

四川省王朗自然保护区地震干扰后 大熊猫栖息地的恢复

王梦君, 李俊清*

(北京林业大学省部共建森林培育与保护教育部重点实验室, 北京 100083)

摘要:四川省王朗自然保护区是大熊猫的重要栖息地, 1976 年该地区发生了震级为 7.2 和 6.7 级地震(松潘-平武大地震), 给该地区森林植被造成了不同程度的破坏。通过对地震遗迹的植被调查, 研究了地震后不同干扰强度下, 恢复群落的物种组成及多样性特征。结果表明: 受地震干扰较严重的群落(群落 E1) 缺失乔木层, 在灌木和草本层中主要由阳性先锋物种幼树、幼苗及部分灌木和草本组成; 干扰较轻的群落(群落 E2) 乔木层物种组成与未受破坏的对照原始林(群落 F) 相似, 但还包含部分先锋物种, 而在灌木和草本层物种组成上与群落 F 没有明显差异; 群落 E1 中植物的科、属及种的丰富度显著低于群落 E2 和群落 F, 而两者之间没有显著差异。3 种群落类型间的物种组成及多样性差异是由不同的地震干扰强度造成的。

关键词:地震; 干扰; 恢复群落; 物种多样性

文章编号: 1000-0933(2008)12-5848-08 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Research on habitat restoration of Giant Panda after a grave disturbance of earthquake in Wanglang Nature Reserve, Sichuan Province

WANG Meng-Jun, LI Jun-Qing*

The Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(12): 5848 ~ 5855.

Abstract: Wanglang Nature Reserve is one of the important protected regions for Giant Panda in Sichuan Province, China. However, this nature reserve is located in the area susceptible to earthquake. In 1976, two shallow earthquakes, 7.2 and 6.7 respectively, sequentially took place in this region. And also in this region, another severe earthquake (8.0) have just happened in August, 2008. The earthquakes caused a variety of influences to the local society and environment, including serious landslides and severe damages to forest vegetation. These damages have lead to serious loss of habitats for Giant Pandas, thus the restoration of forest vegetation is key for the protection of Giant Pandas. However, the recovery of vegetations from earthquake disturbance has seldom been examined in this region. In the present study, we investigated the species composition and diversity for communities that restored naturally from different disturbances during the 1976's earthquakes. Our results showed that: the community recovered from intensive earthquake disturbance (Community E1) was characterized by the lack of tree layer, and the shrub and herb layers were dominated by heliophilous and pioneer

基金项目:国家林业局保护司资助项目(AT0410);“十一五”科技支撑资助项目(2008BADB0B04)

收稿日期:2008-09-24; **修订日期:**2008-12-02

作者简介:王梦君(1981~), 女, 山东人, 博士生, 主要从事恢复生态学研究. E-mail: mengjunwang@126.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lijq@bjfu.edu.cn

致谢:本研究得到王朗自然保护区的帮助, 在此表示感谢。

Foundation item: The project was financially supported by Department of Conservation, State Forestry Administration of China(No. AT0410) and Key Technologies R&D Program, China(No. 2008BADB0B04)

Received date:2008-09-24; **Accepted date:**2008-12-02

Biography: WANG Meng-Jun, Ph. D. candidate, mainly engaged in restoration ecology. E-mail: mengjunwang@126.com

species. The species composition of tree layer in the slightly disturbed forest community (Community E2) was similar to that of the primary forest (Community F), except that pioneer species were observed in Community E2. The community E2 and F had no significant differences in species composition for shrub and herb layers. The numbers of family, genera and species in Community E1 were significant lower than that of Community E2 and F, and there were no significant difference between Community E2 and Community F. The differences in species composition and diversity among these communities were caused by different disturbance intensity of the earthquake.

Key Words: earthquake; disturbance; restoration community; species diversity

干扰是自然界中普遍的现象^[1~3]。在植物群落中,发生在不同时空范围的干扰,直接或者潜在的影响着生物有机体的所有水平^[4],对种群、群落和生态系统结构具有重要的影响^[5]。干扰通过改变植物群落内的环境条件、物种组成和多样性等,进而影响森林群落的结构和功能,导致其演替进程的变化甚至改变演替方向。

干扰按起因分为自然干扰和人为干扰,而在自然干扰中,某些大型低频度干扰如飓风、滑坡、洪水、火山喷发、地震等都会对森林景观产生严重影响^[6~8]。如飓风对森林群落结构造成极大破坏,导致大量树木个体的死亡和受伤^[9],增加了森林生态系统中养分流失;火山喷发和地震则破坏森林景观,导致干扰后的森林恢复过程接近于原生演替,恢复速度极慢。大型低频度自然干扰对生态系统的持续影响时间较长^[6,7],并通过物种的灭绝和侵入过程来影响局域和区域的生物多样性^[10,11]。大型自然干扰对生态系统的影响存在空间异质性,因此干扰后残留植被的数量、组成、空间布局等因素将影响未来群落演替的速度和方向^[6,7]。然而由于缺乏长期的数据支持,目前对大型低频度自然干扰及其生态学影响了解甚少^[6,7]。因此,加强对大型低频度自然干扰后植被的研究是恢复生态学的一个重要任务。

四川省平武县王朗自然保护区处于断裂地层(龙门山地震带)结构之上,地层活跃,频繁的地震活动常常导致生态环境不同程度的破坏。1976年8月16日和8月23日,松潘、平武交界地区分别发生了震级为7.2和6.7级的大地震,震后出现了大量山体滑坡,造成许多地方植被消失,地面被大块岩石及碎石覆盖,破坏相对较轻的地方也出现大面积的箭竹死亡,万余立方米的木材被掩埋,使王朗的森林资源遭到了极大的破坏,现在保护区内还保留着许多地震遗迹。但迄今为止,对王朗自然保护区内大熊猫栖息地干扰的国内外研究较少^[12~17],而对地震后大熊猫栖息地的研究更为少见。2008年5月12日在四川龙门山逆冲推覆构造带断裂带上发生的8.0级汶川大地震是我国大陆历史上发生的破坏性最严重的地震灾害干扰事件,地震灾区是我国生物多样性保护的关键区域,也是大熊猫主要栖息地和大熊猫野生种群的重点分布区。这次地震造成的山体滑坡、泥石流、堰塞湖等次生灾害,对植被和林地破坏严重,甚至使森林群落的结构破坏,局部地区森林覆盖率下降,森林生态功能衰退,大熊猫栖息地遭到重创。因此,本文以王朗自然保护区1976年地震遗迹为调查对象,探讨恢复群落的物种组成及多样性特征,为该区域本次地震后植被恢复策略的制定提供科学参考,同时填补对大型低频度自然干扰后植被恢复研究的空白。

1 研究地概况与研究方法

1.1 研究地概况

研究地点设在位于四川省西北部平武县的王朗自然保护区,地理坐标 103°50' ~ 104°58'E, 32°49' ~ 33°02'N, 面积 32297hm², 是我国最早建立的 3 个大熊猫自然保护区之一。该保护区地处青藏高原东缘,地势西北高、东南低,属深切切割型山地,海拔跨度 2300 ~ 4980m,相对高差近 2700m,从而造成复杂的地形和气候,以及丰富的生物多样性。该区气候上属于丹巴-松潘半湿润气候区,因受地理位置影响形成了暖温带、温带、寒温带、亚寒带和永冻带等不同的气候带谱。保护区内年均气温 2.9℃,7 月份平均气温 12.7℃,1 月份平均气温 -6.1℃,年降水量 862.5 mm。土壤分布与基岩及水热条件的垂直分布密切相关。海拔由低到高依次分布有山地棕壤(2300 ~ 2850m),山地暗棕壤(2600 ~ 3500m),亚高山草甸土(阳坡 2300 ~ 3500m),高山草甸土(3500 ~ 4000m),高山流石滩荒漠土(4000m 以上)。

亚高山寒性针叶林是该区植被的重要组成部分,也是分布最广的森林植被类型。主要地带性优势树种有松科的冷杉属(*Abies*)、云杉属(*Picea*)、落叶松属(*Larix*)、松属(*Pinus*)以及柏科的圆柏属(*Sabina*)中的树种,分布海拔 2300~3600m。不同地段,由不同的种属构成不同的群落类型,如海拔 2800m 的大窝幽以岷江冷杉(*Abies faxoniana*)纯林成片分布,竹根岔则以紫果云杉(*Picea purpurea*)纯林为多。在海拔稍高的地段则为冷杉(*Abies*)、云杉(*Picea*)与红杉(*Larix potaninii*)、方枝柏(*Sabina saltuaria*)等组成的小块混交林。在海拔 2600m 以下地段,冷、云杉遭砍伐后零星地分布于落叶阔叶林内,也分布有作为林下伴生和次生植被类型的灌木林^[18],主要组成有缺苞箭竹(*Fargesia denudata*)、胡颓子(*Elaeagnus*)、五裂茶藨子(*Ribes meyeri*)、绣线菊(*Spiraea*)等。

1976 年地震后至今,该区植被恢复以自然更新为主。不同干扰程度下植被恢复状况存在显著差异。在干扰最为严重的地区,由于土壤流失严重,岩石覆盖率高,植被仅以少量草丛为主;在干扰相对较严重的地区则以灌丛为主,少量伴生有杨柳科的柳属植物;在干扰较轻地区,主要由于土壤破坏较轻,植被恢复较好,部分地区已经恢复到接近地震前状态。本文以干扰相对严重及较轻地区为研究对象,并与未受影响的原始林相对比,阐明地震后恢复 30 余 a 群落物种组成及多样性特征。

1.2 研究方法

1.2.1 野外调查

在王朗自然保护区 1976 年地震遗迹上,选择不同破坏程度的林分设置调查样地(图 1)。通过实际观测、查找保护区大事纪要及询问当地工作人员,确定该区内 1976 年地震中遭受相对较严重破坏的森林群落(以下称群落 E1)及较轻破坏的森林群落(以下称群落 E2)的位置。分别选择这两类建立调查样地,每类设置 3 个重复,同时在森林植被未受影响的原始林中建立 3 块对照样地(以下称群落 F)。3 种类型的样地面积均为 20m×20m,利用网格样方法将样地分割成 5m×5m 的小样方,在小样方内对所有乔木层物种进行每木检尺,记录物种名称、树高、胸径等;灌木层的测量是在样地中按照梅花形选取 5 个 5m×5m 的小样方,记录每一个小样方中高度大于 0.5m 物种的株数、盖度和平均高;草本层的测量是在每个 5m×5m 的小样方的中心选取 1 个 1m×1m 的草本样方,记录每个草本样方中草本的种类、多度、盖度和平均高度;同时记录每一样地所在坡度、海拔、郁闭度、岩石裸露度等指标。

1.2.2 数据处理

利用野外调查资料分别统计不同强度的地震干扰后,恢复的森林群落及对照群落的科、属和种数,并根据下列公式分别计算不同干扰强度下,恢复群落及对照群落中乔木层、灌木层和草本层物种的重要值、Shannon-Wiener 多样性指数及 Simpson 多样性指数,将各样地中重要值 ≥ 0.1 的物种列于表 1 中。

(1) 重要值的计算公式

$$\text{乔木层重要值} = (\text{相对多度} + \text{相对频度} + \text{相对显著度}) / 3$$

$$\text{灌木层、草本层重要值} = (\text{相对多度} + \text{相对盖度}) / 2$$

(2) 物种多样性指数的测定

物种丰富度(Species richness)

$$R = S$$

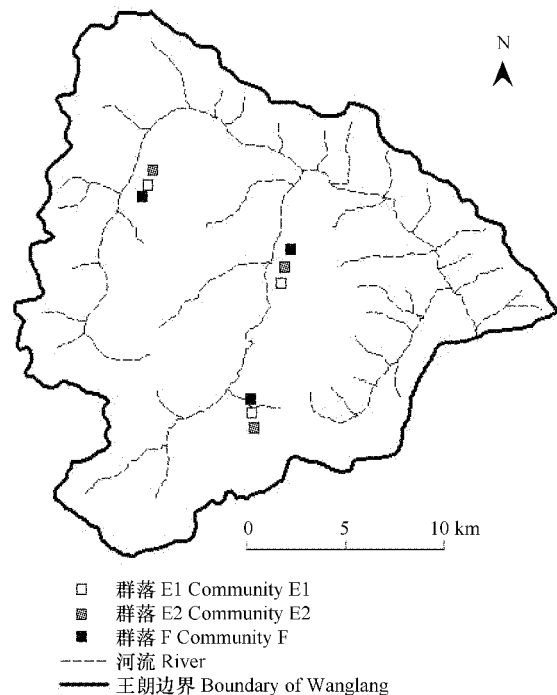


图 1 王朗自然保护区调查样地设置示意图

Fig. 1 Investigation plots in Wanglang Nature Reserve

Shannon-Wiener 多样性指数 (H) $H = - \sum P_i \ln P_i$

Simpson 多样性指数 (D) $D = 1 - \sum P_i^2$

式中, P_i 为物种相对重要值, S 为物种总数。

(3) 群落类型的总体多样性测度

利用群落中乔、灌、草 3 层结合加权参数对群落总体多样性进行计算, 公式如下:

$$D = \sum W_i D_i$$

式中, W_i 为群落第 i 个生长型多样性指数的加权参数, D_i 为第 i 个生长型多样性指数 ($i=1$, 乔木层(t); 2, 灌木层(s); 3, 草本层(h))。

加权参数的计算见文献^[19], 经计算群落 E1 灌、草 2 层的权重参数分别为 0.56 和 0.44; 群落 E2 乔、灌、草 3 层的权重参数分别为 0.46、0.30 和 0.26; 群落 F 的乔、灌、草 3 层权重参数分别为 0.58、0.24 和 0.18。

文中所有数据均在 SPSS (SPSS Inc. Chicago, IL, USA) 软件上进行分析, 显著性水平选择 $P < 0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 物种组成

根据野外调查数据, 群落 E1 中共有物种 35 种, 分属 28 属 21 科, 占优势的科有菊科 (Compositae, 7 种), 杨柳科 (Salicaceae, 7 种), 忍冬科 (Caprifoliaceae, 5 种); 群落 E2 中共有物种 66 种, 分属 56 属 31 科, 占优势的科有蔷薇科 (Rosaceae, 10 种), 忍冬科 (6 种), 杨柳科 (5 种), 禾本科 (Gramineae, 5 种); 群落 F 中共有物种 57 种, 分属 46 属 25 科, 占优势的科有毛茛科 (Ranunculaceae, 10 种), 蔷薇科 (10 种), 菊科 (7 种), 虎耳草科 (Saxifragaceae, 6 种), 松科 (Pinaceae, 6 种), 百合科 (Liliaceae, 5 种), 忍冬科 (5 种)。

3 种群落物种组成中, 群落 E1 中无乔木层, 而在群落 E2 和群落 F 乔木层中共有物种为岷江冷杉和紫果云杉, 均是本地森林演替顶级物种, 但群落 E2 中还包含一些演替先锋物种如糙皮桦等。在灌木层中, 3 种群落均由一些乔木幼树和林下灌木组成, 但在群落 E1 和 E2 中幼树主要为先锋种; 在群落 E1 中没有出现大熊猫的主要食物-缺苞箭竹, 而在群落 E2 和群落 F 中均有缺苞箭竹。草本层中, 群落 E1 包含乔木幼苗和一些草本, 而在群落 E2 和群落 F 中多为草本植物, 但群落 E2 中出现缺苞箭竹幼苗 (表 1)。

表 1 王朗自然保护区各调查群落的分层物种组成表

Table 1 Species composition of different communities in Wanglang Nature Reserve

层次 Layer	群落 E1 Community E1	群落 E2 Community E2	群落 F Community F
乔木层 Tree layer	—	岷江冷杉 <i>Abies faxoniana</i> 、紫果云杉 <i>Picea purpurea</i> 、西南落叶松 <i>Larix potaninii</i> 、高山柏 <i>Sabina squamata</i> 、皂柳 <i>Salix Wallichiana</i> 、糙皮桦 <i>Betula utilis</i>	岷江冷杉 <i>Abies faxoniana</i> 、紫果云杉 <i>Picea purpurea</i>
灌木层 Shrub layer	皂柳 <i>Salix Wallichiana</i> 、长芽绣线菊 <i>Spi- raea longigemmis</i> 、柳叶忍冬 <i>Lonicera lan- ceolata</i>	缺苞箭竹 <i>Fargesia denudata</i> 、糙皮桦 <i>Bet- ula utilis</i> 、川康长尾槭 <i>Acer caudatum</i> 、柳 叶忍冬 <i>Lonicera lanceolata</i> 、长芽绣线菊 <i>Spiraea longigemmis</i> 、山光杜鹃 <i>Rhodo- dendron oreodoxa</i>	缺苞箭竹 <i>Fargesia denudata</i> 、西南卫矛 <i>Euonymus hamiltonianus</i> 、小叶忍冬 <i>Lonicera microphylla</i>
草本层 Herb layer	皂柳 <i>Salix Wallichiana</i> 、接骨草 <i>Sambucus chinensis</i> 、珠芽蓼 <i>Polygonum viviparum</i> 、 柳兰 <i>Epilobium angustifolium</i> 、火绒草 <i>Le- ontopodium longifolium</i> 、甘肃苔草 <i>Carex kansuensis</i> 、宽翅香青 <i>Anaphalis latialata</i>	珠芽蓼 <i>Polygonum viviparum</i> 、缺苞箭竹 <i>Fargesia denudata</i> 、紫花碎米荠 <i>Cardam- ine tangutorum</i> 、丛毛羊胡子草 <i>Eriopho- rum comosum</i> 、刺悬钩子 <i>Rubus pungens</i>	宽叶荨麻 <i>Urtica laetevirens</i> 、掌裂蟹甲 草 <i>Cacalia palmatisecta</i> 、酢浆草 <i>Oxalis corniculata</i> 、大叶茜草 <i>Rubia leiocaulis</i> 、 丛毛羊胡子草 <i>Eriophorum comosum</i> 、甘 肃苔草 <i>Carex kansuensis</i> 、鹿耳韭 <i>Allium ovalifoium</i> 、升麻 <i>Cimicifuga foetida</i>

3 种群落类型在乔木层物种-重要值曲线中存在显著差异 (图 2)。群落 E1 为灌丛, 无乔木层, 而群落 E2 中乔木层物种数显著高于群落 F, 但其优势种不明显, 群落 F 中恰恰相反, 物种数少于群落 E2, 但其优势种明显。灌木层物种-重要值曲线中, 3 种群落类型物种数由少到多依次为群落 E1 < 群落 F < 群落 E2, 群落 E2 和

群落 F 低重要值物种均多于群落 E1, 但 3 种群落类型在灌木层中优势种均较明显。草本层物种-重要值曲线中, 3 种群落类型物种数由少到多依次为群落 E1 < 群落 E2 < 群落 F, 群落 E1 和群落 E2 中优势种明显, 而群落 F 中优势种不明显。

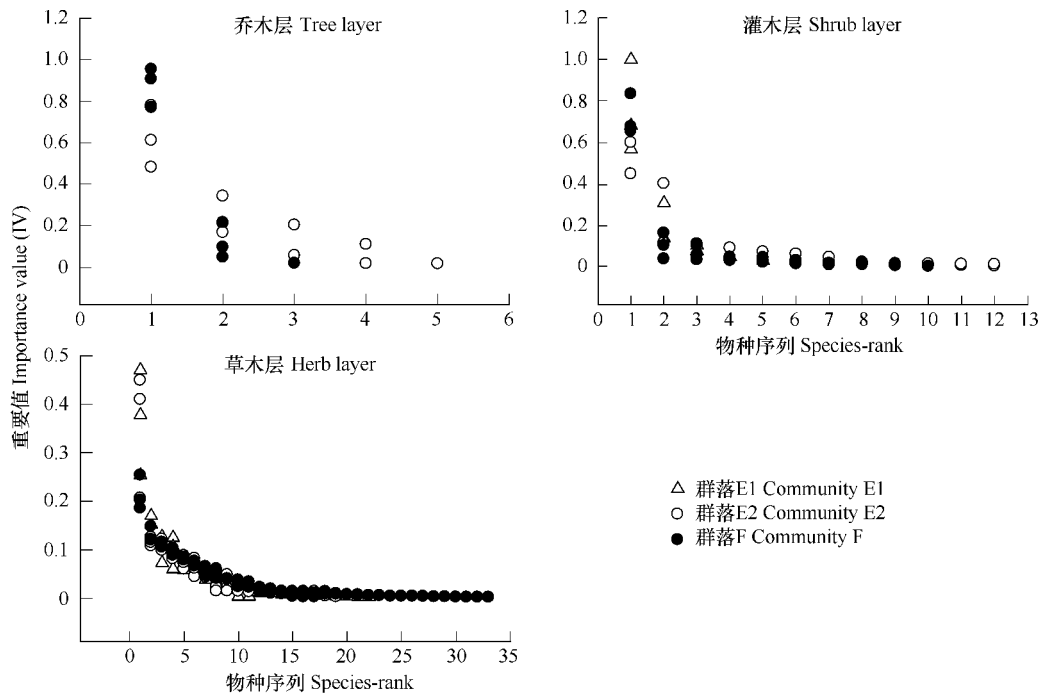


图2 王朗自然保护区各调查群落的物种-重要值曲线

Fig. 2 The curve of species-importance value of different communities in Wanglang Nature Reserve

2.2 科、属、种丰富度

3 种群落类型中, 乔木层和灌木层的科丰富度均没有显著差异 ($P > 0.05$) (表 2), 但草本层中群落 E1 中科丰富度显著低于群落 F ($P < 0.05$), 群落 E2 与群落 E1、群落 F 均没有显著差异 ($P > 0.05$), 而群落 E1 中总体科丰富度显著低于群落 E2 和群落 F ($P < 0.05$), 后两者之间也没有显著差异 ($P > 0.05$)。乔木层、灌木层和草本层属丰富度在 3 种群落类型中均没有显著差异 ($P > 0.05$), 但群落 E1 总体属丰富度最低, 而群落 E2 和群落 F 之间没有显著差异 ($P > 0.05$)。群落 E2 拥有最高的乔木层物种丰富度, 群落 E1 中乔木层物种丰富度最低, 群落 F 居中, 并且 3 种群落类型间均存在显著差异 ($P < 0.05$), 灌木层和草本层物种丰富度在 3 种群落类型中均没有显著差异 ($P > 0.05$), 总体物种丰富度群落 E1 显著低于群落 E2 和群落 F ($P < 0.05$), 而后两者之间没有显著差异 ($P > 0.05$)。

2.3 Shannon-Wiener 与 Simpson 多样性指数

群落 E1 中乔木层 Shannon-Wiener 多样性显著低于群落 E2 和群落 F ($P < 0.05$) (表 2), 而后两者之间没有显著差异 ($P > 0.05$), 灌木层和草本层 Shannon-Wiener 多样性在 3 种群落类型中均无显著差异 ($P > 0.05$), 群落总体 Shannon-Wiener 多样性中 3 种群落类型之间均没有显著差异 ($P > 0.05$)。3 种群落类型中乔木层和灌木层 Simpson 多样性也没有显著差异 ($P > 0.05$), 但群落 F 中拥有最高的草本 Simpson 多样性, 群落 E1 和群落 E2 中草本 Simpson 多样性没有显著差异 ($P > 0.05$), 3 种群落类型的总体 Simpson 多样性之间亦没有显著差异 ($P > 0.05$)。

3 讨论

干扰通过调节植物种类及植株数量配比影响植物群落物种组成^[20]。干扰特别是大规模强度干扰过后, 森林景观发生重大变化^[6~8]。在群落 E1 中, 地表植被受地震影响较为严重, 林冠层植被悉数消失, 土壤破坏

严重,群落恢复速度较慢,恢复群落中物种主要由速生、喜光的阳性先锋物种组成。而在群落 E2 中,地震仅是破坏了林下植被,而对上层植被没有严重影响,因而群落恢复速度快,恢复群落中物种由残存的原群落顶级物种及部分先锋物种组成。群落 F 由于未受地震影响,其物种组成仍是由本地群落的顶级物种组成。因此,地震的不同破坏程度导致了不同群落类型间物种组成上的差异。

表 2 王朗自然保护区各调查群落的多样性特征表

Table 2 Diversity feature of different communities in Wanglang nature reserve

指标 Index	层次 Layer	群落 E1 Community E1	群落 E2 Community E2	群落 F Community F
科丰富度 Family richness	乔木层 Tree layer	0.0 ± 0.0a	3.7 ± 0.7a	1.7 ± 0.3a
	灌木层 Shrub layer	2.0 ± 0.6a	5.7 ± 1.9a	6.0 ± 0.6a
	草本层 Herb layer	10.3 ± 1.9a	13.7 ± 0.3ab	16.0 ± 1.7b
	总 Total	10.3 ± 1.8a	18.0 ± 1.0b	17.0 ± 1.5b
属丰富度 Genera richness	乔木层 Tree layer	0.0 ± 0.0a	3.7 ± 0.7a	1.7 ± 0.3a
	灌木层 Shrub layer	3.0 ± 1.0 a	7.3 ± 2.7a	7.7 ± 0.7a
	草本层 Herb layer	12.3 ± 2.8a	18.7 ± 0.3a	21.3 ± 4.7a
	总 Total	13.0 ± 3.1a	25.7 ± 1.5b	25.0 ± 4.0b
物种丰富度 Species richness	乔木层 Tree layer	0.0 ± 0.0a	4.0 ± 0.6b	2.3 ± 0.3c
	灌木层 Shrub layer	3.3 ± 1.2a	8.7 ± 3.3a	8.7 ± 0.9a
	草本层 Herb layer	14.3 ± 3.8a	19.0 ± 0.0a	23.7 ± 4.8a
	总 Total	15.3 ± 3.9a	27.7 ± 2.4b	28.3 ± 3.9b
Shannon-Wiener	乔木层 Tree layer	0 ± 0.0a	2.76 ± 0.26b	2.72 ± 0.22b
	灌木层 Shrub layer	2.75 ± 0.45a	2.71 ± 0.27a	2.21 ± 0.19a
	草本层 Herb layer	3.38 ± 0.18a	3.59 ± 0.19a	3.91 ± 0.26a
	总 Total	3.03 ± 0.18a	2.95 ± 0.16a	2.81 ± 0.15a
Simpson	乔木层 Tree layer	1.00 ± 0.00a	0.92 ± 0.02a	0.93 ± 0.01a
	灌木层 Shrub layer	0.90 ± 0.04a	0.91 ± 0.02a	0.84 ± 0.04a
	草本层 Herb layer	0.95 ± 0.01a	0.96 ± 0.00a	0.98 ± 0.00b
	总 Total	0.92 ± 0.02a	0.93 ± 0.01a	0.91 ± 0.02a

众多研究表明,干扰可以影响某一群落的物种多样性^[1, 3, 21],而且被认为是影响植物群落物种丰富度的主要因素^[22, 23]。但影响的结果不尽相同,轻度干扰和重度干扰都会降低物种丰富度,而中等程度干扰则会提高物种丰富度^[3, 24]。在四川平武 1976 年地震中,一些地方受到严重干扰,甚至发生了滑坡(群落 E1),地面植被遭到颠覆性的破坏,地表土壤流失殆尽,并覆盖有大块岩石及碎石,至今群落中乔木层物种丰富度仍较低;而在干扰相对较轻并保存有一定数量大径级树木个体的群落中(群落 E2),尽管林下植被破坏遭到一定程度的破坏,但群落中乔木层物种丰富度显著高于其它群落类型;在地震干扰强度更小的地区森林植被则没有受到影响(群落 F),群落中乔木层物种丰富度也相对较高。可见,3 种群落类型乔木层物种丰富度的高低与干扰程度密切相关,受到相对较严重干扰与未受干扰的群落中乔木层物种丰富度均低于中等程度干扰下的群落。

1976 年地震后至今,破坏后的植被已经开始恢复并在某些地方恢复较好。植被恢复除依赖于先锋物种种子的传播之外^[25],干扰过后原群落残存植被(如存活树木个体、土壤种子库、萌生植株等)对于群落次生演替具有重要的作用^[4, 9],而且残存植被的多少、结构组成以及空间格局常常与干扰类型、强度和频度紧密联系^[6]。干扰立地残存的大径级个体或者那些具有快速侵移、定居能力且生长迅速的个体对于植被恢复的作用极为重要^[4, 9, 26, 27]。通常这些残存个体的存在能够为散布的种子提供较好的萌发条件(例如遮光、增加土壤湿度等)^[28],即形成树岛(tree islands)^[29],从而避免干扰生境中强光和高温导致种子的存活力下降^[30]。同时这些干扰立地残存的个体的果实也能够吸引鸟类、蝙蝠等动物的活动,增加了种子传播^[31~33],从而提高了

恢复群落中的物种多样性^[34]。本文中群落 E2 即为破坏后具有残存植被,其恢复群落中的物种多样性明显高于群落 E1,而与未受破坏的原始林相似。

不同地震干扰强度下恢复群落物种组成及多样性存在显著差异,其原因主要是地震对土壤的破坏程度不同。在较严重地区,土壤流失殆尽,植物没有生存条件,自然更新缓慢,而在破坏较轻的地区,土壤条件相对较好,植被恢复较快。植被的恢复速度直接关系到大熊猫栖息地面积的变化。在破坏程度较轻、恢复速度较快的群落中,其群落生境已经逐渐接近大熊猫生存的要求(群落 E2 中已经出现缺苞箭竹幼苗),但对于破坏严重、恢复速度较慢的群落(群落 E1),其群落生境与大熊猫生存要求相差较远。恢复 30 余 a 的群落仍没有形成乔木层,更没有出现大熊猫的主要食物——缺苞箭竹。而 2008 年汶川地震中,根据国家林业局初步统计,严重受损、毁坏的大熊猫栖息地在 12 万 hm^2 左右,占四川整个受灾面积的 8.3%。如此大面积的严重受损、毁坏的大熊猫栖息地若任其自然恢复,则会极大的影响大熊猫的生存空间,因此必须采取人为措施加速其恢复。根据本文的研究结果,建议对本次地震中干扰严重的地区,首先要利用人工措施恢复土壤条件,然后进行人工更新,以促进其快速恢复;但在干扰相对较轻的地区,则可以利用天然更新进行植被恢复。总之,干扰后植被恢复方式要根据实际情况进行,不同的状况采用不同的恢复方式,以达到尽快恢复的目的。

References:

- [1] Connell J H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 1978, 199(4335): 1302—1310.
- [2] Peres C A, Jos B, Laurance W F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 2006, 21(5): 227—229.
- [3] Sheil D, Burslem D F R P. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 2003, 18(1): 18—26.
- [4] Guariguata M R, Ostertag R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 2001, 148(1): 185—206.
- [5] Sletvold N, Rydgren K. Population dynamics in *Digitalis purpurea*: the interaction of disturbance and seed bank dynamics. *Journal of Ecology*, 2007, 95(6): 1346—1359.
- [6] Turner M G, Barker W L, Peterson C J, *et al.* Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1998, 1(6): 511—523.
- [7] Turner M G, Dale V H. Comparing large, infrequent disturbances: what have we learned? *Ecosystems*, 1998, 1(6): 493—496.
- [8] Foster D R, Knight D H, Franklin J F. Landscape patterns and legacies resulting from large infrequent forest disturbances. *Ecosystems*, 1998, 1(6): 497—510.
- [9] Chazdon R L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2003, 6(1-2): 51—71.
- [10] Whittaker R J. Disturbed island ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 1995, 10(10): 421—425.
- [11] Salo J, Kalliola R, Häkkinen I, *et al.* River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 1986, 322(6076): 254—258.
- [12] Shen G Z, Li J Q, Ren Y L, *et al.* Disturbances and subalpine forest structure in giant panda's habitat. *Journal of Beijing Forestry University*, 2002, 24(5): 115—119.
- [13] Gong W, Ren J W, Zhao C Q, *et al.* Environmental analysis on giant panda habitat in Gansu Province. *Scientia Silvae Sinicae*, 2005, 41(5): 86—90.
- [14] Lin Y H, Gu H J, Long T L, *et al.* Impact of logging upon the habitat of giant panda in Pingwu County, Sichuan, China. *Scientia Silvae Sinicae*, 2005, 41(1): 109—115.
- [15] Ouyang Z Y, Liu J G, Xiao H, *et al.* An assessment of giant panda habitat in Wolong Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(11): 1869—1874.
- [16] Mao Z H, Zhu J J. Effects of disturbances on species composition and diversity of plant communities. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2695—2701.
- [17] Shen G Z, Li J Q, Jiang S W. Structure and dynamics of subalpine forests in giant panda habitat. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(6): 1294—1299.
- [18] Rice B, Westoby M. Species richness in vascular vegetation of the West Head, New South Wales. *Austral Ecology*, 1983, 8(2): 163—168.
- [19] Gao X M, Huang J H, Wan S Q, *et al.* Ecological studies on the plant community succession on the abandoned cropland in Taibaishan, Qinling

Mountains. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17(6): 619—625.

- [20] Levin S A, Paine R T. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1974, 71(7): 2744—2747.
- [21] Denslow J S. Disturbance and diversity in tropical rain forests; the density effect. *Ecological Applications*, 1995, 5(4): 962—968.
- [22] Collins S L, Glenn S M, Gibson D J. Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. *Ecology*, 1995, 76(2): 486—492.
- [23] Mackey R L, Currie D J. The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology*, 2001, 82(12): 3479—3492.
- [24] Roxburgh S H, Shea K, Wilson B. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 2004, 85(2): 359—371.
- [25] Holl K D, Kappelle M. Tropical forest recovery and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 1999, 14(10): 378—379.
- [26] Holl K D. Effect of shrub on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 2002, 90(1): 179—187.
- [27] Holl K D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*, 1998, 6(3): 253—261.
- [28] Ferguson B G, Vandermeer J, Morales H, *et al.* Post-agricultural succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology*, 2003, 17(3): 818—828.
- [29] Zahawi R A, Augspurger C K. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica*, 1999, 31(4): 540—552.
- [30] Vieira D L M, Scariot A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, 2006, 14(1): 11—20.
- [31] Zahawi R A, Augspurger C K. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications*, 2006, 16: 464—478.
- [32] Carrière S M, André M, Letourmy P, *et al.* Seed rain under isolated trees in a slash and burn agricultural system in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, 2002, 18(3): 353—374.
- [33] Carrière S M, Letourmy P, McKey D B. Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, 2002, 18(3): 375—396.
- [34] Toh I, Gillespie M, Lamb D. The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. *Restoration Ecology*, 1999, 7(3): 288—297.

参考文献:

- [12] 申国珍, 李俊清, 任艳林, 等. 大熊猫栖息地亚高山针叶林结构和干扰关系研究. *北京林业大学学报*, 2002, 24(5/6): 115—119.
- [13] 巩文, 任继文, 赵长青, 等. 甘肃省大熊猫栖息地生境分析. *林业科学*, 2005, 41(5): 86—90.
- [14] 林英华, 顾海军, 隆廷伦, 等. 森林采伐对平武大熊猫栖息地的影响. *林业科学*, 2005, 41(1): 109—115.
- [15] 欧阳志云, 刘建国, 肖寒, 等. 卧龙自然保护区大熊猫生境评价. *生态学报*, 2001, 21(11): 1869—1874.
- [16] 毛志宏, 朱教君. 干扰对植物群落物种组成及多样性的影响. *生态学报*, 2006, 26(8): 2695—2701.
- [17] 申国珍, 李俊清, 蒋仕伟. 大熊猫栖息地亚高山针叶林结构和动态特征. *生态学报*, 2004, 24(6): 1294—1299.
- [19] 高贤明, 黄建辉, 万师强, 等. 秦岭太白山弃耕地植物群落演替的生态学研究. *生态学报*, 1997, 17(6): 619—625.