

不同干扰方式对退耕弃荒地植被恢复的影响

柳小康^{1,2}, 张志明¹, 孙振华^{1,3}, 欧晓昆^{1*}, 张燕妮¹, 冒艳¹

1. 云南大学生态学与地植物学研究所, 云南 昆明 650091; 2. 云南岩土工程勘察设计院, 云南 昆明 650051;

3. 中国科学院西双版纳热带植物园, 云南 昆明 650223

摘要: 由于各种原因, 我国西部地区仍然分布着较大面积退耕后并未实现植被恢复的退耕弃荒地。不同方式或不同强度的人为干扰都会导致退耕弃荒地植被恢复效果发生偏差。研究选取滇西北维西县的退耕弃荒地作为对象, 通过分析放牧、围封和保护 3 类不同干扰方式下植被恢复过程中群落物种多样性、地上生物量及主要恢复使用树种云南松(*Pinus yunnanensis*)幼苗生长的差异, 探讨不同干扰方式对退耕弃荒地植被恢复的影响。结果表明: 放牧、围封和保护 3 种干扰方式下退耕弃荒地植物种的 Margalef 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数大小均表现为围封样地>保护样地>放牧样地($P<0.05$), 即随着干扰强度的增加, 群落物种的丰富度和多样性先升高后降低, 结果支持“中度干扰假说”; 退耕弃荒地植物群落地上生物量大小依次为保护样地>围封样地>放牧样地($P<0.001$); 云南松幼苗在不同干扰方式下的退耕弃荒地内生长优劣程度依次为保护样地>围封样地>放牧样地($P<0.001$); 因此, 保护和围封方式均有利于退耕弃荒地的植被恢复, 而自由放牧方式会阻碍植被恢复, 甚至可能会导致植被退化。

关键词: 干扰; 退耕弃荒地; 物种多样性; 生物量; 演替

中图分类号: Q14; Q948

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2013) 06-0983-08

引用格式: 柳小康, 张志明, 孙振华, 欧晓昆, 张燕妮, 冒艳. 不同干扰方式对退耕弃荒地植被恢复的影响[J]. 生态环境学报, 2013, 22(6): 983-990.

LIU Xiaokang, ZHANG Zhiming, SUN Zhenhua, OU Xiaokun, ZHANG Yanni, MAO Yan. Impacts of different disturbances on vegetation restoration on the abandoned farmland [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, 22(6): 983-990.

退耕弃荒地、人类反复干扰的荒坡地, 在恢复林草植被之前, 都属于退化的生态系统, 其最明显的标志是植被稀少、土壤退化、侵蚀严重^[1-3]。坡耕地区严重的水土流失曾给人类带来了触目惊心的自然灾害, 如洪涝、泥石流等^[4-6]。为了从根本上改善生态环境, 减轻或避免这些灾难的影响, 我国于 2002 年全面启动了退耕还林还草工程^[7], 这是我国当前最为宏大的生态恢复和重建工程^[8]。然而由于各种因素的影响, 西部地区仍分布着较大面积的退耕弃荒地^[9]。退耕弃荒地处于其恢复演替的初始阶段(草本群落阶段), 是植被恢复演替的关键一步, 决定植被恢复计划能否成功, 并会影响植被恢复的方向和速度^[10-12]。检验植被恢复的标准众多, 主要包括生态系统结构、功能及动态等方面的特征^[13-15], 通常可分别通过物种多样性、生物量以及期望出现物种的自然更新情况来反映, 这些也是评价植被恢复和重建的主要指标^[16-19]。此外, 评价植被恢复还需要在一定尺度下, 分阶段检验^[20]。

人为干扰引起的土地利用变化是在时间和空间尺度上改变植物群落物种组成和多样性分布格

局的主要因子之一^[21-23]。人为干扰直接影响生态系统的演变过程, 会导致群落演替出现偏差, 其效果有正反两个方面, 即发生进展演替或者逆行演替, 不同干扰类型、强度、频度、历史的作用也不相同^[24-25]。随着人为干扰影响的增强, 退耕弃荒地的管理和利用方式多样, 所导致的植被恢复效果也不同, 而目前有关不同干扰对退耕弃荒地植被恢复的影响研究还少见报道。滇西北地处世界生物多样性保护热点地区之中国西南山地的核心区域, 是我国植物多样性最为丰富的地区之一^[26-27]; 也是生态脆弱区, 自然灾害频发, 水土流失严重^[28]。退耕弃荒地在滇西北有较大面积分布, 其人为干扰方式主要有自由放牧(干扰强)、设置围栏(存在一定放牧干扰)和政策性保护(放牧干扰较弱)等。

本研究以滇西北维西县的退耕弃荒地作为研究对象, 分别选取反映群落结构、功能和动态的物种多样性、生物量、当地退耕还林主要树种云南松(*Pinus yunnanensis*)幼苗生长状况作为植被恢复评价指标。通过分析 3 种干扰方式影响下, 退耕弃荒地植被演替草本群落阶段, 3 个植被恢复检验指标

基金项目: 国家自然科学基金项目(40901097; 31160101); 云南省应用基础重点项目(2009CC003); 云南省教育厅科学研究基金项目(09C0009)

作者简介: 柳小康(1985年生), 男, 硕士, 主要从事植被与景观生态学、水土保持研究。E-mail: lxkynu@126.com

*通信作者: 欧晓昆(1957年生), 男, 教授, 主要从事植被与景观生态学、城市生态学和战略环境影响评价研究。E-mail: xkou@ynu.edu.cn

收稿日期: 2013-02-19

的变化,旨在揭示不同干扰方式下退耕弃荒地恢复演替的变化规律,探索滇西北地区退耕弃荒地适宜的管理和利用方式,以此为退耕弃荒地植被恢复、生物多样性保护、草地资源合理利用和生态系统有效管理提供依据。

1 研究区概况

研究区位于云南省西北部的迪庆州维西县永春乡。维西县地处横断山脉北部中段纵谷地区,“三江并流”世界自然遗产腹地(26°53′—28°02′ N、98°45′—99°34′ E),为平行岭谷地貌。地势北高南低,相对高差大,水资源丰富。气候属温带山地季风气候,年均降水量954 mm,年平均温11.3℃。维西县属滇西横断山半湿润常绿阔叶林区,植被垂直分布明显,物种丰富,国家保护物种多。农业人口占全县总人口的91.72%,少数民族人口占86.33%;经济发展以农业为主,林牧业为辅,是国家重点扶贫县。由于受大江大河的深切切割,造成维西县山高坡陡,平耕地少,坡耕地多,水土流失严重,泥石流、滑坡等自然灾害频发,属于生态系统较为脆弱的区域。2002年,维西县响应国家政策开始实施退耕还林工程。永春乡从上世纪90年代后期开始大面积实行人工造林和封山育林,2003年开始全面实施退耕还林工程,是维西县退耕还林和荒山造林的重点地区,也是退耕还林规模最大的乡镇之一。

2 研究方法

2.1 样地设置

样地位于维西县永春乡,距离维西县城约30 km。为保证样地间的可比性,经过查阅文献资料、走访当地林业部门及向当地居民了解土地利用历史情况,选取位于永春乡地形地貌相近(表1)、土壤条件一致(黄棕壤)、退耕年限相同(2004年退耕),且处于放牧、围封和保护等3种干扰方式影响下的退耕弃荒地作为研究样地,3类样地边缘之间的距离均在100 m以内,周围均为次生云南松林。野外调查于2010年7月和11月进行。

2.2 最小样方面积的确定

根据种—面积曲线确定样方大小,种—面积曲

表1 样地信息

Tab.1 Informations of samples

样地类型	放牧样地	围封样地	保护样地
位置	27°02′52″N, 99°21′23″E	27°02′51″N, 99°21′24″E	27°02′53″N, 99°21′22″E
海拔/m	2758	2762	2745
坡度/(°)	9	12	15
坡向	东北坡	东北坡	东北坡
坡位	上坡位	上坡位	上坡位
样地面积/m ²	400	400	900

线采用巢式样方法^[29]。样方面积依次为0.01、0.04、0.09、0.16、0.36、0.64、1、4、16、64、256、1024 m²。最小样方面积的确定标准是:当样方面积扩大10%而种数增加不超过10%的样方面积^[30]。经过调查和计算,放牧样地、围封样地和保护样地的最小样方面积均为1 m²。

2.3 样方调查

采用样方法进行群落调查。对于草本植物群落,同一类型样地中选取5个以上样方可代表所研究群落的特征^[31-33],因此根据样地实际分布面积大小,分别在放牧样地、围封样地和保护样地系统选取7、5和30个1 m×1 m样方。调查每个样方内出现的植物种类及其株(丛)数、高度、盖度,同时记录样方地形参数及干扰情况等信息。仔细搜寻在1 m×1 m小样方中未出现的物种,记录种名。

2.4 物种多样性的测定

物种多样性反映了群落组成中物种的丰富程度和均匀程度^[34]。测定物种多样性的指标选择使用较为广泛、分析效果较好的几个代表性指数^[35-37]:

(1) Margalef 丰富度指数(d_{ma}):

$$d_{ma} = \frac{S-1}{\ln N};$$

(2) Shannon-Wiener 多样性指数(H'):

$$H' = -\sum P_i \ln P_i;$$

(3) Pielou 均匀度指数(J_{sw}):

$$J_{sw} = \frac{H'}{\ln N}$$

3个公式中, S 为样地的植物种类总和; P_i 为种 i 的个体数占所有种的个体数的比率; N 为样地所有物种的个体数之和。

2.5 植物群落生物量测定

采用收获法测定不同干扰样地植物群落生物量。在各样方内均匀设置4个0.3 m×0.3 m小样方,将各小样方内植物地上部分和地表枯落物齐地面刈割并存放于塑封袋中,带回实验室在80℃烘箱中烘干至恒重,称量其干重。采用群落地上生物量干重作为不同样地群落生物量测定指标。

2.6 云南松幼苗生长状况分析

本文研究云南松幼苗(1~3 a生)生长状况的指标采用平均高度和生物量(包括地上生物量、地地下生物量和总生物量)^[38]。先采用高度和生物量分析云南松幼苗在林内林外的生长状况;鉴于放牧样地和围封样地内云南松幼苗稀少,只采用高度作为不同干扰样地之间幼苗生长状况对比指标。分别在退耕弃荒地(保护样地)和相邻云南松林内,采用轮生枝数估计云南松个体年龄,选取10株1年生、

10株2年生和10株3年生的云南松幼苗,量取每株云南松的自然生长高度,并挖取全株。带回实验室后在80℃烘箱中烘干至恒重,称量其地上部分和地下部分干重。

2.7 数据处理

数据间差异均采用单因素方差分析和多重比较。使用软件为Microsoft Excel 2007和PASW Statistics 18。多重比较时若方差齐性则采用LSD检验,若方差不齐则采用Dunnett T3检验,各指标平均数在0.05的显著性水平下检验其差异显著性。

3 结果与分析

3.1 不同干扰方式下退耕弃荒地物种多样性特征

由图1可知,不同干扰影响下退耕弃荒地植物群落中,物种丰富度、多样性和均匀度均表现出不同程度差异。放牧、围封和保护3类样地的Margalef丰富度指数和Shannon-Wiener指数大小都表现为围封样地>保护样地>放牧样地。3类不同干扰样地的物种Margalef丰富度指数具有显著性差异($P<0.05$)(图1-A),Shannon-Wiener指数差异不显著($P>0.05$)(图1-B)。由此说明,3类样地中,围封样地植物物种最为丰富、多样性最高,保护样地植物物种也较为丰富和多样,而放牧样地植物物种较少,丰富度和多样性都较低。3类不同干扰样地植物群落物种Pielou均匀度指数大小依次为放牧样

地>围封样地>保护样地,但差异不显著($P>0.05$)(图1-C)。

3.2 不同干扰方式对退耕弃荒地植物群落地上生物量的影响

如图2所示,放牧、围封和保护3类退耕弃荒地植物群落单位面积地上生物量大小排序为保护样地>围封样地>放牧样地,其中,保护样地植物群落单位面积的地上生物量干重是放牧样地群落单位面积地上生物量干重的4.9倍,围封样地是放牧样地的1.4倍。方差分析发现,放牧、围封和保护3类不同干扰影响下的样地之间地上生物量具有显著差异($P<0.001$),保护样地分别与放牧样地、围封样地有显著性差异(均为 $P<0.001$),放牧样地和围封样地之间差异不显著($P>0.05$)。

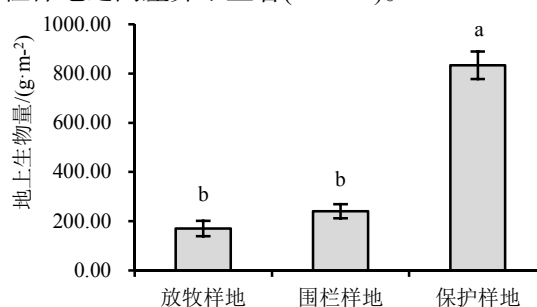


图2 不同干扰下退耕弃荒地植物群落的地上生物量特征

Fig.2 Aboveground biomass of plant community on abandoned farmland under the influence of different disturbance

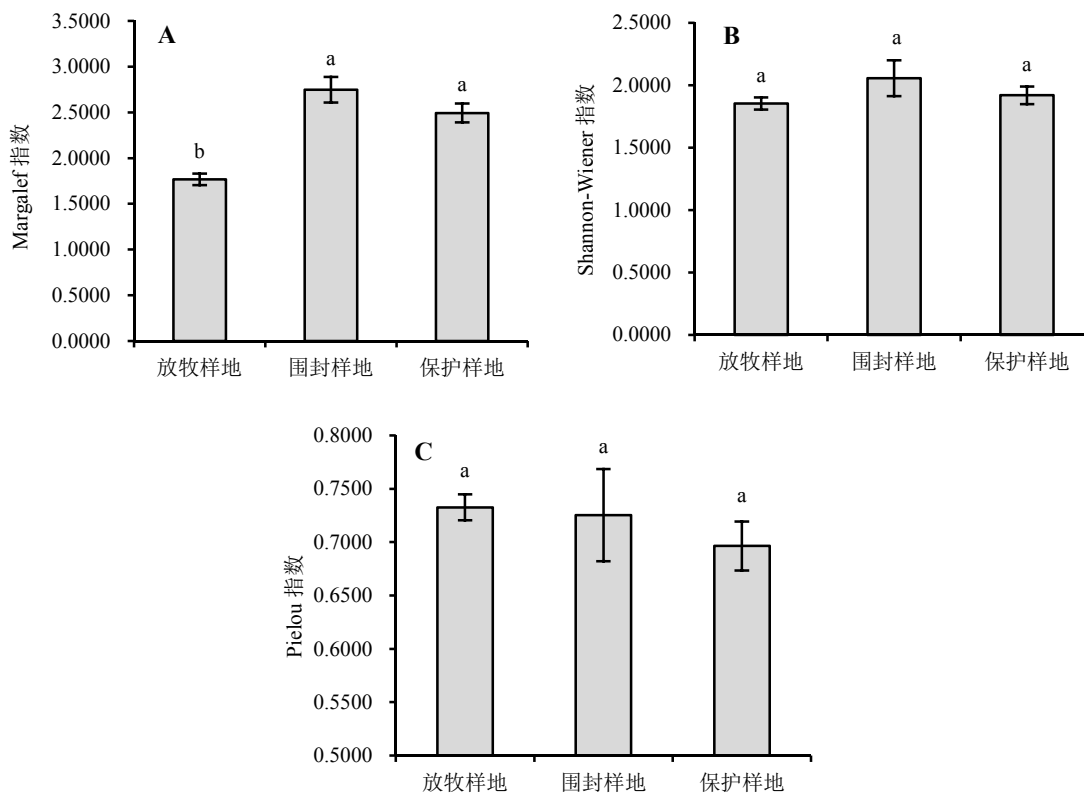


图1 不同干扰下退耕弃荒地植物群落的物种多样性特征

Fig.1 Plant species diversity on abandoned farmland under the influence of different disturbance

3.3 不同干扰方式下云南松幼苗生长状况

如图3所示,退耕弃荒地(保护样地)和云南松林内1 a生、2 a生和3 a生云南松幼苗的平均高度均没有表现出统计学意义上的显著性差异(显著性水平均为 $P>0.05$)。

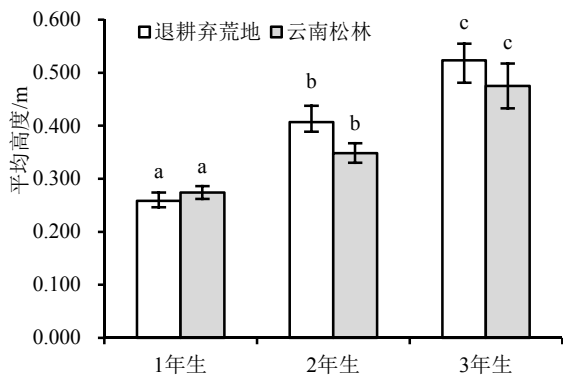


图3 退耕弃荒地和云南松林内不同年龄云南松幼苗的平均高度

Fig.3 Average height of *Pinus yunnanensis* seedlings of different ages on abandoned farmland and *Pinus yunnanensis* forest

退耕弃荒地(保护样地)和相邻次生性云南松林内,不同年龄云南松幼苗的地上生物量、地下生物量和总生物量(全株)存在显著差异(图4)。1~3 a生云南松幼苗,保护样地内植株的地上生物量显著高于云南松林内植株的地上生物量($P<0.05$)。保护退

耕弃荒地内1 a生云南松幼苗的地上生物量、地下生物量和总生物量分别为云南松林内相同年龄云南松幼苗的2.1、1.9和2.1倍,2年生植株相应为2.5、1.3和2.2倍,3 a生植株相应为3.2、2.9和3.1倍。因此,随着云南松幼苗年龄增大,云南松幼苗在保护下的退耕弃荒地内的生长更新快,比在相邻的云南松林内生长较好。

如图5所示,保护样地和围封样地内云南松幼苗的平均高度显著高于放牧样地。围封和保护方式有利于退耕弃荒地云南松幼苗的生长。

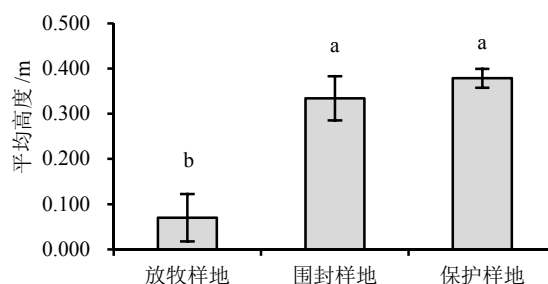


图5 不同干扰下退耕弃荒地云南松幼苗的平均高度

Fig.5 Average height of *Pinus yunnanensis* seedlings on abandoned farmland under the influence of different disturbance

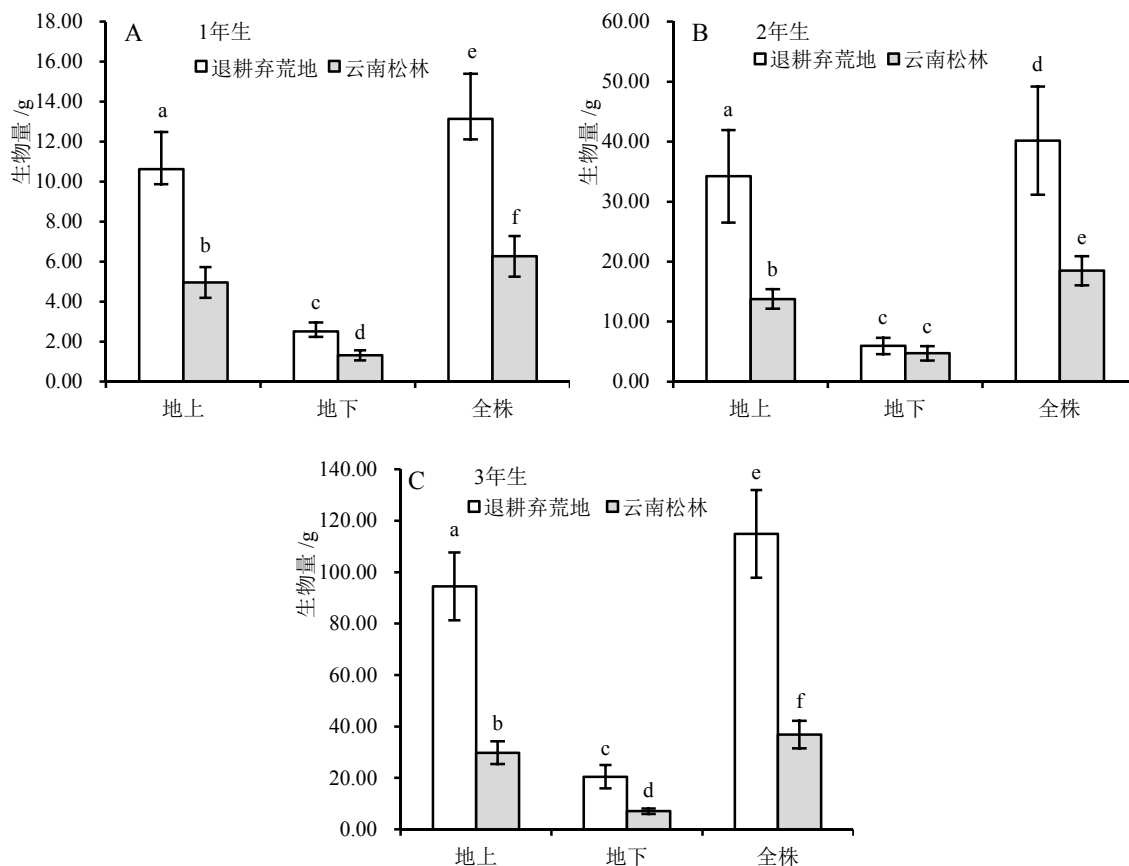


图4 退耕弃荒地和云南松林内不同年龄云南松幼苗的生物量

Fig.4 Biomass of *Pinus yunnanensis* seedlings of different ages on abandoned farmland and *Pinus yunnanensis* forest

4 结论与讨论

4.1 结论

(1) 在放牧、围封和保护 3 种不同干扰方式影响下,退耕弃荒地的物种组成和生物多样性指数明显不同。植物种的 Margalef 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数大小均表现为围封样地>保护样地>放牧样地,即随着干扰强度的增加,群落物种的丰富度和多样性先升高后降低。

(2) 随着干扰强度的增加,不同干扰下的退耕弃荒地植物群落地上生物量显著减少,地上生物量大小依次为保护样地>围封样地>放牧样地。

(3) 云南松幼苗在干扰较小的退耕弃荒地中的生长状况相比周围已成熟的云南松林内的生长状况更好。干扰较小的保护样地和围封样地内云南松幼苗的生长状况均显著优于放牧样地。

(4) 保护和围封 2 种干扰方式均有利于退耕弃荒地在草本植物群落阶段保持高的物种多样性、高的生物量及群落向进展演替的下一阶段发展,尤其是保护方式相对更有利;相反,高强度的放牧干扰会导致退耕弃荒地相同阶段物种多样性降低、生物量减少,以及阻碍群落向群落进展演替的下一阶段发展。因此,保护和围封方式均有利于退耕弃荒地的植被恢复,而自由放牧方式会阻碍植被恢复进程,甚至可能会导致植被退化。

4.2 讨论

在大气候条件一致的区域内,放牧干扰对植物群落施加的影响已经超过不同地段其他因子的影响,成为控制植物群落特征的主导因子^[39]。本研究不同干扰方式下的退耕弃荒地样地间的差异主要是由放牧引起的。Hobbs^[40]认为,不同干扰强度可从干扰引起的结构变化的程度来确定。因此,从各类样地家畜啃食、踩踏和排泄物痕迹的差异以及走访时得到的信息判断,3 类样地实际处于放牧干扰的不同强度梯度,这也可以从群落高度的差异得到印证。即放牧样地干扰强度最强,围封样地次之,保护样地最弱。

由于不同干扰对植物群落物种组成和结构的影响,物种多样性也发生明显变化。退耕弃荒地的物种丰富度和多样性随着干扰强度的增加出现先升高后降低的趋势,处于中度干扰强度影响下的围封样地物种丰富度和多样性高于放牧样地和保护样地,支持中度干扰假说^[41]。这与呼格吉勒图等^[33]、Biswas & Mallik^[42]、陈明等^[43]的研究结果相似。适当的放牧干扰,即一定程度的家畜啃食和踩踏,会使部分优势种(如假蓬 *Conyza japonica*、短柄草 *Brachypodium sylvaticum*) 的生长受到抑制,为竞争力较弱物种(非优势种)的生存拓宽了空间,同时部

分抗放牧干扰较强的物种(如艾蒿 *Artemisia argyi*、白蔗 *Fragaria nilgerrensis*) 的数量逐渐增加,加之家畜的活动可以帮助某些种子或繁殖体的传播,扩大了部分植物种类的分布范围^[44],最终群落保持较高的物种丰富度。对于放牧样地,迫于高强度放牧,样地内植物的生长更新不能满足家畜高强度的啃食和踩踏,因而其物种丰富度和多样性最低。放牧样地的物种均匀度稍高于其他样地,但差异不显著。这与范永刚等^[32]研究不同干扰对新疆巴音布鲁克高寒草原物种多样性影响的结论相似,认为强干扰下的退化群落物种均匀度较高,这是群落为了向成熟群落恢复演替,较多种群便呈聚块状分布,因而物种分布趋向于均匀化,退化群落的均匀化是强度放牧的结果。由此可见,保护和围封方式有利于物种多样性的保持,而高强度的自由放牧会引起物种多样性的丧失。

草地植物群落的生物量对于研究草食动物的环境容纳量、草地植被的恢复等是必不可少的量化指标,也是草地生态系统管理的重要依据^[32, 45]。结果表明,随着干扰强度的增加,退耕弃荒地植物群落的地上生物量逐渐减少。这与万里强等^[46]、刘玲玲等^[47]、呼格吉勒图等^[33]的研究结果相似。放牧干扰时,家畜会直接啃食和踩踏退耕弃荒地植物地上部分,高大不耐牧的植物生长受到抑制,植物的优势种发生改变,低矮植物有机会迅速生长,因而会改变土壤性质,减小植物光合作用的面积,导致营养物质的生产和积累下降;同时部分生物量被转移到地下根系部分,从而会降低植物群落的地上生物量,减少植被覆盖^[48-51]。如果重度干扰持续进行,地上生物量将继续减少,光合产物对地下生物量的补给也会随之减少,最终会导致地下生物量下降,植物群落严重退化^[52-54]。相反,对退耕弃荒地进行围封或者严格保护时,植被逐渐得以恢复,植被生物量也逐渐增加,草地初级生产力快速恢复^[55-56]。

云南松是滇西北的乡土物种,也是人工造林和退耕还林的主要物种之一^[57],其最大特点是天然更新能力强,前期速生,能迅速恢复森林,其幼苗的更新也是研究区域退耕弃荒地植被演替的重要过程^[38],因而云南松幼苗的生长状况直接影响到退耕弃荒地的植被能否快速恢复,实现退耕的目的。结果显示,云南松在干扰较小的退耕弃荒地中的生长状况相比周围已成熟的云南松林内的生长状况更好,这可能与云南松幼苗生长所需环境条件有关。随着云南松的发育,其对光照的需求也逐渐增加,而密闭程度高的云南松林已不能给云南松幼苗提供良好的光照环境。此外,不同放牧干扰影响下的退耕弃荒地中云南松生长状况差异显著,干扰较小

的保护样地内云南松幼苗生长状况最好,围封样地内生长较好,而放牧样地内云南松幼苗生长受到抑制,更新最差,在高强度的家畜啃咬和踩踏下,放牧样地的云南松幼苗没有充足的时间更新和持续生长。此外,云南松天然更新的幼苗阶段(1~3 a),需要庇荫弱光^[38],而放牧样地植物群落高度很低,盖度小,且光照强烈,不利于云南松种子萌发和幼苗生长。相反,围封样地和保护样地的群落盖度及地面光照条件较好。随着干扰程度的增加,受干扰影响越大的退耕弃荒地不利于云南松幼苗的生长更新,因而会阻止实现群落进展演替所需其他物种的移植,最终会阻碍退耕弃荒地由草本群落向云南松稀树灌丛阶段顺变,即向进展型植被演替的方向发展。

判断生态系统恢复情况时,需要根据群落演替特征分阶段检验^[20],尤其是群落演替的初始阶段^[11]。研究区退耕弃荒地的草本植物群落处于向该区域原有顶级群落演替的初始阶段。结果表明,保护和围封2种干扰方式均有利于退耕弃荒地由草本植物群落阶段保持高的物种多样性、高的生物量及群落向进展演替的下一阶段发展,尤其是保护方式;相反,高强度的放牧干扰会导致退耕弃荒地相同阶段物种多样性降低、生物量减少,以及阻碍群落向群落进展演替的下一阶段发展。因此,通过检验生态恢复的结构、功能和动态的主要指标发现,不同干扰会对退耕弃荒地的植被恢复产生显著影响,管理和利用方式(即干扰方式)的选择直接影响着退耕弃荒地的植被恢复、草地资源利用和生物多样性保护,合理的管理和利用方式(如保护、围封)有利于植被恢复,相反不合理的方式会阻碍植被恢复,甚至可能会导致植被的严重退化。

以往的退耕地群落演替研究中,学者们多采用空间代替时间法,较少考虑干扰的影响,然而干扰会直接影响植物群落演替的方向和速度。因此,在采用空间代替时间法时,要尽量避免或降低干扰的影响。此外,为了维持生物多样性和自然生态系统的正常运行,在以后的生物多样性保护、生产力维持以及植被恢复中也应当明确考虑干扰过程的影响,选择更为合理的生态管理措施。由于研究区退耕还林工程实施的年限较短及其他原因,本文仅探讨了不同干扰方式影响下退耕弃荒地群落演替草本群落阶段植被恢复的现状及其趋势,未能对长时间序列上的关系进行研究。尽管如此,本研究结果在一定程度上还是能够反映不同干扰方式对退耕弃荒地植被恢复演替的影响。鉴于生态系统的复杂性及其组成物种特征的多样性,关于不同干扰对退耕弃荒地生态系统的影响,尚需在作用机理方面进

行更加深入细致的研究,如不同干扰影响下退耕弃荒地土壤理化性质变化特征以及植物种对不同干扰的适应机制等,从而将各种干扰有机地结合,兼顾物种多样性维持,实现退耕弃荒地优化管理。

致谢:感谢云南大学陆树刚教授、Cindy Q. Tang(唐勤)教授、张颖、王文礼、施雯、何彪、冯欣等在植物分类和野外调查时的帮助。

参考文献:

- [1] 胡建忠,郑佳丽,张春霞. 黄河上游退耕地植被组成、结构及水土保持功能评价[J]. 中国水土保持科学, 2005, 3(2): 42-50.
- [2] MORRIS R J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective[J]. *Proceeding of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 2010, 365(1558): 3709-3718.
- [3] RANDS M R W, ADAMS W M, BENNUN L, et al. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010[J]. *Science*, 2010, 329(5997): 1298-1303.
- [4] 白文娟,焦菊英,马祥华,等. 黄土丘陵沟壑区退耕地自然恢复植物群落的分类与排序[J]. 西北植物学报, 2005, 25(7): 1317-1322.
- [5] COYNE P. Ecological rebound on Phillip Island, South Pacific[J]. *Ecological Management & Restoration*, 2010, 11(1): 4-15.
- [6] MCDONALD T. Restoration and rehabilitation start with stopping the damage[J]. *Ecological Management & Restoration*, 2010, 11(1): 1.
- [7] 王闰平,陈凯. 中国退耕还林还草现状与问题分析[J]. 水土保持研究, 2006, 13(5): 188-192.
- [8] 刘宇,陈学华,罗勇. 退耕还林中的生态安全问题[J]. 水土保持研究, 2007, 14(4): 291-292.
- [9] 林昌虎,涂成龙,陆晓辉,等. 贵州西部喀斯特石漠化地区退耕弃荒地土壤氮素变异特征[J]. 水土保持学报, 2005, 19(4): 14-17.
- [10] WALKER L R, ZASADA J C, CHAPIN III F S. The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain[J]. *Ecology*, 1986, 67(5): 1243-1253.
- [11] 赵平,彭少麟. 种的多样性及退化生态系统功能的恢复和维持研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(1): 132-136.
- [12] CHAPIN III F S, MATSON P A, MOONEY H A. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*[M]. New York: Springer-Verlag, 2002.
- [13] HOBBS R J, NORTON D A. Towards a conceptual framework for restoration ecology[J]. *Restoration Ecology*, 1996, 4(2): 1-7.
- [14] 任海,彭少麟,陆宏芳. 退化生态系统恢复与恢复生态学[J]. 生态学报, 2004, 24(8): 1756-1764.
- [15] SHINNEMAN D J, CORNETT M W, PALIK B J. Simulating restoration strategies for a southern boreal forest landscape with complex land ownership patterns[J]. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259(3): 446-458.
- [16] LAMB D. Reforestation of degraded tropical forest lands in the Asia-Pacific region[J]. *Journal of Tropical Forest Science*, 1994, 7(1): 1-7.
- [17] ONAINDIA M, DOMINGUEZ I, ALBIZU I, et al. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance[J]. *Forest ecology and management*, 2004, 195(3): 341-354.
- [18] MARTIN L M, MOLONEY K A, WILSEY B J. An assessment of grassland restoration success using species diversity components[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2005, 42(2): 327-336.
- [19] 马姜明,刘世荣,史作民,等. 退化森林生态系统恢复评价研究综述[J]. 生态学报, 2010, 30(12): 3297-3303.

- [20] PAPPOT D J, COSTANZA R, MCMICHAEL A J. Assessing ecosystem health[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1998, 13(10): 397-402.
- [21] FULLER J L, FOSTER D R, MCLACHLAN J S, et al. Impact of human activity on regional forest composition and dynamics in central New England[J]. Ecosystems, 1998, 1(1): 76-95.
- [22] KONDOH M. Unifying the relationships of species richness to productivity and disturbance[J]. Proceeding of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences, 2001, 268(1464): 269-271.
- [23] SALA O E, CHAPIN F S, ARMESTO J J, et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100[J]. Science, 2000, 287(5459): 1770-1774.
- [24] 陈利顶, 傅伯杰. 干扰的类型、特征及其生态学意义[J]. 生态学报, 2000, 20(4): 581-586.
- [25] 刘艳红, 赵惠勋. 干扰与物种多样性维持理论进展[J]. 北京林业大学学报, 2000, 22(4): 101-105.
- [26] MYERS N, MITTERMEIER R A, MITTERMEIER C G, et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities[J]. Nature, 2000, 403: 853-858.
- [27] 张劲峰, 宋洪涛, 耿云芬, 等. 滇西北高山不同退化林地植被与土壤养分特征[J]. 生态学杂志, 2008, 27(7): 1064-1070.
- [28] 万晔, 司徒群, 李子海. 滇西北地理环境特征与区域水土流失相互作用机制研究[J]. 水土保持通报, 2003, 23(5): 1-5, 57.
- [29] 唐志尧, 乔秀娟, 方精云. 生物群落的种-面积关系[J]. 生物多样性, 2009, 17(6): 549-559.
- [30] 董鸣, 王义凤, 孔繁志, 等. 陆地生物群落调查观测与分析[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996.
- [31] 江小蕾, 张卫国, 杨振宇, 等. 不同干扰类型对高寒草甸群落结构和植物多样性的影响[J]. 西北植物学报, 2003, 23(9): 1479-1485.
- [32] 范永刚, 胡玉昆, 李凯辉, 等. 不同干扰对高寒草原群落物种多样性和生物量的影响[J]. 干旱区研究, 2008, 25(4): 531-536.
- [33] 呼格吉勒图, 杨劼, 宝音陶格涛, 等. 不同干扰对典型草原群落物种多样性和生物量的影响[J]. 草业学报, 2009, 18(3): 6-11.
- [34] 宋永昌. 植被生态学[M]. 上海: 华东师范大学出版社, 2001.
- [35] MAGURRAN A E. Ecological diversity and its measurement[M]. New Jersey: Princeton University Press, 1988.
- [36] 马克平. 生物群落多样性的测度方法[C] //钱迎倩, 马克平. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1994: 141-165.
- [37] 方精云, 王襄平, 沈泽昊, 等. 植物群落清查的主要内容、方法和技术规范[J]. 生物多样性, 2009, 17(6): 533-548.
- [38] 金振洲, 彭鉴. 云南松[M]. 昆明: 云南科技出版社, 2004.
- [39] 李永宏. 内蒙古锡林河流域羊草草原和大针茅草原在放牧影响下的分异和趋同[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1988, 12(3): 189-196.
- [40] HOBBS R J, MALLIK A U, GIMINGHAM C H. Studies on fire in Scottish heathland communities. III. Vital attributes of the species[J]. Journal of Ecology, 1984, 72: 963-976.
- [41] CONNELL J H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs[J]. Science, 1978, 199(4335): 1302-1309.
- [42] BISWAS S R, MALLIK A U. Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities[J]. Ecology, 2010, 91(1): 28-35.
- [43] 陈明, 张克斌, 刘建, 等. 青海都兰绿洲-荒漠交错带植物特征值及多样性研究[J]. 干旱区资源与环境, 2011, 25(4): 127-132.
- [44] 郑伟, 朱进忠, 潘存德. 草地植物多样性对人类干扰的多尺度响应[J]. 草业科学, 2009, 26(8): 72-80.
- [45] 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [46] 万里强, 李向林, 苏加楷, 等. 不同放牧强度对三峡地区灌丛草地植物产量的影响[J]. 草业学报, 2002, 11(2): 51-58.
- [47] 刘玲玲, 吴兆录, 李青, 等. 滇西北藏族地区不同管理方式的草地生物量的比较研究[J]. 生态学杂志, 2005, 24(12): 1409-1412.
- [48] PIERSON E A, MACK R N, BLACK R A. The effect of shading on photosynthesis, growth, and regrowth following defoliation for *Bromus tectorum*[J]. Oecologia, 1990, 84(4): 534-543.
- [49] 王长庭, 曹广民, 王启兰, 等. 青藏高原高寒草甸植物群落物种组成和生物量沿环境梯度的变化[J]. 中国科学: C辑, 2007, 37(5): 585-592.
- [50] 刘颖, 王德利, 王旭, 等. 放牧强度对羊草草地植被特征的影响[J]. 草业学报, 2002, 11(2): 22-28.
- [51] 杨殿林, 韩国栋, 胡跃高, 等. 放牧对贝加尔针茅草原群落植物多样性和生产力的影响[J]. 生态学杂志, 2006, 25(12): 1470-1475.
- [52] COUGHENOUR M B. Biomass and nitrogen responses to grazing of upland steppe on Yellowstone's northern winter range[J]. Journal of Applied Ecology, 1991, 28(1): 71-82.
- [53] WANG R Z, GAO Q, CHEN Q S. Effects of climatic change on biomass and biomass allocation in *Leymus chinensis* (Poaceae) along the Northeast China Transect (NECT)[J]. Journal of Arid Environments, 2003, 54(4): 653-665.
- [54] 高永恒, 陈槐, 罗鹏, 等. 放牧强度对川西北高寒草甸植物生物量及其分配的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2008, 24(3): 26-32.
- [55] PEI S F, FU H, WAN C G, et al. Observations on changes in soil properties in grazed and nongrazed areas of Alxa desert steppe, Inner Mongolia[J]. Arid Land Research and Management, 2006, 20(2): 161-175.
- [56] SCHNOOR T K, OLSSON P A. Effects of soil disturbance on plant diversity of calcareous grasslands[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2010, 139(4): 714-719.
- [57] 党承林, 吴兆录. 云南松林的生物量研究[J]. 云南植物研究, 1991, 13(1): 59-64.

Impacts of different disturbances on vegetation restoration on the abandoned farmland

LIU Xiaokang^{1,2}, ZHANG Zhiming¹, SUN Zhenhua^{1,3}, OU Xiaokun^{1*}, ZHANG Yanni¹, MAO Yan¹

1. Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan University, Kunming 650091, China; 2. Yunnan Geotechnical Engineering Investigation Design and Research Institute, Kunming 650051, China; 3. Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223, China

Abstract: Grain for green project is a key governmental forest restoration project in China, which aims to replant forest or grassland on former agricultural land with over 25-degree slope. Unf, large areas of abandoned farmland have failed to achieve vegetation

restoration in western China for a variety of complex reasons. However, restoration effect of vegetation on abandoned farmland would deviate, which results from different types or intensity of anthropogenic disturbance. Here we chose abandoned farmland in Weixi County of northwest Yunnan as a study object, and classified abandoned farmlands into 3 types of sample plots, grazing land, fenced land and protected land, according to the different disturbance types. Then the paper analyzed differences of the biodiversity, aboveground biomass, and growth of *Pinus yunnanensis* seedlings which was the main tree species for restoration on abandoned farmland, with the vegetation restoration under differing circumstances, and discussed the impacts of different disturbances on vegetation restoration. The results show that: The levels on the Margalef richness index and the Shannon-Wiener diversity index of plant species were, grazing land > fenced land > protected land ($P<0.05$). With disturbance intensity increasing, species richness and diversity first increased, and then decreased, which supports the Intermediate Disturbance Hypothesis. The aboveground biomass size of the 3 plant communities in order, were protected land > fenced land > grazing land ($P<0.001$). The growth rate of *Pinus yunnanensis* seedlings on abandoned farmland under the influence of different disturbance in order, were also protected land > fenced land > grazing land ($P<0.001$). As a whole, protecting or fencing supports vegetation restoration on abandoned farmland, while overgrazing hinders restoration, and might even lead to vegetation degradation.

Key words: disturbance; abandoned farmland; species diversity; biomass; succession