

doi:10.13866/j.azr.2018.02.12

## 祁连山中段植被群落的时空格局变化<sup>①</sup>

葛丽娟<sup>1</sup>, 党虹<sup>1</sup>, 戎战磊<sup>2</sup>, 高云飞<sup>1</sup>, 赵传燕<sup>2</sup>, 王红义<sup>3</sup>

(1. 兰州大学生命科学学院 草地农业生态系统国家重点实验室, 甘肃 兰州 730000;

2. 兰州大学草地农业科技学院 草地农业生态系统国家重点实验室, 甘肃 兰州 730000;

3. 甘肃省张掖市寺大隆林场, 甘肃 张掖 734000)

**摘要:**充分了解植被群落时空格局分布特征是开展生态环境恢复工作的前提。选择祁连山中段寺大隆林场为研究区,对1976、1991、2001、2016年的LANDSAT影像进行地物分类,并利用3种景观指数对植被群落生境破碎化程度进行分析,同时运用CA-Markov模型对植被2031年的分布情况作出预测。结果表明:人为因素是导致植被群落变化的主要原因;1976—2016年,祁连山中段寺大隆林场植被群落的分布面积发生了巨大的变化,乔木和草地分布面积分别减少了91 km<sup>2</sup>和169 km<sup>2</sup>;1976—2001年,乔木、灌木和草地群落的平均斑块面积(MPA)分别减少了1.22 km<sup>2</sup>、0.14 km<sup>2</sup>和0.16 km<sup>2</sup>,聚合指数(AI)分别减少了2.79、0.03和8.77,平均分维数(F<sub>d</sub>)分别增加了0.013、0.001和0.005,植被群落生境破碎化严重;2001—2016年,乔木、灌木和草地群落的平均斑块面积(MNA)分别增加了0 km<sup>2</sup>、0.13 km<sup>2</sup>和0.02 km<sup>2</sup>,聚合指数(AI)分别增加了2.38、0.21和6.55,平均分维数(F<sub>d</sub>)分别减小了0.005、0.002和0.002,植被生境得到修复;在现行趋势下,预测2031年乔木面积为409 km<sup>2</sup>,灌木面积为486 km<sup>2</sup>,草地面积为550 km<sup>2</sup>,在面积分布上基本与1976年水平相当,植被生境恢复效果显著。

**关键词:** 植被群落; 生境破碎化; 时空格局; 景观指数; 祁连山中段

植被在生态系统的作用至关重要,不仅是生态系统的生产者,还为生态系统中的动物提供栖息地和食物。它的变化是人和自然相互作用的结果,能够反映区域环境状况<sup>[1-2]</sup>。高强度的人类活动会导致植被群落生境破碎化,从而损害生态系统的健康和完整性,降低生态系统服务功能,同时也使生物多样性丧失<sup>[3-4]</sup>。因此,对于植被群落破碎化程度的研究对评价该区域的生态环境质量具有重要意义。

目前,用来表征植被群落破碎化程度的指标主要有景观斑块数(NP)、连通度指数(CONNECT)以及香农多样性指数(SHDI)等景观指数<sup>[5-8]</sup>。刘世梁等利用连接度概率指数(PC)对水电站建设前后库区的生境质量进行了定量评价,得出增加植被覆盖率保护连接度贡献大的斑块,可以有效恢复库区的生境质量<sup>[9]</sup>。刘智方等在景观水平上分别选取8个景观指数对福建省的生境质量进行评价<sup>[10]</sup>。Gabral等运用8个景观指数描述几内亚1990—2015年景观格局变化及其驱动力,得出近10 a景观破碎化进程加剧,导致加剧最可能的原因是人类活

动<sup>[11]</sup>。

祁连山位于甘肃省与青海省交界区域,它不仅是河西走廊内陆河的主要水源涵养区,而且是我国西部重要的畜牧业生产基地。随着经济发展及人口的激增,该区域植被群落发生巨大的变化,林地被开垦为耕地或草地,草地转换为耕地;祁连山被划定为国家级自然保护区后,先后实施了天然林保护工程、生态恢复工程、退牧还林草工程<sup>[12]</sup>。植被群落又逐渐由耕地转向林地和草地。这种土地利用/覆盖变化(LUCC)的持续空间转移,必然带动生态系统结构和功能的变化。应用卫星遥感数据可以重现不同阶段植被结构的特征<sup>[13-16]</sup>,为长时间序列研究植被动态变化提供了条件。

本文以祁连山中段寺大隆自然保护区为研究区域,分别对4个时期的LANDSAT影像进行分类,提取不同群落的景观指数并对2031年的植被分布进行预测,旨在全面系统认识研究区近40 a植被分布的动态变化以及导致其变化的驱动力,为研究区适时制定生态保护政策提供参考。

① 收稿日期: 2017-05-08; 修订日期: 2017-09-11

基金项目: 国家自然科学基金集成项目(91425301), 兰州大学中央高校基本科研业务费专项资金资助(lzujbky-2017-it09)

作者简介: 葛丽娟(1993-), 女, 硕士研究生, 主要从事遥感与GIS应用研究。E-mail: gab12710@163.com

通讯作者: 赵传燕。E-mail: nanzhr@lzb.ac.cn

## 1 研究区概况

寺大隆林场位于祁连山北麓、黑河上游张掖市肃南县境内,地理位置介于  $38^{\circ}13'5'' \sim 38^{\circ}42'49''N$ ,  $99^{\circ}30'50'' \sim 100^{\circ}11'12''E$  (图 1),海拔 2 000 ~ 5 000 m。研究区总面积为 1 755  $\text{km}^2$ ,属于高寒半干旱气候,年平均气温为  $0.5^{\circ}\text{C}$ ,年降水量 435 mm,年潜在蒸发量 1 075 mm,相对湿度为 57%。该地区由一系列平行山岭和山间盆地组成,呈现高山深谷,坡度陡峭的地貌形态,岩石破碎,主要以砂岩为主,岩层褶皱剧烈,多断层,常发生滑坡、泥石流等地质灾害。土壤类型多样,主要有灰褐土、山地草甸土、山地栗钙土、高山草甸土、高山灌丛草甸土、亚高山草甸土和亚高山灌丛草甸土。

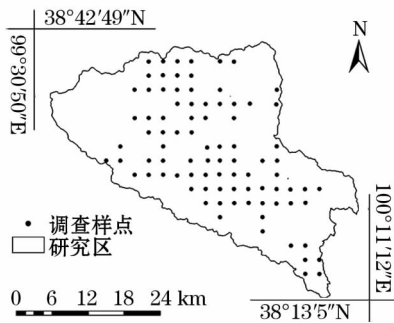


图 1 研究区位置及样点布设

Fig. 1 Geographical location of the study area and the distribution of sampling sites

研究区内乔木树种单一,青海云杉 (*Picea crassifolia*) 是唯一的建群种,分布于 2 600 ~ 3 540 m 的阴坡,呈斑块状分布。另外还有少量祁连圆柏 (*Sabina przewalskii*),呈小块状分布于 2 700 ~ 3 150 m 阳坡。在 3 800 m 以下的阳坡主要分布着灌木和草本植物。灌木的主要优势种为鬼箭锦鸡儿 (*Caragana jubata*)、金露梅 (*Potentilla fruticosa*)、银露梅 (*Potentilla glabra*)、高山绣线菊 (*Spiraea alpine*) 和吉拉柳 (*Salix gilashanica*)。草本植物主要有早熟禾 (*Poa annua*)、珠芽蓼 (*Polygonum viviparum*)、唐松草 (*Thalictrum aquilegifolium*)、蒿草 (*Kobresia graminifolia*) 等组成。另外,在 3 800 m 以上的地区分布着裸岩和冰雪。

## 2 材料与方法

### 2.1 数据源

本文以 LANDSAT 影像为分类数据,由中国科

学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台获取 (<http://www.gscloud.cn/>)。为了研究植被长序列动态变化,选择 1976 年、1991 年、2001 年和 2016 年 4 个时段。山区多云,尤其在生长季节,为了消除云对分类的影响以及便于区分乔木(常绿)与灌木(落叶),影像均选取 9—10 月份(表 1)。由于 2001 年和 2016 年的一景影像不能覆盖整个研究区,故选择时间相近的 2 幅进行拼接。1976 年选用的影像为 LANDSAT MSS 影像,1991 年选用的影像为 LANDSAT 5 TM 影像,2001 年选用的影像为 LANDSAT 7 ETM 影像,2016 年选用的影像为 LANDSAT 8 OLI 影像。同时也收集到研究区国家一类资源调查数据(1986—2016 年)、2000 年的林相图、高分辨率的 DEM 和国家测绘局发布出版的 1:50 000 地形图(1973 年),调查数据和专题图类数据用于遥感分类的验证。

表 1 研究区遥感数据源

Tab. 1 Remote sensing data sources of the study area

年份	轨道号	时间/年-月-日	传感器
1976	P144R33	1976-10-20	MSS
1991	P134R33	1991-08-17, 1991-11-21	TM
2001	P133R33	2001-07-12, 2001-10-16	ETM
	P134R33	2001-07-03, 2001-10-23	
2016	P133R33	2016-06-27, 2016-10-01	OLI
	P134R33	2016-07-04, 2016-10-08	

### 2.2 研究方法

2.2.1 遥感影像预处理 遥感影像的预处理分为大气校正、几何校正、拼接和裁剪 4 个步骤。本文利用 ENVI 5.1 中的 FLAASH 模块进行大气校正,此方法是基于像元进行校正的,它校正了漫反射引起的邻域效应<sup>[17]</sup>。几何校正以具有地理参考的 SPOT 4 10 m 全色波段为基准,在 ENVI 5.1 的几何校正模块中,对 LANDSAT 影像进行几何精校正,其目的在于纠正系统及非系统要素引起的图像变形<sup>[18]</sup>。为了减少数据量,提高运算速率,在 ENVI 5.1 对影像进行拼接和裁剪的处理。在拼接过程中需要以影像的直方图为标准,保证影像色调一致。

2.2.2 分类体系建立 根据一类资源调查的结果,将研究区域的地物分为乔木、草地、灌丛和未利用地 4 类。采用的方法为决策树分类法。由于植被的可见光波段 TM3 ( $0.63 \sim 0.69 \mu\text{m}$ ) 具有较高的光谱反射值,而近红外波段 TM4 ( $0.79 \sim 0.88 \mu\text{m}$ ) 的光谱反射值很低,采用以 TM3 和 TM4 构成的归一化植

被指数 (NDVI) 来区分植被和未利用地<sup>[19]</sup>, 对于植被以光谱信息、坡向和海拔信息来区别植被类型, 输出的分类图分辨率均为 60 m。分类完成后对影像进行分类后处理, 矫正明显错分的地物。1976 年的分类以地形图所带的属性数据为主要依据, 并以当地牧民的回忆以及 1986 年的一类资源调查数据为辅助创建验证感兴趣区, 其他时期的分类以一类资源调查数据为主要依据并结合林相图, 地形图所提供的信息创建验证感兴趣区。以创建的感兴趣区为依据对比实际分类结果, 建立混淆矩阵, 对分类的结果进行精度验证。

**2.2.3 乔木与草地转移情况分析方法** 土地利用转移矩阵是一种揭示土地利用转变方向的方法<sup>[20-21]</sup>。本文基于土地利用转移矩阵的思想, 利用 ENVI 5.1 中的 change detection 模块分别对 1976—1991 年的乔木和 1976—2001 年的草地的转变方向进行运算。运算结果以矢量图的形式输出。

**2.2.4 群落生境破碎程度分析方法** 本文以景观生态学的方法来评估群落生境的破碎化程度。选取 4 类景观指数: 斑块总面积、平均斑块面积 (MPA)、平均分维数 ( $F_d$ )、聚集度指数 (AI) 来评估群落生境的破碎化程度。各类景观斑块平均面积随着时间的变化, 在一定程度上可以反映景观破碎化程度。平均斑块面减小, 可以说明景观趋于破碎, 增大则说明该类景观在一定程度上趋于恢复。分维数在一定尺度上反映斑块形状的复杂程度, 分维数为 1 表示景观形状规则, 其值越远离 1 说明形状越复杂, 斑块破碎程度越高。随着时间的推移, 分形维数距离 1 越远, 说明群落生境处于持续破碎。AI 值越高表示同类景观的聚集程度越高。景观指数的计算方法如下<sup>[22-24]</sup>:

$$MPA_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left[ \frac{1}{10^4} \right] \quad (1)$$

$$F_d = \frac{2[\log_2(P/4) - C]}{\log_2 A} \quad (2)$$

$$AI = \frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \times 100 \quad (3)$$

式中:  $a_{ij}$  表示  $i$  类型  $j$  斑块的面积;  $n_i$  表示  $i$  类斑块的总数;  $P$  为斑块的周长;  $C$  为常数;  $g_{ii}$  表示景观要素类型的网格自相邻的公共边缘数。在 Fragstats 4.2 中完成对景观指数的计算, 在 ArcGIS 10.3 中将分类图转成 Fragstats 能识别的 GeoTIFF (.tif) 格式。

**2.2.5 生境恢复评估及预测方法** 为了直观的表现植被群落生境破碎化的恢复效果, 本文利用 IDRISI 17.0 中的 CA-Markov 模型对生境进行预测, CA 为元胞自动机, 是时间、空间和状态都离散的动力学模型, 空间运算能力强大, 对模拟复杂系统的空间变化有优势; Markov 为马尔科夫链, 对于数量的预测有优势。元胞自动机与马尔科夫融合可以有效地模拟土地利用格局的空间变化, 并提高预测精度<sup>[25-26]</sup>。马尔科夫模型所描述的是一种随机运动过程, 即下一个时间节点的状态只与之前一个时间节点的状态有关, 而与上一时间节点前的状态无关。该过程具有无后效性及稳定性。检验研究区景观变化是否符合马尔科夫过程, 是模型应用的前提。本文在假设该地区符合马尔科夫过程的前提下, 将 2001 年和 2016 年的分类影像导入 IDRISI 的 CROSSTAB 模块进行组合运算, 得出  $X^2$  和 Kappa 系数分别为 12 342 140 和 0.799 2,  $X^2$  远大于  $X_{0.05}^2(36) = 50.99$ , 满足模型随机性的要求。Kappa 指数也大于 0.75, 说明该区域景观在 2001—2016 年的变化符合应用 CA-Markov 的要求。因此, 以 2001 年和 2016 年的植被群落分布为基准, 并根据当地实行保护工程的实际状况以及植被的潜在分布区间, 对 2031 年的植被群落分布进行预测, 以此来评估保护区内保护政策的效果。

### 3 结果与分析

#### 3.1 分类结果精度评价

不同时期分类精度结果如表 2 所示, 各类地物的错分及漏分精度如表 3 所示。在各类地物类型中, 乔木的分类精度最高, 草地的分类精度略高于灌木。草地的分类误差主要来自于与灌木的混淆, 灌木的分类误差主要来自于与未利用地和草地的混淆。影像的总体分类精度均维持在 85% 左右, Kappa 系数在 0.80 左右。研究报道植被的总体分类精度在 80% ~ 90%、Kappa 系数在 0.7 ~ 0.85<sup>[27-30]</sup>。本文的分类精度处于这一区间, 因此, 分类结果具有可靠性。

#### 3.2 植被群落时空分布特征及转化

基于遥感数据得到的植被群落分布格局如图 2 所示。由图 2 可以看出, 在 40 a 间植被的空间分布格局发生了较大的变化。1976 年乔木林的分布面积为 455 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 25.9%。1991 年

表 2 影像总体分类精度和 Kappa 系数

Tab. 2 Overall accuracy of the classification of images and the Kappa coefficients

年份	总体分类精度/%	Kappa 系数
1976	87.08	0.83
1991	84.58	0.80
2001	84.78	0.77
2016	85.36	0.79

表 3 各地物类型分类精度

Tab. 3 Classification accuracy of the objects

年份	类型	错分率 /%	漏分率 /%	生产精度 /%	用户精度 /%
1976	乔木	3.5	3.74	96.26	96.5
	灌木	3.6	7.89	92.11	96.4
	草地	2.28	7.16	92.84	97.72
	未利用地	18.09	1.54	98.46	81.91
1991	乔木	2.28	3.02	96.98	97.72
	灌木	6.27	2.27	97.73	93.73
	草地	2.78	5.94	94.06	97.22
	未利用地	5.12	2.23	97.77	94.88
2001	乔木	0.7	2.12	97.88	99.3
	灌木	15.69	3.69	96.31	84.31
	草地	2.96	12.06	87.94	97.04
	未利用地	6.93	0.74	99.26	93.07
2016	乔木	1.3	7.69	92.31	98.7
	灌木	6.41	14.50	85.5	93.59
	草地	18.45	2.42	97.58	81.55
	未利用地	13.36	0.62	99.38	86.64

乔木林的分布面积为 327 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 18.6%。15 a 间乔木林减少了 128 km<sup>2</sup>, 平均每年减少 8.53 km<sup>2</sup>。2001 年乔木林的分布面积为 352 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 20.1%。从 1991—2001 年增加了 25 km<sup>2</sup>, 平均每年增加 2.5 km<sup>2</sup>。2016 年乔木林的分布面积为 364 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 20.7%。从 2001—2016 年, 增加了 12 km<sup>2</sup>, 平均每年增加 0.8 km<sup>2</sup>。在过去 40 a, 乔木林面积呈现先减小再增大的变化趋势。1976 年灌木林的分布面积为 415 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 23.6%。1991 年灌木林的分布面积为 468 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 26.7%。15 a 间灌木林增加了 53 km<sup>2</sup>, 平均每年增加 3.54 km<sup>2</sup>。2001 年灌木林的分布面积为 471 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 26.8%。与 1991 年相比, 基本上没有变化。2016 年灌木林的分布面积为 486 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 27.7%。从 2001—2016 年, 增加 15 km<sup>2</sup>, 平均每年增加 1 km<sup>2</sup>。在 1976—2016 年, 灌木林面积总体呈现增大的变化趋势。

1976 年草地的分布面积为 537 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 30.6%。1991 年草地的分布面积为 398 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 22.7%。15 a 间草地减少了 139 km<sup>2</sup>, 平均每年减少 9.27 km<sup>2</sup>。2001 年草地的分布面积为 265 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 15.1%。从 1991—2001 年, 减少了 133 km<sup>2</sup>, 平均每年减少 13.3 km<sup>2</sup>。2016 年草地的分布面积为 368 km<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 21%。2001—2016 年增加了 103 km<sup>2</sup>, 平均每年增加 6.87 km<sup>2</sup>。在研究时段内, 草地面积也呈现先减小再增大的变化趋势。有资料显示<sup>[31-33]</sup>, 近 40 a 来, 黑河地区年平均气温显著上升, 降水量波动增加, 但变化的幅度还不足以引起群落大面积的演替。由此可以推断, 人为因素和自然因素的共同作用导致了群落面积的变化, 但是人为因素是其中最主要的因素。

作为木材生产服务的乔木林和作为载畜支持服务的草地, 受人类影响较大, 草地和乔木林面积比例波动较大。20 世纪 70 年代, 草地群落的分布比例最大, 进入 21 世纪, 草地与乔木林面积锐减, 灌木群落的分布比例则变为最大。另外, 乔木和草地面积在过去 40 a 出现过显著的减小。在 1976—1991 年间, 乔木面积大幅度减小。在 1976—2001 年间, 草地面积大幅度减少。为了研究乔木与草地大面积减少的原因, 对乔木和草地分别做转移分析(图 3)。从图 3(a) 可以看出: 乔木大多转化为草地和灌丛。据此可以推断, 乔木大面积减少的原因很可能是乱砍滥伐, 乱砍滥伐之后的大片空地被草地和灌木占据。从图 3(b) 可以看出: 草地大多转化为未利用地, 少部分转化为林地和灌木。转化为未利用地可能是因为过度放牧; 转化为林地和灌丛可能是因为研究区为保护天然林而实施的增加林地面积的措施所致。

### 3.3 植被生境破碎化程度分析

反映植被群落破碎化的景观指数如表 4 所示。结果显示: 乔木林和草地的平均分维数都是先增大再减小, 2016 年的平均分维数大于 1976 年的平均分维数。灌木林的平均分维数基本维持不变。平均分维数远离 1 表明景观斑块形状朝着越来越不规则的方向变化<sup>[7]</sup>。在过去 40 a, 乔木林平均分维数增加了 0.008, 最大达到 1.051, 草地平均分维数增加了 0.003, 最大达到 1.049。从平均分维数的变化情况来看, 乔木林和草地的生境都受到了破坏, 其中乔木生境的破坏情况比草地严重。

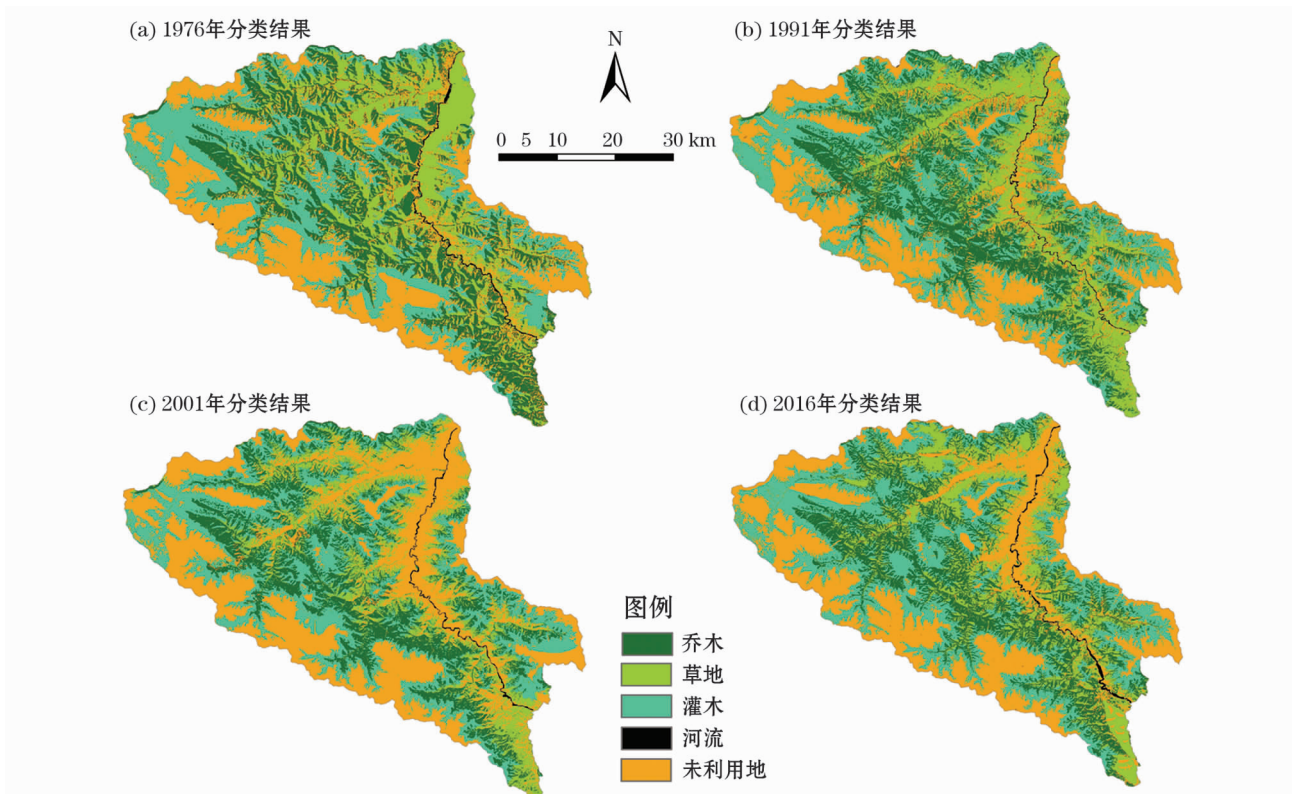


图2 研究区不同时期的分类结果

Fig. 2 Classified results of the study area in different periods

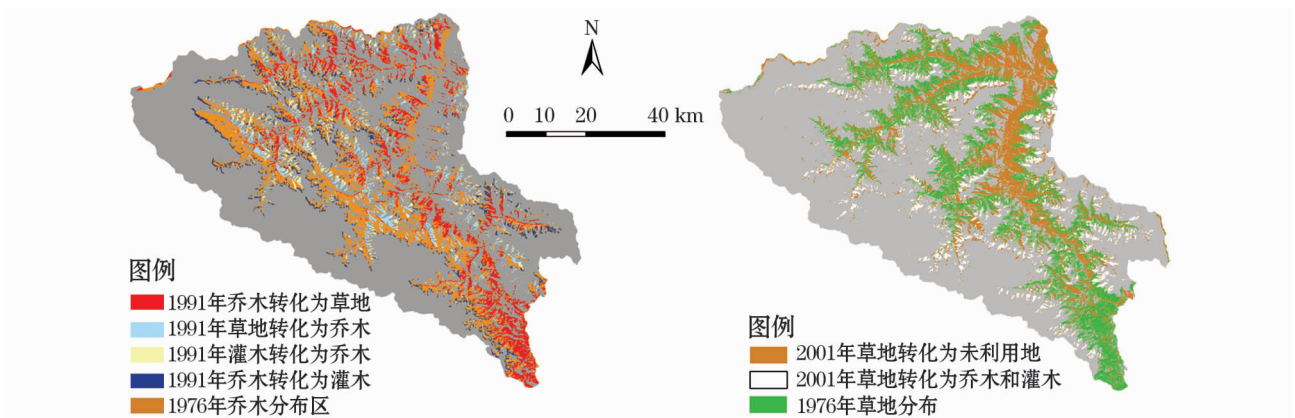


图3 研究区植被类型的时空转移

Fig. 3 The transfer matrix of vegetation in the study area

表4 不同时期植被群落景观指数

Tab. 4 Landscape indexes of vegetation communities in different periods

类型	平均斑块面积/km <sup>2</sup>				聚合指数				平均分维数			
	1976年	1991年	2001年	2016年	1976年	1991年	2001年	2016年	1976年	1991年	2001年	2016年
乔木林	1.27	0.04	0.05	0.05	98.23	92.48	95.44	97.82	1.036	1.051	1.049	1.044
灌木林	0.22	0.07	0.08	0.21	96.06	96.12	96.03	96.24	1.042	1.043	1.043	1.041
草地	0.23	0.08	0.07	0.09	95.99	91.55	87.22	93.77	1.044	1.048	1.049	1.047

在1976—2016年,植被群落的平均斑块面积总体上呈现减小趋势,乔木林和草地的平均斑块面积都是先减小后增大,但增大的幅度明显小于减小的

幅度。灌木林平均斑块面积呈跳跃性变化。引起平均斑块面积减小的原因有两点,分别为斑块数量增加和单个斑块面积减小。不论是斑块数量增加还是

单个斑块面积减小,不可避免的都会导致生境破碎化。平均斑块面积减小越显著,说明破碎程度越高<sup>[5]</sup>。在过去 40 a,乔木林的平均斑块面积减小了 1.22 km<sup>2</sup>,草地的平均斑块面积减小了 0.14 km<sup>2</sup>,灌木的平均斑块面积基本维持不变。从平均斑块面积的变化情况来看,乔木林和草地的生境都发生了破碎化,其中乔木林的破碎化比草地严重。同时乔木林和草地的平均斑块面积分别在 1991 年和 2001 年之后开始增大,到 2016 年分别增大了 0.01 km<sup>2</sup> 和 0.02 km<sup>2</sup>。这可能是因为在国家政策的扶持下,植被群落的生境开始得到恢复,但与破坏的速度相比恢复过程缓慢。

在 1976 年,植被群落的聚合指数呈现出:乔木林 > 灌木林 > 草地,1991 年呈现出:灌木林 > 乔木林 > 草地,2001 年与 1991 年相同,2016 年与 1976 年相同。植被群落的聚合指数指征景观斑块的团聚程度,值越大表示团聚程度越好<sup>[6]</sup>。相对而言,研究区 1976 年和 2016 年,乔木林景观的团聚程度最好,1991 年和 2001 年,灌木林景观的团聚程度最好。在 1976—2016 年乔木林和草地的聚合指数经历了一个先减小后增大的过程,增大的幅度小于减小的幅度,总体上呈减小趋势,而灌木林的聚合指数则基本保持不变。从聚合指数的变化情况来看,乔木林和草地的生境都受到了破坏。乔木林和草地的聚合指数分别在 1991 年和 2001 年之后开始增大,增大了 4.98 和 6.55,说明破坏的生境在恢复,草地恢复的速度明显快于乔木。这与两类植被的生长特性有关,研究区内的主要乔木种为青海云杉,青海云杉生长缓慢,其幼树在 10 a 后才会进入快速生长期<sup>[34]</sup>。所以,对于乔木生境的修复需要经历一个长时间的过程,但树木一旦长成,除非人为砍伐,生境便很难再被破坏。而草本植物则不同,研究区内的草本植物种类多样,多为一年生草本,生长快速,所以生境恢复较为容易。

### 3.4 植被生境修复预测

以 2001 年和 2016 年的分类数据预测 2031 年的植被空间分布(图 4),得出 2031 年乔木的分布面积为 409 km<sup>2</sup>,灌木的分布面积为 486 km<sup>2</sup>,草地的分布面积为 550 km<sup>2</sup>。与 2016 年乔木、草地的分布面积相比分别增加了 44 km<sup>2</sup>、182 km<sup>2</sup> 和 0 km<sup>2</sup>。各类植被的分布面积基本与 1976 年的分布水平相当,说明国家对于保护区内的植被保护与恢复的措施是具有显著成效的。

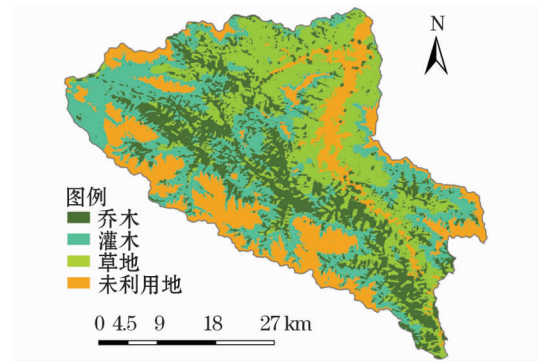


图 4 预测 2031 年植被分布

Fig. 4 The predicted vegetation distribution in 2031

## 4 结论

(1) 1976—2016 年间,祁连山中段寺大隆林场植被群落的分布格局发生了巨大的变化。由 1976 年的草地分布面积最大转变成了 2016 年的灌木面积分布最大。土地利用方式变化、乱砍滥伐和过度放牧是研究区植被群落分布面积产生变化的主要原因。

(2) 乔木和草地生境破碎化严重,乔木生境破碎化比草地生境破碎化大,灌木的生境比较稳定。在国家生态保护政策的支持下,乔木和草地的生境在一定程度上得到了恢复。

(3) 国家生态保护政策对乔木和草地生境的恢复具有显著成效,草地的恢复速度快于乔木。以现有的恢复速度,到 2031 年,草地的分布面积基本与 1976 年的分布面积相当,乔木的分布面积要略小于 1976 年。

### 参考文献(References):

- [1] 周华锋, 马克明, 傅伯杰. 人类活动对北京东灵山地区景观格局影响分析[J]. 自然资源学报, 1999, 14(2): 117 - 122. [Zhou Huaifeng, Ma Keming, Fu Bojie. Analysis of the impacts of human activities on landscape patterns in Donglin mountain area of Beijing [J]. Journal of Natural Resources, 1999, 14(2): 117 - 122.]
- [2] 武正丽, 贾文雄, 刘亚荣, 等. 近 10 a 来祁连山植被覆盖变化研究[J]. 干旱区研究, 2014, 31(1): 80 - 87. [Wu Zhengli, Jia Wenxiong, Liu Yarong, et al. Change of vegetation coverage in the Qilian Mountains in recent 10 years [J]. Arid Zone Research, 2014, 31(1): 80 - 87.]
- [3] 王乐, 赵利清, 陈育, 等. 西鄂尔多斯草原化荒漠植物群落多样性[J]. 干旱区研究, 2015, 32(2): 258 - 265. [Wang Le, Zhao Liqing, Chen Yu, et al. Plant community diversity of steppification desert in West Ordos [J]. Arid Zone Research, 2015, 32(2): 258 - 265.]
- [4] 王雅, 蒙吉军. 黑河中游土地利用变化对生态系统服务的影响[J]. 干旱区研究, 2017, 34(1): 200 - 207. [Wang Ya, Meng Ji-

- jun. Effects of land use change on ecosystem services in the middle reaches of the Heihe River Basin[J]. *Arid Zone Research*, 2017, 34(1):200-207. ]
- [5] 杨国靖,肖笃宁,赵成章. 基于 GIS 的祁连山森林景观格局分析[J]. *干旱区研究*, 2004, 21(1):27-32. [ Yang Guojing, Xiao Duning, Zhao Chengzhang. GIS-based analysis on the forest landscape patterns in the Qilian Mountain[J]. *Arid Zone Research*, 2004, 21(1):27-32. ]
- [6] 刘晶,刘学录,侯莉敏. 祁连山东段山地景观格局变化及其生态脆弱性分析[J]. *干旱区地理*, 2012, 35(5):795-805. [ Liu Jing, Liu Xuelu, Hou Limin. Changes and ecological vulnerability of landscape pattern in Eastern Qilian Mountain[J]. *Arid Land Geography*, 2012, 35(5):795-805. ]
- [7] 侯艳丽,刘学录,马俊. 基于 RS 的东祁连山地景观生态安全度分析[J]. *湖南农业科学*, 2011(3):77-80. [ Hou Yanli, Liu Xuelu, Ma Jun. Analysis of ecological safety degree of eastern Qilian Mountainous landscape based on Remote Sensing[J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2011(3):77-80. ]
- [8] 汤萃文,张海风,陈银萍,等. 祁连山南坡植被景观格局及其破碎化[J]. *生态学杂志*, 2009, 28(11):2305-2310. [ Tang Cuiwen, Zhang Haifeng, Chen Yiping, et al. Vegetation landscape pattern and its fragmentation on southern slope of Qilian Mountain[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(11):2305-2310. ]
- [9] 刘世梁,尹艺洁,杨珏婕,等. 漫湾库区景观破碎化对区域生境质量的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(2):619-627. [ Liu Shiliang, Yin Yijie, Yang Yujie, et al. Assessment of the influences of landscape fragmentation on regional habitat quality in the Manwan Basin[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(2):619-627. ]
- [10] 刘智方,唐立娜,邱毅毅,等. 基于土地利用变化的福建省生境质量时空变化研究[J]. *生态学报*, 2017, 37(13):4538-4548. [ Liu Zhifang, Tang Lina, Qiu Quanyi, et al. Temporal and spatial changes in habitat quality based on land-use in Fujian Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(13):4538-4548. ]
- [11] Cabral A I R, Costa F. Land cover changes and landscape pattern dynamics in Senegal and Guinea Bissau borderland[J]. *Applied Geography*, 2017, 82:115-128.
- [12] 汪有奎,李进军,杨全生,等. 祁连山北坡生态现状与治理对策[J]. *中国水土保持*, 2014(9):27-31, 69. [ Wang Youkui, Li Jinjun, Yang Quansheng, et al. Ecological status and countermeasures for management of the northern slope of Qilian Mountains[J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2014(9):27-31, 69. ]
- [13] 胡容海,阎广建. 对 Beer-Lambert 定律间接测量森林 LAI 的误差低估分析[J]. *地球信息科学学报*, 2012, 14(3):366-375. [ Hu Ronghai, Yan Guangjian. Indirect measurement of forest LAI to deal with the underestimation problem based on Beer-Lambert law[J]. *Journal of Geo-Information Science*, 2012, 14(3):366-375. ]
- [14] 赖格英,曾祥贵,刘影,等. 基于 ETM 和图像融合的优势植被冠层叶面积指数和消光系数的遥感反演[J]. *遥感技术与应用*, 2013, 28(4):697-706. [ Lai Geying, Zeng Xiangui, Liu Ying, et al. Retrieving leaf area index and extinction coefficient of dominated vegetation canopy cover in Meijiang watershed of China using image-fusion and Landsat ETM data[J]. *Remote Sensing Technology and Application*, 2013, 28(4):697-706. ]
- [15] 骆社周,王成,张贵宾,等. 机载激光雷达森林叶面积指数反演研究[J]. *地球物理学报*, 2013, 56(5):1467-1475. [ Luo Shezhou, Wang Cheng, Zhang Guibin, et al. Forest leaf area index (LAI) inversion using airborne LiDAR data[J]. *Chinese Journal of Geophysics*, 2013, 56(5):1467-1475. ]
- [16] 高纪青,云挺,薛联凤. 基于鱼目摄影和地面激光雷达的真实叶面积指数计算[J]. *南京师大学报:自然科学版*, 2014, 37(4):137-144. [ Gao Jiqing, Yun Ting, Xue Lianfeng. The calculation of actual LAI based on terrestrial laser scanning data and fish eye camera[J]. *Journal of Nanjing Normal University: Natural Science Edition*, 2014, 37(4):137-144. ]
- [17] 李国砚,张仲元,郑艳芬,等. MODIS 影像的大气校正及在太湖蓝藻监测中的应用[J]. *湖泊科学*, 2008, 20(2):160-166. [ Li Guoyan, Zhang Zhongyuan, Zheng Yanfen, et al. Atmospheric correction of MODIS and its application in cyanobacteria bloom monitoring in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2008, 20(2):160-166. ]
- [18] 别强,强文丽,王超,等. 1960—2010 年黑河流域冰川变化的遥感监测[J]. *冰川冻土*, 2013, 35(3):574-582. [ Bie Qiang, Qiang Wenli, Wang Chao, et al. Monitoring the glacier variation in the upper reaches of the Heihe River based on remote sensing in 1960-2010[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2013, 35(3):574-582. ]
- [19] Racoviteanu A E, Arnaud Y, Williams M W, et al. Decadal changes in glacier parameters in the Cordillera Blanca, Peru, derived from remote sensing[J]. *Journal of Glaciology*, 2008, 54(186):499-510.
- [20] 刘瑞,朱道林. 基于转移矩阵的土地利用变化信息挖掘方法探讨[J]. *资源科学*, 2010, 32(8):1544-1550. [ Liu Rui, Zhu Daolin. Methods for detecting land use changes based on the land use transition matrix[J]. *Resources Science*, 2010, 32(8):1544-1550. ]
- [21] 岳东霞,杜军,刘俊艳,等. 基于 RS 和转移矩阵的泾河流域生态承载力时空动态评价[J]. *生态学报*, 2011, 31(9):2550-2558. [ Yue Dongxia, Du Jun, Liu Junyan, et al. Spatio-temporal analysis of ecological carrying capacity in Jinghe Watershed based on remote sensing and transfer matrix[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(9):2550-2558. ]
- [22] 李传哲,于福亮,刘佳. 分水后黑河干流中游地区景观动态变化及驱动力[J]. *生态学报*, 2009, 29(11):5832-5842. [ Li Chuanzhe, Yu Fuliang, Liu Jia. Dynamic change of landscape and its driving forces in midstream of Heihe mainstream basin after water redistribution[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(11):5832-5842. ]
- [23] 胡冰殊,曹广超,马燕飞. 黑河源区景观格局空间变化分析[J]. *价值工程*, 2011, 30(2):3-4. [ Hu Bingshu, Cao Guangchao, Ma Yanfei. Landscape pattern analysis of the source of Heihe[J]. *Value Engineering*, 2011, 30(2):3-4. ]
- [24] 李秀珍,布仁仓,常禹,等. 景观格局指标对不同景观格局的反应[J]. *生态学报*, 2004, 24(1):123-134. [ Li Xiuzhen, Bu Rencang, Chang Yu, et al. The response of landscape metrics against pattern scenarios[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(1):123-134. ]
- [25] 程刚,张祖陆,吕建树. 基于 CA-Markov 模型的三川流域景观格局分析及动态预测[J]. *生态学杂志*, 2013, 32(4):999-1005. [ Cheng Gang, Zhang Zulu, Lv Jianshu. Landscape pattern analysis and dynamic prediction of Sanchuan Basin in East China based on CA-Markov model[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(4):999-1005. ]

- [26] Guan D J, Li H F, Inohae T, et al. Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model[J]. Ecological Modelling, 2011, 222(20): 3 761 – 3 772.
- [27] Zhang X, Feng X, Jiang H. Object-oriented method for urban vegetation mapping using IKONOS imagery[J]. International Journal of Remote Sensing, 2010, 31(1): 177 – 196.
- [28] Ouyang Z T, Zhang M Q, Xie X, et al. A comparison of pixel-based and object-oriented approaches to VHR imagery for mapping salt-marsh plants[J]. Ecological informatics, 2011, 6(2): 136 – 146.
- [29] 别强, 何磊, 赵传燕. 基于影像融合和面向对象技术的植被信息提取研究[J]. 遥感技术与应用, 2014, 29(1): 164 – 171. [Bie Qiang, He Lei, Zhao Chuanyan. Study on vegetation information extraction based on object-oriented image analysis[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2014, 29(1): 164 – 171.]
- [30] 黄威, 汪小钦, 陈芸芝, 等. 基于面向对象的平潭岛大比例尺森林资源监测方法[J]. 遥感技术与应用, 2014, 29(1): 138 – 143. [Huang Wei, Wang Xiaoqin, Chen Yunzhi, et al. Large-scale forest resource dynamic monitoring: A case study in Pingtan Island[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2014, 29(1): 138 – 143.]
- [31] 赵锐锋, 姜朋辉, 赵海莉, 等. 黑河中游湿地景观破碎化过程及其驱动力分析[J]. 生态学报, 2013, 33(14): 4 436 – 4 449. [Zhao Ruifeng, Jiang Penghui, Zhao Haili, et al. Fragmentation process of wetlands landscape in the middle reaches of the Heihe River and its driving forces analysis[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(14): 4 436 – 4 449.]
- [32] Shi Y, Shen Y, Kang E, et al. Recent and future climate change in Northwest China[J]. Climatic Change, 2007, 80(3/4): 379 – 393.
- [33] 刘金巍, 靳甜甜, 刘国华, 等. 黑河上中游地区 2000—2010 年土地利用变化及水土保持服务功能[J]. 生态学报, 2014, 34(23): 7 013 – 7 025. [Liu Jinwei, Jin Tiantian, Liu Guohua, et al. Changes in land use and soil and water conservation of the upper and middle reaches of Heihe River Basin during 2000 – 2010[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(23): 7 013 – 7 025.]
- [34] 刘兴聪. 青海云杉[M]. 兰州: 兰州大学出版社, 1992. [Liu Xingcong. *Picea Crassifolia* [M]. Lanzhou: Lanzhou University Press, 1992.]

## Spatiotemporal Distribution Pattern of Vegetation Communities in the Middle Section of the Qilian Mountains

GE Li-juan<sup>1</sup>, DANG Hong<sup>1</sup>, RONG Zhan-lei<sup>2</sup>, GAO Yun-fei<sup>1</sup>, ZHAO Chuan-yan<sup>2</sup>, WANG Hong-yi<sup>3</sup>  
 (1. State Key Laboratory of Grassland Agro-Ecosystems, College of Life Science, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China;  
 2. State Key Laboratory of Grassland Agro-Ecosystems, College of Pastoral Agriculture Science and Technology, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China; 3. Sidalong Forestry Farm, Zhangye Forestry Bureau, Zhangye 734000, Gansu, China)

**Abstract:** It is a precondition of regenerating ecological environment to fully understand the spatial and temporal distribution pattern of vegetation communities. In this paper, a vegetation classification was carried out based on the LANDSAT images in 4 years of 1976, 1991, 2001 and 2016. The classified results were used to get three landscape indexes, i. e., the mean patch area (MPA), fractal dimension ( $F_d$ ) and aggregation index (AI), which were used to analyze the degree and driving forces of vegetation habitat change. Based on the classification for 2001 and 2016, the vegetation distribution in 2031 was predicted by CA-Markov model. The results showed that human activities were the main factors resulting in the change of vegetation communities. The distribution of vegetation communities was changed a lot during the period of 1976 – 2016, the areas of forests and grasslands were reduced by 91 km<sup>2</sup> and 169 km<sup>2</sup> respectively. From 1976 to 2001, the MNAs of forests, shrubberies and grasslands were reduced by 1.22 km<sup>2</sup>, 0.14 km<sup>2</sup> and 0.16 km<sup>2</sup>, the AIs of forests, shrubberies and grasslands were decreased by 2.79, 0.03 and 8.77, and the  $F_d$ s of forests, shrubberies and grasslands were increased by 0.013, 0.001 and 0.005, respectively. The degree of vegetation community fragmentation was serious. But from 2001 to 2016, the MNAs of forests, shrubberies and grasslands were enlarged by 0 km<sup>2</sup>, 0.13 km<sup>2</sup> and 0.02 km<sup>2</sup>, the AIs of forests, shrubberies and grasslands were increased by 2.38, 0.21 and 6.55, and the  $F_d$ s of a forests, shrubberies and grasslands were decreased by 0.005, 0.002 and 0.002, respectively. The habitat of vegetation communities was gradually regenerated after 2001. The predicted areas of forests, shrubberies and grasslands in 2031 are 409 km<sup>2</sup>, 486 km<sup>2</sup> and 550 km<sup>2</sup> respectively, which nearly equaled to those in 1976. A significant effect of ecological conservation policy had been achieved.

**Key words:** vegetation community; habitat fragmentation; spatial and temporal distribution pattern; landscape index; the Qilian Mountains