学 资源与环境学院, 哈尔滨 150030;

2. 东北大学 土地管理研究所, 沈阳 110819; 3. 黑龙江省村镇发展研究中心, 哈尔滨 150030)

摘 要:开展区域土地生态脆弱性时空变化研究,有助于因地制宜地利用土地资源和保护脆弱生态环境,对区域可持续发展具有重要指导意义。以黑龙江省宁安市为研究区,运用研究区 1991 年、2000 年和 2010 年 3 期遥感影像数据,通过景观类型脆弱度指数计算模型,计算了三个时期各个景观类型的脆弱度指数,并运用土地生态脆弱度指数计算模型测算分析了 3 个时期土地生态脆弱性的变化情况,最后对土地生态脆弱度指数进行普通克里格法插值,得出研究区土地生态脆弱性空间分布情况。结果表明:1991 年、2000 年和 2010 年各景观类型的脆弱度由高到低依次为:耕地>建设用地>其他用地>水域>草地>林地;研究区 61.7% 的样本区土地生态脆弱度指数增大,中高脆弱区所占全区面积比重不断增加,轻微脆弱区面积比重逐年减少,土地生态脆弱性不断加剧;由 1991 年、2000 年和 2010 年土地生态脆弱性分布图可知,研究区土地生态脆弱性的分布总体呈现中北部重,外延逐渐减轻,中高脆弱区逐渐扩大的态势。

关键词:土地生态脆弱性; 时空变化; 宁安市

中图分类号:X171

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2014)02-0133-05

Spatiotemporal Variation Analysis of the Land Ecological Vulnerability in Ning'an City, Heilongjiang Province

ZHANG Long^{1,3}, SONG Ge^{1,2,3}, MENG Fei^{1,3}, WANG Xue-wei^{1,3}

(1. College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin

150030, China; 2. Institute of Land Management, Northeast University, Shenyang 110819,

China; 3. The Towns Development Research Center in Heilongjiang Province, Harbin 150030, China)

Abstract: The study on spatiotemporal variation of regional land ecological vulnerability contributes to using land resources and protecting the fragile eco-environment to local conditions, and has the important guiding significance for regional sustainable development. This paper took Ning'an City, Heilongjiang Province, as the study area to construct models to evaluate the vulnerability of landscape types and the regional land ecological vulnerability based on remote sensing of 1991, 2000 and 2010. Finally, ordinary Kriging interpolation was conducted to get the distribution map of the land ecological vulnerability in study area. The results showed in 1991, 2000 and 2010, the vulnerability degree of each landscape type followed the the order of farmland>construction land>other land uses>water area>grassland>forestland. Land ecological vulnerability index of the 61.7% of the sample areas increased, proportion of the middle-high vulnerability area increased, proportion of slightly vulnerability area decreased, the land ecological vulnerability exacerbated. The distribution map of the land ecological vulnerability showed that the vulnerability index was the highest in north-central part, extension gradually reducing and middle-high vulnerability area gradually expanded in the study area.

Key words: land ecological vulnerability; spatiotemporal variation; Ning'an City

随着人口急剧增长和经济快速发展,人类活动广度和深度不断加深,引发了水土流失、森林减少、生物多样性丧失等一系列问题,加剧了土地生态系统的退化。土地生态脆弱性研究作为可持续分析的重要分

收稿日期:2013-07-29

修回日期:2013-09-02

资助项目:国家自然科学基金(41071346)

作者简介:张龙(1988—),男,河南省安阳县人,硕士,研究方向为土地利用。E-mail:hljndzl@126.com

通信作者:宋戈(1969—),女,黑龙江省庆安县人,博士/博士后,教授/博导,研究方向为土地利用。E-mail:songgelaoshi@163.com

析工具之一,越发引起学术界关注^[1-2]。目前,国内外学者在区域土地生态脆弱性评价方面开展了大量的研究,国外的研究除借助“3S”技术深入到各类型区域外,还出现与景观学相结合或针对特殊条件的土地生态脆弱性评价体系^[3-4]。国内的研究主要集中在半湿润、半干旱和干旱区域的生态脆弱带^[5-8]。在评价方法上,多采用综合指数法^[9-10],以自然环境、社会经济统计数据等离散的点上数据作支撑,以行政区域或流域为评价单元进行的,较大程度上限制了对土地生态脆弱性自然空间分布规律的揭示。一些学者尝试从景观视角出发,采用能准确指示各种生态影响的空间分布与梯度变化特征的景观指数建立评价模型,实现土地生态脆弱性评价的定量化和空间化^[11-14]。研究的时空尺度上,多集中于省域尺度或流域尺度的空间变化研究,县域尺度及时空变化研究相对较少。研究土地生态脆弱性在时间上的变化,可以有效地揭示区域土地生态脆弱性的演变方向,有助于了解区域土地生态脆弱性的变化机制。因此,开展区域土地生态脆弱性时空变化研究不仅可以了解区域土地生态脆弱程度的变化,而且有助于因地制宜地利用土地资源和保护脆弱生态环境^[15],对区域可持续发展具有重要指导意义^[16-17]。

宁安市林地景观和农田景观交错分布,频繁的人类活动成为自然生态环境的最大干扰之一,近20a来,景观格局的变化使原有的土地生态系统生态功能趋向良性和不稳定性的双重变化。本文以宁安市为研究区,基于景观生态学原理,选取破碎度、分维倒数、分离度、土壤侵蚀敏感性和土地利用生态适宜度指数,构建景观类型脆弱度指数计算模型和土地生态脆弱度指数计算模型,利用连续覆盖全区的格网进行空间系统采样,利用ArcGIS软件进行普通克里格法插值,生成土地生态脆弱度空间分布图,分析研究区1991年、2000年、2010年20a来土地生态脆弱性的时空变化,为区域生态环境保护可持续发展提供理论依据。

1 研究区概况

宁安市位于黑龙江省东南部偏西,张广才岭和老爷岭之间的牡丹江上游谷地(43°39′24″—44°49′40″N, 128°7′54″—130°00′44″E)。属于低山丘陵区,由于地质时期新构造运动折皱、沉积、台升、凹陷、河流冲刷搬运淤积作用,从西南向东北形成了山地、丘陵漫岗、沿江平原三种地形。总的地势为西南高,东北低,四周高,中间低。市域内土壤以山地暗棕壤为主要土类,自然植被可分为山地夏绿林和草甸草原两种类

型。属中温带大陆季风气候,年平均气温4.5℃,气候温和,积温2600~2700℃,平均降水量500~600mm。宁安市辖7镇、5乡,2010年人口44万人,土地总面积为7923.9km²,现有耕地24.03km²、林地48.03km²、草地1.87km²、水域1.52km²。随着人口膨胀、大面积毁林开荒以及过度采伐,区域植被覆盖度降低,水土流失导致土地生产力持续下降,土地生态脆弱性逐渐凸显。

2 数据与方法

2.1 数据来源与处理

本文所用基本数据为宁安市1991年、2000年和2010年7月的30m×30m分辨率Landsat TM/ETM⁺影像数据,与1:10万地形图配准;参照中国科学院的国家基本资源与环境遥感调查数据库中的土地利用/土地覆被分类体系^[18],结合研究区特点,以土地生态系统类型为基础,将其分为耕地、林地、草地、水域、建设用地与其他用地6个一级类型,建立解译标志;在遥感数据处理软件ENVI 4.7支持下,图像经过几何校正和图像增强处理后,在ArcGIS 9.3平台下通过人机交互式的判读方法,对遥感数据进行目视解译,解译精度在85%以上。解译数据存储为shp文件,并转为grid文件,以计算景观格局指数。用收集到90m×90m分辨率的SRTM DEM数据提取坡度数据,并对坡度进行分级,与土地利用数据进行叠加处理,以计算土壤侵蚀敏感性指数和土地生态适宜度指数。

根据研究区范围和采样的工作量,将研究区划分为5km×5km的正方形作为评价单元,采样方式为等间距,共有340个采样区,计算每一样本区的土地生态脆弱度指数,利用ArcGIS 9.3软件提取研究区每个样本区中心点坐标,并将样本区土地生态脆弱度指数赋给中心点,在此基础上进行普通克里格法插值,并根据脆弱度指数分级标准进行重分类,获得全区土地生态脆弱度空间分布图。

2.2 研究方法

2.2.1 景观类型脆弱度指数指标选取 景观格局作为自然与人为多种因素相互作用所产生的区域生态环境体系的综合反映,既是景观异质性的具体体现,又是各种生态过程在不同尺度上作用的最终结果。不同的景观类型在维护生物多样性、完善景观结构、促进景观整体功能发挥等方面的作用不同,并且不同景观类型对外界干扰的敏感性和抵抗能力也存在差异^[16],敏感性越强,景观越脆弱,适应能力越强,景观

越稳定。因此景观类型脆弱度可以表达为敏感性指数与适应性指数的比值^[19],即:

$$\text{景观类型脆弱度 VI} = \frac{\text{敏感性指数}}{\text{适应性指数}} \quad (1)$$

在反映景观所受干扰强度的景观格局指数中,选取破碎度、分维倒数以及分离度,并结合研究区生态环境问题,选取土壤侵蚀敏感性指数,构建景观类型敏感性指数。各种土地利用类型具有不同的生态功能,土地利用生态适宜性表征了区域生态环境的好坏,从一定程度上反映区域生态环境的自我恢复能力。本文以土地利用生态适宜性作为土地生态脆弱性的适应性因素。景观格局指数是运用 Fragstats 3.3 软件计算得出,各指数的计算公式和指标含义参见参考文献^[11,14]。土壤侵蚀敏感性的计算,依据中华人民共和国行业标准:“土壤侵蚀分类分级标准”(SL190-2007)中面蚀(片蚀)分级指标,利用不同景观类型对不同土壤侵蚀等级的适宜度面积加权来表示土壤侵蚀敏感性指数^[19],其公式为:

$$SW_i = \sum_{j=1}^n \frac{B_{ij}}{B_i} \times S_{ij} \quad (2)$$

式中: SW_i ——景观类型 i 的土壤侵蚀敏感性指数; B_{ij} —— i 类景观分布在 j 土壤侵蚀等级上的面积; B_i —— i 类景观总面积; S_{ij} —— i 类景观相对于 j 土壤侵蚀等级的权重; j ——土壤侵蚀等级; n ——土壤侵蚀等级数。在土地利用生态适宜度计算中,将坡度分为 $0^\circ \sim 5^\circ$, $5^\circ \sim 8^\circ$, $8^\circ \sim 15^\circ$, $15^\circ \sim 25^\circ$, $25^\circ \sim 35^\circ$ 五个级别,计算公式如下:

$$P_i = \sum_j \frac{A_{ij}}{A_i} \times P_{ij} \quad (3)$$

式中: P_i ——某一土地利用类型生态适宜度; n ——坡度等级数; j ——坡度级别; A_{ij} —— j 坡度级别内 i 类土地的面积; A_i —— i 类景观总面积; P_{ij} ——适宜度权重。

2.2.2 景观类型脆弱度指数计算模型 根据公式(1)即可得到景观类型脆弱度指数计算模型:

$$VI_i = \frac{\alpha FN_i + \beta FI_i + \gamma FD_i + \delta SW_i}{P_i} \quad (4)$$

式中: VI_i ——景观类型 i 的脆弱度指数; FN_i , FI_i , FD_i , SW_i , P_i ——景观类型 i 的破碎度、分维倒数、分离度、土壤侵蚀敏感性以及土地利用生态适宜度; α , β , γ , δ ——权重, $\alpha + \beta + \gamma + \delta = 1$ 。

2.2.3 土地生态脆弱度指数计算模型 利用所建立的景观类型脆弱度指数,将景观类型脆弱度与区域土地生态脆弱状况联系起来,将其转化为空间化的区域土地生态脆弱度,进而从空间上反映整个区域土地生

态脆弱性特征。将各景观类型脆弱度指数经面积加权得到土地生态脆弱度指数,其公式如下:

$$EVI = \sum_{i=1}^m \frac{A_i}{TA} \times VI_i \quad (5)$$

式中: EVI ——土地生态脆弱度指数; A_i —— i 景观类型面积; m ——景观类型个数; TA ——样本区总面积; VI_i —— i 景观类型的脆弱度指数。

2.2.4 评价标准的确定 为了便于比较研究区土地生态脆弱性的大小,根据土地生态脆弱度指数分布情况,运用 ArcGIS 软件提供的自然断点法(Natural breaks),经过不断调整,最终将土地生态脆弱度指数分级为生态良好区(< 0.1797)、轻度脆弱区($0.1797 \sim 0.2890$)、一般脆弱区($0.2890 \sim 0.3887$)、中度脆弱区($0.3887 \sim 0.4893$)、重度脆弱区(> 0.4893)。本文的分级标准主要用于比较研究区内土地生态脆弱度的大小情况,是针对研究区的相对标准,不能与其他研究区相比较。

3 结果与分析

3.1 景观类型脆弱度分析

对各指数经过归一化无量纲处理,根据公式(4)计算各个景观类型脆弱度指数(表1)。由表1可知:(1)林地、耕地、草地的破碎度较高,20 a 间林地和耕地呈现逐年递增的趋势,草地、水域和其他用地逐年递减,建设用地在 2000 年减少后又有所增加。(2)建设用地分维倒数最高,并逐年增加,其他用地次之,并逐年减少。其他景观类型分维倒数均较小,且变化不大。(3)建设用地分离度最高,其他用地次之,林地和耕地虽然破碎度较高,但区内有集聚分布趋势,分离度不高,破碎化的加剧导致其分离度也逐渐增加。(4)20 a 来耕地的土壤侵蚀敏感性逐年增大,且在各种景观类型中最高。林地、草地、水域和其他用地呈逐年递减趋势,建设用地逐年递增。(5)林地、草地各个年份的生态适宜度均为 1,耕地生态适宜度逐渐降低,水域和其他用地逐渐增加。(6)20 a 来研究区各景观类型脆弱度排序为:耕地>建设用地>其他用地>水域>草地>林地,随着人类活动干扰的加剧,耕地和建设用地景观类型脆弱度逐年增加。林地景观脆弱度呈先增高后降低的趋势,这跟区域先毁林造田,后退耕还林密切相关。林地、草地自身景观类型系统稳定性较高,故土地生态脆弱性表现不明显。水域景观类型脆弱度呈递减趋势,其他用地在 2000 年降低后又增加。

表 1 研究区景观类型脆弱度指数

年份	类型	FN	FI	FD	SW	PI	VI
1991	林地	0.2296	0.1653	0.0154	0.1651	1.0000	0.1548
	耕地	0.2196	0.1633	0.0661	0.2321	0.3435	0.5290
	草地	0.4006	0.1615	0.1988	0.1178	1.0000	0.2391
	水域	0.0592	0.1544	0.1551	0.1876	0.3467	0.3787
	建设	0.0469	0.1882	0.3080	0.1706	0.3484	0.4604
	其他	0.0441	0.1674	0.2566	0.1272	0.3509	0.3781
2000	林地	0.2642	0.1615	0.0161	0.1466	1.0000	0.1608
	耕地	0.2364	0.1653	0.0573	0.2899	0.3360	0.6018
	草地	0.3696	0.1618	0.2276	0.0883	1.0000	0.2259
	水域	0.0413	0.1547	0.1462	0.1563	0.3471	0.3301
	建设	0.0474	0.1895	0.3089	0.2155	0.3434	0.5084
	其他	0.0411	0.1672	0.2440	0.1032	0.3539	0.3441
2010	林地	0.2930	0.1569	0.0168	0.1329	1.0000	0.1442
	耕地	0.2737	0.1672	0.0553	0.3142	0.3306	0.6205
	草地	0.3169	0.1591	0.2337	0.0717	1.0000	0.2108
	水域	0.0214	0.1556	0.1436	0.1381	0.3475	0.2934
	建设	0.0547	0.1964	0.3015	0.2553	0.3411	0.6004
	其他	0.0402	0.1649	0.2492	0.0873	0.3552	0.3743

3.2 土地生态脆弱性时空变化分析

3.2.1 土地生态脆弱性时序变化 由研究区 1991 年、2000 年及 2010 年 340 个评价单元的土地生态脆弱度指数计算结果可知,各评价单元的土地生态脆弱度指数变化趋势为先减后增、持续降低、持续增加和先增后减,这 4 种趋势占全区面积比例分别为 3.1%, 5.5%, 49%, 42.4%。20 a 来研究区 61.7% 的样本区土地生态脆弱度指数增大,土地生态脆弱性增高。

对研究区 340 个评价单元土地生态脆弱度指数各级所占面积进行统计(图 1)可知,1991—2010 年各脆弱度分区面积变化趋势不一,生态良好区和轻度脆弱区面积总体呈减少趋势,生态良好区在 1991—2000 年间大幅减少,在 2000—2010 年间又有所增加。轻度脆弱区略微增加后又出现减少,20 a 生态良好区和轻度脆弱区平均年减少率分别为 0.74% 和 1.12%。一般脆弱区面积总体呈减少趋势,平均年减少率为 1.98%。中度脆弱区在 1991—2000 年间减少,2000—2010 年间又略微增加,平均年减少率为 1.63%。重度脆弱区在 20 a 间急剧增加,平均年增长率为 10.77%。

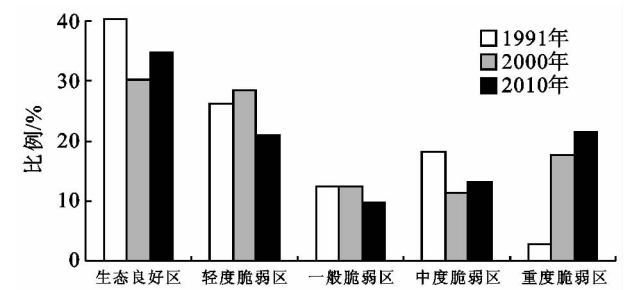


图 1 研究区各评价等级脆弱性面积所占比例

3.2.2 土地生态脆弱性空间变化 由图 2 可知,研究区土地生态脆弱性的分布总体呈中北部重,外延逐渐减轻的特征。重度、中度脆弱度区主要分布在中北部的耕地与建设用地景观集中的地区,分布范围逐年扩大。较轻的脆弱度分区主要分布在研究区的东部、南部及西部地区,这些地区是林地和草地景观集聚的地区。具体分布情况如下:(1) 1991 年研究区土地生态脆弱度指数平均值为 0.250 6,脆弱度指数整体较低。重度脆弱区和中度脆弱区占全区面积分别比重为 2.77% 和 18.19%,主要分布于三陵乡、海浪镇、兰岗镇和东京城镇;一般脆弱区和轻度脆弱区占全区面积比重分别为 12.47% 和 26.19%,分布于沙兰镇东部、镜泊乡北部、马河乡北部、石岩镇北部、兰岗镇、江南朝鲜族满族乡西部和宁安市区东南部;生态良好区占全区面积比重为 40.38%,主要分布于沙兰镇西部、镜泊乡南部、马河乡南部、石岩镇南部、卧龙朝鲜族乡和江南朝鲜族满族乡西部。(2) 2000 年研究区土地生态脆弱度指数平均为 0.286 7,整体增高。重度脆弱区和中度脆弱区所占全区比重分别为 17.57% 和 11.31%,范围扩大,蔓延到沙兰镇西部、镜泊小镇、镜泊乡东部、石岩镇北部、卧龙朝鲜族乡和江南朝鲜族满族乡西部;一般脆弱区和轻度脆弱区占全区面积比重分别为 12.32% 和 28.51%,分布于沙兰镇、镜泊小镇、镜泊乡、马河乡和卧龙朝鲜族乡的部分,范围扩大;原有生态良好区逐渐恶化,占全区面积比重下降为 30.28%。(3) 2010 年研究区土地生态脆弱度指数平均为 0.295 2。重度脆弱区和中度脆弱区范围有所扩大,所占全区面积比重分别为 21.4% 和

13.08%。其中镜泊乡开始出现重度脆弱区,中度脆弱区范围也有所扩大;一般脆弱区和轻度脆弱区占全区面积比重分别为9.8%和20.9%,分布于镜泊乡北

部、马河乡和卧龙朝鲜族乡的部分,面积减少,向生态良好区转化,生态良好区面积占全区比重有所升高,增加至34.82%。

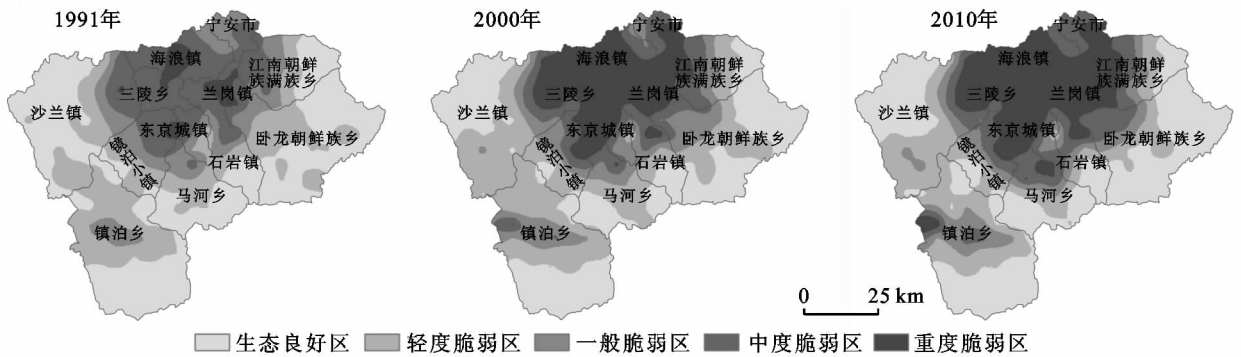


图2 研究区土地生态脆弱度空间分布

4 结论与讨论

(1) 通过景观类型脆弱度计算模型得出,耕地和建设用地土地生态脆弱度最高,并呈逐年上升趋势。1991—2010年,全区耕地和建设用地分别增加7.39%和0.7%,两类景观受人类活动干扰最大,不适宜耕作的土地被开垦,以及建设用地的增加,加剧了土地生态系统的不稳定性。

(2) 1991年、2000年以及2010年研究区土地生态脆弱度指数统计结果表明:研究区61.7%的样本区土地生态脆弱度指数增大,生态良好区在大幅减少后又有所增加;轻度脆弱区略微增加后又出现减少;一般脆弱区面积总体呈减少趋势;中度脆弱区减少后又略微增加;重度脆弱区在20a间急剧增加。中高脆弱区所占全区面积比重不断增加,轻微脆弱区面积比重逐年减少,研究区土地生态脆弱性不断加剧。

(3) 1991年、2000年以及2010年研究区土地生态脆弱度指数普通克里格法插值结果表明:研究区土地生态脆弱性逐年增高,分布总体呈现中北部重,外延逐渐减轻的特征,分布范围逐年扩大;20a间,重度脆弱区由零星分布发展到集中连片,并逐步扩大;一般脆弱区和轻度脆弱区环绕重度脆弱区,并向外延滚动,20a间面积比重增加后又减少。

本文以景观格局指数作为宁安市土地生态脆弱性的主要评价指标,景观格局的改变必然会引起区域土地生态系统功能的变化,故通过研究景观格局指数的变化来识别区域土地生态脆弱性时空变化是可行的。本文的土地生态脆弱度指数分级是为了便于比较研究区脆弱度大小的不同,是相对标准,如何实现评价标准的统一仍需进一步探讨。本文的研究结果可以为区域生态环境保护与重建,以及土地资源可持续利用提供理论依据,根据区域土地生态脆弱度的时

空变化,有针对性地进行生态建设、环境保护以及土地利用的结构调整,从而提高研究区土地生态系统的稳定性,最终实现宁安市生态环境与社会经济建设的协调可持续发展。

参考文献:

- [1] Roberts M G, 杨国安. 可持续发展研究方法国际进展: 脆弱性分析方法与可持续生计方法比较[J]. 地理科学进展, 2003, 22(1): 11-21.
- [2] 徐广才, 康慕滨, 贺丽娜, 等. 生态脆弱性及其研究进展[J]. 生态学报, 2009, 29(5): 2578-2588.
- [3] Bawa K S, Joseph G, Setty S. Poverty, biodiversity and institutions in forest-agriculture ecotones in the Western Ghats and Eastern Himalaya ranges of India[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2007, 121(3): 287-295.
- [4] Mörtberg U M, Balfors B, Knol W C. Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning[J]. Journal of Environmental Management, 2007, 82(4): 457-470.
- [5] 胡宝清, 金姝兰, 曹少英, 等. 基于GIS技术的广西喀斯特生态环境脆弱性综合评价[J]. 水土保持学报, 2004, 18(1): 103-107.
- [6] 赵艳霞, 刘欣, 秦彦杰, 等. 河北省农牧交错区LUCC及其对生态脆弱性的影响[J]. 水土保持研究, 2011, 18(5): 205-211.
- [7] 张鑫, 蔡焕杰, 王化齐. 民勤绿洲生态环境脆弱性模糊物元分析评价[J]. 干旱地区农业研究, 2009, 27(1): 195-199.
- [8] 赵冰, 张杰, 孙希化. 基于GIS的淮河流域桐柏—大别山区生态脆弱性评价[J]. 水土保持研究, 2009, 16(3): 135-138.
- [9] 黄方, 刘湘南, 张养贞. GIS支持下的吉林省西部生态环境脆弱态势评价研究[J]. 地理科学, 2003, 23(1): 95-100.

(2) 草海流域水源功能区 22 个植物群落中主要树种分为 5 个叶片持水功能群,即阔叶大叶高持水功能群(PFGsI)、阔叶中叶中持水功能群(PFGsII)、阔叶小叶中持水功能群(PFGsIII)、针叶中持水功能群(PFGsIV)、阔叶小叶低持水功能群(PFGsV),将为研究区涵养水源林的营造和生态修复过程中的树种选择、结构优化提供理论依据。

(3) 本文利用植物形态特征与植物持水能力的关系,开展了植物持水功能群的划分研究,即通过植物功能性状研究,揭示相应的功能。其结果既能得出植物群落中各树种的持水能力,又能揭示出各植物持水能力依据的主要形态对策,如阔叶大叶高持水功能群(PFGs I)的桉木、川榛等,以大叶片、大枝(叶)夹角和树皮的高持水能力为对策使其植株持水能力最高。利用这种主要形态对策可用于指导树种选择,也为植物群落持水结构配置提供良好的依据,具有现实意义。利用叶片和植物形态特征进行叶片持水功能群研究,丰富了植物功能群研究的内容,也是一种可行的方法学探索,具有理论意义。但要全面评价树种的个体持水能力,还需从树冠构型、树干、树枝、枯落物等影响持水能力的形态指标与树种持水关系的深入研究,才能更好划分树种持水功能群。

参考文献:

[1] 杨晓慧,鲍雅静,韩国栋,等.植物功能群及其在生态学中的应用[J].大连民族学院学报,2009,11(5):397-400,409.

[2] 孙国钧,张荣,周立.植物功能多样性与功能群研究进展[J].生态学报,2003,23(7):1430-1435.

[3] 岳静,郝敏,张灵菲,等.物种多样性-生态系统功能关系的影响因素[J].草业科学,2011(04):532-535.

[4] 谭丽萍,周广胜.内蒙古羊草群落、功能群、物种变化及

其与气候的关系[J].生态学报,2013,33(2):0650-0658.

[5] 邓福英,臧润国.海南岛热带山地雨林天然次生林的功能群划分[J].生态学报,2007,27(8):3240-3249.

[6] 冯秋红,史作民,董莉莉.植物功能性状对环境的响应及其应用[J].林业科学,2008,44(4):125-131.

[7] 胡楠,范玉龙,丁圣彦,等.陆地生态系统植物功能群研究进展[J].生态学报,2008,28(7):3302-3311.

[8] 鲍雅静,李政海.基于能量属性的植物功能群划分方法探索:以内蒙古锡林河流域草原植物群落为例[J].生态学报,2008,28(9):4540-4546.

[9] 毛伟,李玉霖,张铜会,等.不同尺度生态学中植物叶性状研究概述[J].中国沙漠,2012,32(1):33-38.

[10] 白永飞,张丽霞,张焱,等.内蒙古锡林河流域草原群落植物功能群组成沿水热梯度变化的样带研究[J].植物生态学报,2002,26(3):308-316.

[11] 赵建中,彭敏,刘伟,等.矮蒿草甸不同功能群主要植物种生长特征与地表温度的相关性分析[J].西北植物学报,2012,32(3):559-565.

[12] 马建军,姚虹,冯朝阳,等.内蒙古典型草原区 3 种不同草地利用模式下植物功能群及其多样性的变化[J].植物生态学报,2012,36(1):1-9.

[13] 蔺雨阳,王得祥,雷瑞德,等.秦岭中段天然油松林生态种对和功能群划分[J].东北林业大学学报,2009,37(11):46-51.

[14] 毛培利,臧润国,丁易,等.海南岛热带山地雨林三种不同演替阶段典型植物苗期光合特性研究[J].林业科学研究,2011,24(5):563-571.

[15] 孔凡翠,杨瑞东,林树基.从威宁草海的演化分析 0.73Ma 来贵州威宁地区喀斯特环境的演变[J].地球与环境,2010(2):138-145.

[16] 齐建文,李矿明,黎育成,等.贵州草海湿地现状与生态恢复对策[J].中南林业调查规划,2012,31(2):39-40.

[17] 中国科学院植物研究所.中国高等植物图鉴[M].北京:科学出版社,1975.

(上接第 137 页)

[10] 赵珂,饶鼓,王丽丽,等.西南地区生态脆弱性评价研究:以云南、贵州为例[J].地质灾害与环境保护,2004,15(2):35-42.

[11] 许倍慎,周勇,徐理,等.湖北省潜江市土地生态脆弱性时空分析[J].中国土地科学,2011,25(7):80-85.

[12] 张笑楠,王克林,张伟,等.桂西北喀斯特区域生态环境脆弱性[J].生态学报,2009,29(2):749-757.

[13] 卢远,苏文静,华瑾.基于景观格局和生态敏感性的左江流域生态脆弱性分析[J].水土保持研究,2011,18(3):78-82,87.

[14] 孙丽娜,宋戈.松嫩高平原黑土区土地利用/覆被变化及其景观生态风险分析[J].水土保持研究,2012,19(1):148-158.

[15] 廖炜,李璐,吴宜进,等.丹江口库区土地利用变化与生态环境脆弱性评价[J].自然资源学报,2011,26(11):1879-1889.

[16] 黄莹,包安明,刘海隆,等.基于景观格局的新疆生态脆弱性综合评价研究[J].干旱地区农业研究,2009,27(3):261-266.

[17] 荆玉平,张树文,李颖.奈曼旗生态脆弱性及空间分异特征[J].干旱地区农业研究,2008,26(2):159-164.

[18] 刘纪远.国家资源环境遥感宏观调查与动态监测研究[J].遥感学报,1997,31(1):225-230.

[19] 高凤杰,张柏,王宗明,等.退耕还林对牡丹江区域生态环境脆弱性的影响研究[J].地球信息科学学报,2010,12(3):322-328.