

区域植被恢复对生态安全的影响预测 ——以岷江上游干旱河谷为例

李国强^{1,2}, 马克明^{1,*}, 傅伯杰¹

(1. 城市与区域生态国家重点实验室, 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 中国水利水电科学研究院, 水环境研究所, 北京 100038)

摘要:退化生态系统恢复是保障区域生态安全的重要途径之一。在生态系统结构功能严重受损, 威胁到区域生态安全时, 通过引入物种进行主动的植被恢复可以有效地加速生态系统恢复进程, 维护区域生态安全。但是区域尺度的植被恢复是一项规模浩大的工程, 其效果和影响难以立即显现。为了评估区域植被恢复的生态风险, 根据岷江上游干旱河谷区域植被恢复格局的设计结果, 预测了区域植被恢复对生态安全的影响。通过对比分析现状植被盖度及生物多样性与植被恢复格局预测结果的差异, 对区域植被恢复的效果进行评价, 认为尽管植被恢复格局设计使部分区域生物多样性下降, 但它整体提高了地表植被覆盖度, 增强了抵御土壤侵蚀的能力, 对保障区域生态安全具有积极的效果。

关键词:区域尺度; 植被恢复; 生态影响预测; 生物多样性; 生态安全

文章编号:1000-0933(2006)12-4127-08 **中图分类号:**Q143 **文献标识码:**A

Impacts prediction of regional vegetation restoration on ecological security

LI Guo-Qiang^{1,2}, MA Ke-Ming^{1,*}, FU Bo-Jie¹ (1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Center of Eco-Environmental Sciences, CAS, Beijing 100085, China; 2. Department of Water Environment, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(12): 4127 ~ 4134.

Abstract: Restoring degraded ecosystem is an effective way for improving ecological security in region. Applying restoration measures, such as introducing suitable native species, is perhaps necessary under some environment, especially where the natural ecosystem function was seriously damaged. However, it is hard to monitor the ecological impacts and environmental influences of regional vegetation restoration immediately, a prediction on the regional vegetation restoration would be significant alternatively. In this paper, the ecological impacts of regional vegetation restoration were predicted in an arid valley of Minjiang River, SW China. The differences of biodiversity indices and vegetation coverage between the designed vegetation restoration pattern and the field data indicated that alpha and beta diversity indices were decreased in some parts of the region after vegetation restoration, however, vegetation coverage was reasonably increased, which would enhance the capability of soil and water preservation, thus could improve the ecological security of the region.

Key words: biodiversity; ecological security; regional scale; vegetation restoration; prediction of ecological effect

世界范围内, 很多自然生态系统均在不同程度上受到了损害, 迫切需要进行生态系统恢复以改善生态系统功能和保证生态安全。较为理想的生态系统恢复的方法是采取封育的方法, 使退化生态系统自然恢复, 使其结构和功能逐步恢复到原初状态。通过自然演替, 逐渐改善生态系统的微环境, 由相对单一的植物群落逐

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40571005); 创新研究群体科学基金资助项目(40321101); 国家自然科学基金资助项目(40504067)

收稿日期:2006-08-25; **修订日期:**2006-12-08

作者简介:李国强(1976~), 男, 内蒙古人, 博士, 主要从事景观生态学研究。

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mkm@rcees.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40571005, 40321101, 40504067)

Received date: 2006-08-25; **Accepted date:** 2006-12-08

Biography: LI Guo-Qiang, Ph.D., mainly engaged in landscape ecology. E-mail: mkm@rcees.ac.cn

渐恢复成为结构、组成和功能相对复杂的稳定群落^[1],但是按照这种方法需要较长的时间^[2]。显然,在生态系统严重退化的区域,区域生态安全已经受到严重威胁,自然恢复是远远不能满足要求的。因此采取主动的生态系统恢复措施、加速恢复过程是十分必要的^[3],许多恢复实践已经取得了显著效果^[4]。

良好的植被覆盖是避免土壤侵蚀最重要的生物因素。据关君蔚的研究,植被覆盖度达到 70 %以上,不论实际坡度大小,植被组成如何,都可以防止面蚀^[5]。向师庆等的研究进一步证明,只要灌草丛覆盖度大于 60 %,即可保护土壤免于侵蚀^[6]。因此在植被恢复之后,能否提高地表植被覆盖度是检验其措施是否有效的方面。

生态系统的退化过程是复杂的,既有系统本身的自然属性决定的内在原因,但加速其退化的驱动力是人类直接或间接干扰^[7~9]。生态系统退化具有明显的区域性,生态系统恢复也需要在区域尺度进行。近年来,生态学家提出了区域生态安全格局的概念为区域生态恢复提供了理论框架^[10],并在岷江上游干旱河谷开展了以恢复植被、增加地表植被覆盖度的区域植被恢复格局的研究。通过定量研究物种-环境关系,在 GIS 为技术平台,将环境因子的空间分布转化为区域尺度上的植被重建格局的设计^[11]。根据每一个位点的环境状况选择区域内的土著种,不仅能够适应该位点的环境状况,并可以促进该位点群落演替的良性发展。

区域尺度上的生态系统恢复是一项规模庞大的工程,同时也伴随着一定的环境风险,因此对生态系统恢复的效果做出预判,对保障区域生态安全具有重要意义。岷江上游干旱河谷植被破坏严重,并伴随着强烈的土壤侵蚀,生物多样性的丧失和水土流失是对此区域生态安全威胁最大的环境问题。因此,本文通过对比野外植被调查的样方数据与对应的区域植被恢复格局预测数据的差异,分析了生物多样性指数以及可以反映土壤侵蚀状况的植被覆盖度的变化,对区域植被恢复效果进行了评价,以判断植被恢复格局的有效性和实用性。

1 研究区概况

研究区位于岷江上游汶川、茂县的干旱河谷,东经 103°32'27"~103°44'33";北纬 31°53'46"~31°28'05"。河谷为南北走向,两侧谷坡陡峭,河流下切和侧蚀能力强。焚风效应显著,山谷风强,年降水量分布不均,干湿季分明^[7]。气候属于干旱河谷气候,年平均温度为 10~11 左右,≥10 的年积温为 4071.5,年降水量 490mm 左右^[12]。

岷江干旱河谷植被稀疏,原生森林植被不复存在,呈半荒漠状态。植被以干热稀树草丛和热性草丛、热性灌草丛为主,形成以草本植被为主的干热(河谷稀树草坡景观,是长江上游森林草地生态系统中的生态脆弱地区之一。在阳坡的灌丛主要有白刺花(*Sophora vrcifolia*)、铁扫帚(*Indigofera bungeana*)、小马鞍羊蹄甲(*Bauhinia faberi* var. *microphylla*)、对节刺(*Sageretia pycnophylla*)等,阴坡的灌丛主要有西南野丁香(*Leptodermis purdomii*)、三花蕨(*Caryopteris terniflora*)等。群落的盖度一般较低,有的区域甚至不足 10 %。其中覆盖度为 20 %~50 %的中覆盖度草地,分布面积最大,达到总面积的 40.9 %;其次是郁闭度超过 40 %的灌木林地,达到总面积的 34.7 %;郁闭度在 10 %~30 %的稀疏林地有 3.65 %,应该进行退耕还林的坡度 ≥25 的旱地只有 0.32 %。

2 研究方法

2.1 样带设计

在干旱河谷内的 3 个典型区,石大关(干旱河谷向亚高山森林过渡区),飞虹(干旱河谷核心区),威州镇(干旱河谷向温性森林过渡区),共选取 6 条样带,分别

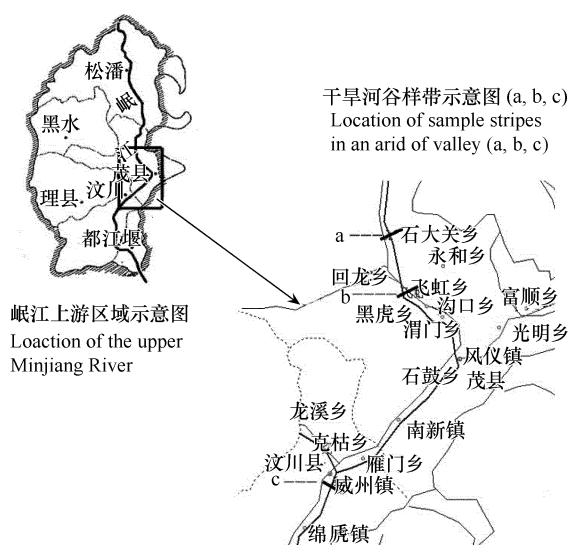


图 1 研究区位置及样带分布

Fig. 1 Location of the sample sites along the Upper Minjiang River, SW China

记录为 a-1,b-1;a-2,b-2;a-3,b-3。1,2,3 样带分别位于石大关、飞虹和威州镇,a 样地处在阴坡,b 样地处在阳坡,样带在每个地点呈“V”型(图 1)。在每条样带上,沿海拔梯度的间隔,并结合植被类型,选取标准样地做调查,共选取 48 个 5m×5m 灌丛样方,每个灌丛样方内,沿主对角线方向等间距设置 3 个 1m×1m 草本样方。在灌丛样方内,记录物种名、高度、多度、盖度、冠幅等;草本样方中记录物种名、株高、盖度和多度。同时记录群落的地形因子,干扰状况等。

2.2 恢复设计方案

恢复的设计根据土地利用现状调查的结果进行。从研究区土地利用现状判断(表 1),区域植被恢复的范围应该包括:(1)坡度 ≥25° 的旱地、中覆盖草地、疏林地的植被覆盖度较低,应是区域植被重建的重点地段;(2)对未成林造林地、迹地、苗圃、和其它园地也应该属于植被恢复范围,只是可以区别对待:苗圃保留,其它园地也应根据实际情况尽可能实施植被恢复。在具体植被恢复设计中,原为林地的可恢复为林地+草本群落,原为草地的仍旧恢复为草本群落。根据这个原则:≥25° 的旱地、疏林地和其它园地恢复为灌木+草本群落;中覆盖草地只恢复为草本群落。为此,参照已经得出的区域植被恢复格局^[11],将植被恢复范围内植被替换为由选择出的 8 种灌木建群种和 6 种建群种构成的群落,实施植被恢复。

土地利用现状图来自中国科学院遥感中心根据 1997 年 TM 影像的。土地利用分类采用中国科学院资源环境数据中心建立分类系统中的 3 级分类。

2.3 分析方法

对比 3 个典型区,在位点、坡位和坡向尺度上,α、β 多样性以及植被覆盖度的现状与格局预测的结果之间的差异,根据生物多样性以及植被覆盖度的变化分析区域植被恢复格局的有效性。现状数据来自于野外调查的样方数据,格局预测数据见文献^[11]。

α 多样性分析采用 Shannon-Wiener 指数、Evenness 指数和 Richness 指数进行分析;β 多样性分析采用 Jaccard 相似性指数。

(1) Shannon-Wiener 指数

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) (\ln p_i)$$

(1)

式中,H' 为 Shannon-Wiener 指数,反映群落的复杂程度;p_i 为样本中属于物种 i 在全部物种中所占的比例;s 为全部的物种数;ln 为自然对数。

(2) Evenness 指数

$$J = \frac{H'}{H_{\max}}$$

其中 $H_{\max} = \ln(S)$

(2)

式中,J 为 Evenness 指数反映群落的均匀程度;H' 为 Shannon-Wiener 指数;H_{max} 表示样本中最大能达到的均匀度。

(3) Richness 指数:样本中的物种数。尽管没有统计学上的意义,但物种数目的增减可以反映出植被恢复的效果。

(4) 相似性指数

表 1 研究区土地利用状况

Table 1 Land use condition in research region (%)		
代码 Code	描述 Description	百分比 Percent (%)
121	旱地 Farmland	5.31
124	旱地,坡度 > 25 ° Farmland , slope > 25 °	34.77
21	有林地,郁闭度 > 30 % Forest , crown density > 30 %	3.65
22	灌木林地,郁闭度 > 40 % Shrub ,crown density > 40 %	2.10
23	疏林地,郁闭度为 10 % ~ 30 % 之间 Open forest , crown density between 10 % ~ 30 %	8.04
24	其他林地:幼林,苗圃 Other forest :young growth , nursery	40.86
31	高覆盖度草地,郁闭度 > 40 % High density grass land , crown density > 40 %	0.55
32	中覆盖度草地,郁闭度在 20 % ~ 50 % 之间 Medium density grass land , crown density between 20 % ~ 50 %	0.15
33	低覆盖度草地,郁闭度 5 % ~ 20 % 之间 Low density grass land	0.11
51	城镇用地 Urban land	4.13
52	农村居民点 Rural village	0.32

$$C_j = \frac{j}{a + b - j} \quad (3)$$

C_j 为相似性指数; j 为共有物种数; a 为样方 1 物种数; b 为样方 2 物种数。相似性程度越高, 群落见物种替代速率越低。

3 结果与分析

3.1 α 多样性差异分析

3.1.1 样带 从图 2、3 中可以看出, 植被恢复后, 在灌木层, a-1 样带 3 个指数增加非常明显, 植被恢复使其群落更加复杂, 分布也更均匀, 物种数目也有很大增加。b-1 样带 Evenness 指数略有增加, 而 Shannon-Wiener 指数和 Richness 指数均略有降低。在草本层, a-1 和 b-1 样带 3 个指数的变化趋势相同, 只是 a-1 样带仅 Evenness 指数增加明显。在 a-2 和 b-2 样带, 灌木层 3 个指数变化趋势相反, a-2 样带 Evenness 指数增加, 而另两个指数降低, 但总体变化幅度较小; b-2 样带是 Evenness 指数降低, 而另两个指数增加, 而且 Evenness 指数降低明显, 降幅超过了 30%。草本层 a-2 样带 3 指数降低明显, 降幅在 23%~34% 之间; b-2 样带 3 个指数均有增加, 物种数增幅达到了 22%。在 a-3 和 b-3 样带, 灌木层在 a-3 样带只 Evenness 指数略有增加, 另两个指数显著降低; b-3 样带 Shannon-Wiener 指数和 Richness 指数增加明显, 但 Richness 指数降低较多, 物种数显著减少。草本层, a-3 样带 3 指数略增, 增幅很小; b-3 样带 3 指数均明显降低, 但 Evenness 指数降幅很大, 物种分布趋向于聚集。

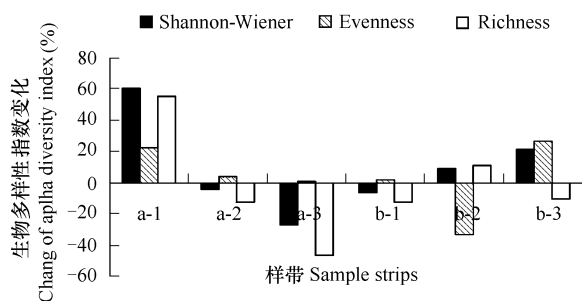


图 2 样带尺度灌木层生物多样性变化 (%)

Fig. 2 Change of alpha diversity index of shrub species between sample strips (%)

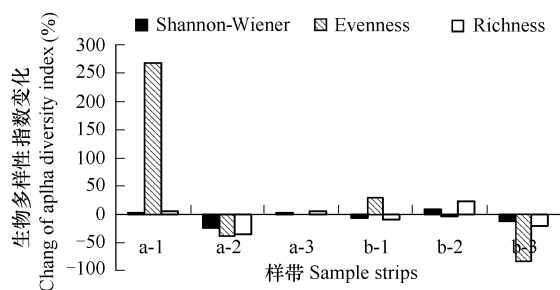


图 3 样带尺度草本层生物多样性变化 (%)

Fig. 3 Change of alpha diversity index of grass species between sample strips (%)

总体来说, 在石大关样带 (a-1 和 b-1) 属于干旱河谷灌丛向亚高山森林的过渡区, 其群落的灌木种类和数量本身较少, 致使林下的微环境差异较小, 草本层物种分布比较集中, 所以植被恢复使两条样带草本层均匀性增加。在阴坡水分条件相对较好, 植被类型特征更接近亚高山森林区, 所以无论灌木还是草本层, 植被恢复使群落复杂性和物种数均有不同程度增加; 而阳坡水分条件较差, 植被类型特征更接近干旱河谷灌丛, 植被恢复使群落复杂性和物种数均有不同程度的降低, 但降幅不是很大。

位于干旱河谷区的两条样带 (a-2 和 b-2), 由于气候干旱, 环境条件恶劣, 使适应干旱气候的物种逐渐加到群落中, 此区域物种数和均匀度均较高。因此植被恢复使生物多样性降低, 但覆盖度得以显著增加。

由于汶川样带 (a-3 和 b-3) 处在干旱河谷区向温性森林过渡区靠近干旱河谷的一侧, 其阴坡灌木层发达, 并伴有温性森林物种, 而草本层相对发育较差, 所以植被恢复使其灌木层多样性降低, 而草本层增加; 阳坡水分条件差, 植被类型特征更接近干旱河谷, 植被恢复使灌木层多样性增加而草本层多样性降低。

因此, 植被恢复使干旱河谷灌丛向亚高山森林的过渡区缩短, 但为植被进一步发育创造了基础; 使干旱河谷植被向良性发展; 在干旱河谷区向温性森林过渡区的阴坡则需要慎重, 可能会导致生物多样性损失。

3.1.2 坡位 在坡位尺度灌木和草本层生物多样性变化相同 (图 4、图 5), 上、中坡位 Shannon-Wiener 指数和 Richness 指数均有较明显下降, Evenness 指数除灌木层上坡位外均有较明显上升; 在下坡位, 除灌木层 Evenness

指数均是显著上升的。由于在上、中坡位,人类活动造成的干扰相对较少,群落结构较复杂,物种数目相对较多。由少数群落物种进行植被恢复造成生物多样性的降低。而在下坡位,人类活动相对较多,生物多样性损失较严重,植被恢复使其得到提高。因此进行植被重建设计时充分考虑坡位因素,将可以取得更好的效果。

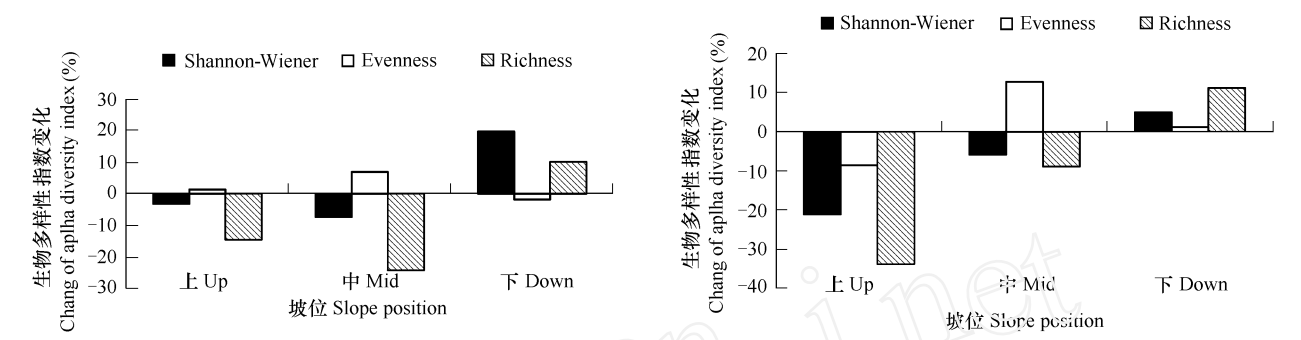


图 4 坡位尺度灌木层生物多样性变化 (%)

Fig. 4 Change of alpha diversity index of shrub species between slope positions (%)

图 5 坡位尺度草本层生物多样性变化 (%)

Fig. 5 Change of alpha diversity index of grass species between slope positions (%)

3.1.3 坡向 在坡向尺度(图 6、图 7),灌木层多样性在北向 Shannon-wiener 指数和 Richness 指数明显上升,而 Evenness 指数下降,东、南、西向变化趋势完全与之相反。草本层在四个方向上均是 Shannon-wiener 指数和 Richness 指数下降,Evenness 指数在北和南向上升,东、西向下降。在坡向尺度上,生物多样性变化复杂,目前尚无法进行有效的解释,但总体来说,植被恢复使群落趋于简单,物种数下降。

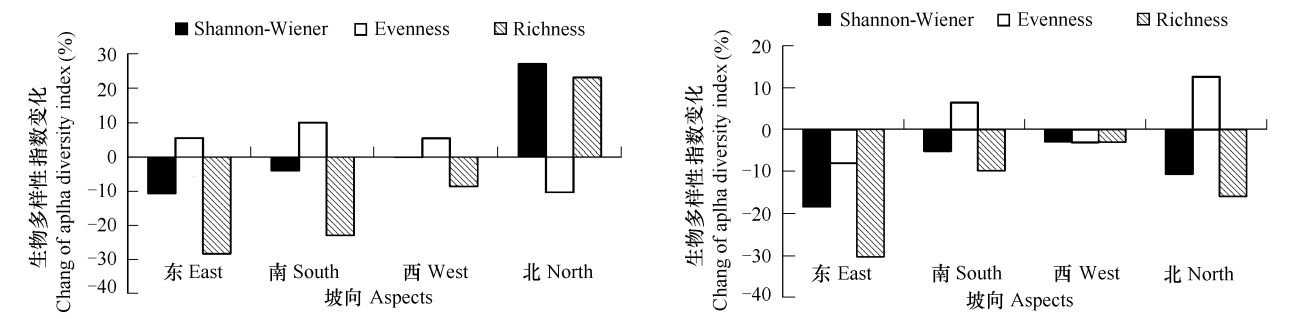


图 6 坡向尺度灌木层生物多样性变化 (%)

Fig. 6 Change of alpha diversity index of shrub species between aspects (%)

图 7 坡向尺度草本层生物多样性变化 (%)

Fig. 7 Change of alpha diversity index of grass species between aspects (%)

3.2 β 多样性差异分析

从图 8 中可以看出,植被恢复后,各样带β多样性整体降低,但这是用少数群落对区域进行植被替代的必然结果。植被恢复加速群落的正向演替,使群落物种组成更加接近,而导致了物种替代速率下降。

3.3 植被覆盖度变化

从表 2 中可以看出,各建群种代表的候选的灌木层盖度在 35 % ~ 65 % 之间,而草本层盖度可以达到 62 % ~ 90 %。图 9 ~ 11 显示,样带、坡向和坡位尺度上,实施植被恢复后,灌木层和草本层的植被覆盖度均有不同程度的增加。从植被盖度的角度讲,植被恢复的设计能够有效的降低土壤侵蚀,可以达到维护区域生态安全的目的。

4 讨论及结论

4.1 讨论

对植被恢复效果评价来说,通过生物多样性指数和地表植被覆盖度进行评价只是一个简单的方法。首

先,我们只能简单地分析一些生物多样性指数的变化,但很多时候不能对其进行更加充分的解释,或者说不能根据生物多样性指数的升高或降低判断植被的健康状况。其次,即使植被恢复给生物多样性带来了损失,其恢复效果仍有值得权衡的余地。在植被演替过程中,在演替初期,各物种逐渐占据生境的过程中,生物多样性可能是很高的,但是植被,尤其是灌木或者乔木层的覆盖度一般较低;随着演替的深入,生物多样性逐渐达到最大值,各层片逐渐发育完整,覆盖度也随之增加;但是到了演替后期,建群种的覆盖度逐渐达到最高,受之影响,一部分物种逐渐从群落中退出,生物多样性实质上是一个降低的过程。植物群落的生物多样性和覆盖度本身存在着一个矛盾,追求最高的生物多样性,可能就不能满足达到最高的覆盖度。尽管维护一个区域的生态安全,保持生物多样性是重要任务之一,但当区域内面临其它更严重的生态问题,对区域安全产生威胁时,植被恢复的最主要的目的就是能够降低其生态环境风险,促进生态系统功能的健康发展,这时提高区域生物多样性则成了次要任务。本文提出的植被恢复格局设计虽然使部分区域生物多样性下降,但它整体提高了地表抵御土壤侵蚀的能力,并为植被进一步的正向演替发育创造了基础。从这个角度来说,此植被恢复格局设计是成功的。由于本文提供的植被恢复工作还没有付诸实施,其有效性还需证明。

下一步工作中,可以通过监测土壤侵蚀量或者测定植被盖度的方法验证其植被恢复是否真正改善了当地的生态环境。在研究方法和技术手段上,随着GIS技术的发展,许多区域尺度上土壤侵蚀的评价模型已经得到广泛应用^[13,14],为开展该区的水土流失评价提供了方法。对于植被盖度的测定,NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) 指数应用十分广泛^[15~21]。NDVI 是一种简易廉价获得植被覆盖度的方法,未来水土流失评价研究中可用来估计区域植被盖度。

4.2 结论

为检验植被恢复可能产生的生态后果,我们对比分析了植被恢复区域内,按此格局设计进行植被恢复后的生物多样性和植被覆盖度可能发生的变化。结果表明:植被恢复格局设计的确使部分区域生物多样性下降;但是进行植被恢复的积极效应也非常明显,它显著提高了区域的地表植被覆盖度,增强了抵御土壤侵蚀的能力;而且为干旱河谷向亚高山森林过渡区的植被进一步发育创造了基础,可以使干旱河谷植被向良性发展,加快了生态系统恢复的速度。

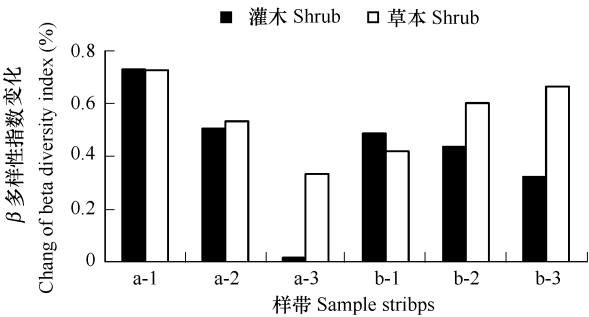


图8 各样带β多样性变化

Fig.8 Change of beta diversity index between sample strips

表2 用于恢复的灌木及草本物种

Table 2 The shrub and grass species for restoration		
物种 Species	盖度 Vegetation cover	
灌木物种 Shrub		
小马鞍羊蹄甲 <i>Bauhinia faberi</i> var. <i>microphylla</i>		0.55
香荛 <i>Caryopteris odorata</i>		0.65
三花荛 <i>Caryopteris terniflora</i>		0.55
铁扫帚 <i>Indigofera bungeana</i>		0.47
西南野丁香 <i>Leptodermis purdomii</i>		0.55
细梗胡枝子 <i>Lespedeza virgata</i>		0.35
小花滇紫草 <i>Onosma farrerii</i>		0.59
白刺花 <i>Sorophora vrcifolia</i>		0.65
草本物种 Grass		
黄茅 <i>Heteropogon contortus</i>		0.9
火绒草 <i>Leontopodium leontopodioides</i>		0.9
蕨 <i>Pteridium aquilinum</i>		0.9
绵枣儿 <i>Scilla scilloides</i>		0.85
金色狗尾草 <i>Setaria glauca.</i>		0.63
虱子草 <i>Tragus berteronianus</i>		0.62

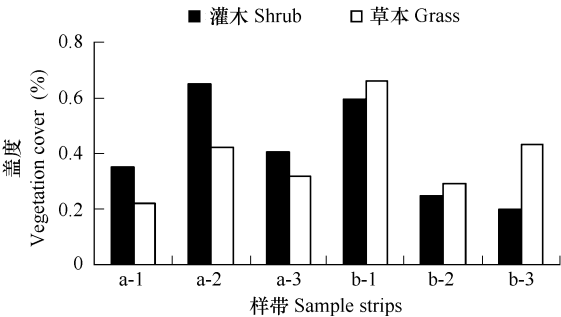


图9 样带尺度植被覆盖度的变化

Fig.9 Change of vegetation cover between sample strips

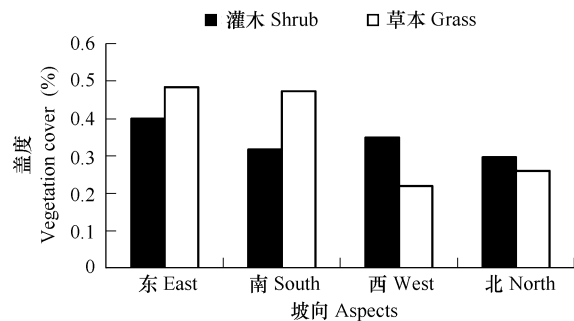


图 10 坡向尺度植被覆盖度变化
Fig. 10 Change of vegetation cover between aspects

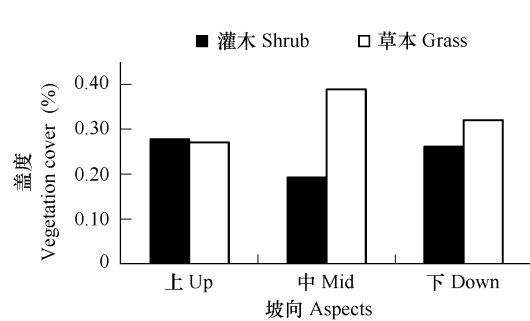


图 11 坡位尺度植被覆盖度变化
Fig. 11 Change of vegetation cover between slope positions

References :

[1] Fang H D , Ji Z H , Bai D Z , *et al.* The study on species diversity of *Leucaena leucocephala* plantation in Jinsha River Hot and Dry Valley. *Research of Soil and Water Conservation* , 2005 , 12 (1) : 135 ~ 137.

[2] Li X R , Xiao H L , Liu L C , *et al.* Long-term effects of sand-binding vegetation on the restoration of biodiversity in Shapotou region of Tengger desert , Northern China. *Journal of Desert Research* , 2005 , 25 (2) : 173 ~ 181.

[3] Peng S L , Zhao P , Zhang J W. The restoration research of damaged ecosystem in subtropical China. *Science Foundation of China* , 1999 , 13 (5) : 279 ~ 282.

[4] Zhao X F , Niu L J , Chen Q H , *et al.* Restoration and Rebuilding of the wind disturbed ecosystems at the wind disaster region in the National Nature Reserve of Changbai Mountain. *Journal of Northeast Forestry University* , 2004 , 32 (4) : 38 ~ 40.

[5] Guan J W. Principle on water and soil conservation , Beijing : Chinese Forest Publishing House , 122 ~ 126.

[6] Xiang S Q , Research on soil resource conservation by root of shrub-herb communities , *Journal of Beijing Forestry University* , 1988 , 10 (4) : 15 ~ 21.

[7] Bao W K , Chen Q H. Discussion on several problems of restoring and rehabilitating degraded mountain ecosystem. *Journal of Mountain Science* , 1999 , 17 (1) : 22 ~ 27.

[8] Zhang M X , Yan C G , Wang J C , *et al.* Analysis on wetland degradation and its reasons in China. *Forest Resources Management* , 2001 , 3 : 23 ~ 26.

[9] Liu Y S , Jay G. Trend analysis of land degradation in the zone along the Great Wall in Northern Shanxi. *Acta Geographica Sinica* , 2002 , 57 (4) : 443 ~ 450.

[10] Ma K M , Fu B J , Li X Y , *et al.* The regional pattern for ecological security (RPES) : the concept and theoretical basis. *Acta Ecologica Sinica* , 2004 , 24 (4) : 761 ~ 768.

[11] LI , GQ , MA , KM , FU , BJ , *et al.* Designing regional pattern for ecosystem restoration : a case study. *Science in China (E)* , 2006 , 49 (Supp.) : 86 ~ 97.

[12] Liu W B. A analysis of the flora of shrub in the arid valley of Minjiang River , southwest China , *Mountain Research* , 1992 , 10 (2) : 83 ~ 88.

[13] Mati B M , Morgan , R P C , Gichuki F N , *et al.* Assessment of erosion hazard with the USLE and GIS : a case study of the Upper Ewaso Ng'iro North basin of Kenya. *JAG* , 2000 , 2 (1) : 1 ~ 9. .

[14] HU L J , Shao M A. Review on regional soil loss study , *Journal of Mountain Science* , 2001 , 19 (1) : 69 ~ 74.

[15] Schmidt H , Karnieli A. Remote sensing of the seasonal variability of vegetation in a semi-arid environment. *J. Arid Environ.* , 2000 , 45 , 43 ~ 59. .

[16] Boutton T W , Tieszen L L. Estimation of plant biomass by spectra reflectance in an East African grassland. *J. Range Manage.* , 1983 , 36 , 213 ~ 216. .

[17] Davenport M L , Nicholson S E. On the relationship between rainfall and the Normalized Difference Vegetation Index for diverse vegetation types in East Africa. *Int. J. Remote Sens.* , 1993 , 14 , 2369 ~ 2389.

[18] Hielkema J U , Prince S D , Astle W L. Rainfall and vegetation monitoring in the Savanna Zone of the Democratic Republic of Sudan using NOAA Advanced Very High. Resolution Radiometer. *Int. J. Remote Sens.* , 1986 , 7 , 1499 ~ 1513. .

[19] Malo A R , Nicholson S E. A study of rainfall and vegetation dynamics in the African Sahel using Normalized Difference Vegetation Index. *J. Arid Environ.* , 1990 , 19 , 1 ~ 24.

[20] Prince S D , Tucker C J. Satellite remote sensing of rangelands in Botswana . NOAA AVHRR and herbaceous vegetation. *Int. J. Remote Sens.* , 1986 , 7 , 1555 ~ 1570.

- [21] Tucker C J, Vanpraet C L, Sharman M J, Van Iersum G. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel : 1980 ~ 1984. *Remote Sens. Environ.* , 1985 , 17 , 233 ~ 249.
- [22] Archer E R M. Beyond the climate versus grazing impasse : using remote sensing to investigate the effects of grazing system choice on vegetation cover in the eastern Karoo. *J. Arid Environ.* , 2004 , 57 , 381 ~ 408.

参考文献:

- [1] 方海东,纪中华,杨艳鲜,等.金沙江干热河谷新银合欢人工林物种多样性研究,水土保持研究,2005,12(1):135~137.
- [2] 李新荣,肖洪浪,刘立超,腾格里沙漠沙坡头地区固沙植被对生物多样性恢复的长期影响,中国沙漠,2005,25(2):173~181.
- [3] 彭少麟,赵平,张经炜,恢复生态学与中国亚热带退化生态系统的恢复,中国科学基金,1999,13(5):279~282.
- [4] 赵晓飞,牛丽君,陈庆红,等.长白山自然保护区风灾干扰区生态系统的恢复与重建,东北林业大学学报,2004,32(4):38~40.
- [5] 关君蔚,水土保持原理,中国林业出版社,北京,122~126.
- [6] 向师庆,灌草丛根系保持土壤资源上的研究,北京林业大学学报,1988,10(4):15~21.
- [7] 包维楷,陈庆恒,退化山地生态系统恢复和重建问题的探讨,山地学报,1999,17(1):22~27.
- [8] 张明祥,王建春.中国湿地资源的退化及其原因分析,林业资源管理,2001,3:23~26.
- [9] 刘彦随,陕北长城沿线地区土地退化态势分析,地理学报,2002,57(4):443~450.
- [10] 马克明,傅伯杰,黎晓亚,等.区域生态安全格局:概念与理论基础,生态学报,2004,24(4):761~768.
- [12] 刘文彬.岷江上游半干旱河谷灌丛区系,山地研究,1992,10(2):83~88.
- [14] 胡良军,劭明安.区域水土流失研究综述,山地学报,2001,19(1):69~74.