

鼎湖山马尾松林群落生物量生产对人为干扰的响应

莫江明¹, 彭少麟^{1*}, Sandra Brown², 孔国辉¹, 方运霆¹

(1. 中国科学院华南植物研究所, 广东肇庆鼎湖山树木园 526070;

2. Winrock International, 1621 N. Kent St., Suite 1200, Arlington, VA 22209, USA)

摘要:通过处理(根据当地习惯收割凋落物和林下层)和保护(无任何人为干扰)样地的比较,在 10a 时间里研究了鼎湖山生物圈保护区马尾松(*Pinus massoniana*)林群落生物量生产对人为干扰的响应。1990~1995 年,由于人为干扰活动而直接从处理样地取走的有机质总量为 21.21 t/hm²。1990~2000 年,保护样地林下层生物量以 34%~53%的年增长速率从 2.23 t/hm²逐年提高,至 1995 年达到高峰(11.10 t/hm²),之后因与乔木层马尾松生长竞争原因而下降至 9.44 t/hm²;地表凋落物主要来源于林下层植物且地表凋落物量变化与林下层生物量变化相类似。在整个试验过程,尽管保护样地和处理样地乔木层马尾松个体总数均随时间而减少,但它们的总生物量则随时间而增加且其增加的速率随时间和样地不同而异。1990~1995 年,保护样地总生物量增加了 38.3%(从 81.2 t/hm²增至 112.3 t/hm²),较处理样地(收获林下层和凋落物)总生物量增加的百分比高 4.7 个百分点(33.6%,从 98.8 t/hm²增至 132.0 t/hm²)。然而,1995~2000 年,保护样地总生物量增加的百分比为 29.1%(从 112.3 t/hm²增至 145.0 t/hm²),较处理样地(1995~2000 年也停止人为干扰)增加的百分比却低 3.2 个百分点(32.3%,从 132.0 t/hm²增至 174.7 t/hm²)。可见,1990~1995 年,人为干扰活动使处理样地马尾松林乔木层生物量年平均增长量降低,即年平均增长量约减少 1.58 t/hm²,此量相当于每年通过林下层和凋落物收割活动而直接从林地中取走的生物量的 34%~46%。

关键词:人为干扰;生物量生产;马尾松;退化;恢复;鼎湖山

Response of biomass production to human impacts in a pine forest in subtropical China

MO Jiang-Ming¹, PENG Shao-Lin^{1*}, Sandra Brown², KONG Guo-Hui¹, FANG Yun-Ting¹ (1. South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Dinghu, Zhaoqing, Guangdong 526070, China; 2. Winrock International, 1621 N. Kent St., Suite 1200, Arlington, VA 22209, USA). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(2): 193~200.

Abstract: For the past two decades, society has become increasingly aware of the problem of forest degradation. The effects of forest degradation transcend individual countries and now impact global processes. Research on the restoration of degraded forest has become one of the key issues in global ecology. Of particular concern are the effects of human activities on the forest productivity and site fertility, especially as the demands for fuel and timber from tropical forests are increasing. The response of biomass production in a *Pinus massoniana* forest to human impacts in subtropical China was studied in an experiment comparing harvesting (according to local practice) and control (no harvest) plots over a ten year period of 1990 to 2000. In the treatment plots, local people continued to harvest litter and understory according to local practice (about 2~3 times a year) from the beginning of the experiment in May 1990. The harvesting according to local practice occurred during the period 1990

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30270283);中国科学院知识创新工程领域前沿资助项目;中国科学院华南植物研究所所长基金资助项目;广东省自然科学基金资助项目(021524)

收稿日期:2003-01-20;**修订日期:**2003-10-31

作者简介:莫江明(1964~),男,研究员,主要从事生态系统生态学、恢复生态学和自然保护区管理。E-mail: mojm@scib.ac.cn

* **通讯作者** Author for correspondence, E-mail: slpeng@scib.ac.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 30270283); Director Foundation of South China Institute of Botany, CAS; Field Frontiers Project of CAS Knowledge Innovation Program; and the Provincial Natural Science Foundation of Guangdong, China (No. 021524)

Received date: 2003-01-20; **Accepted date:** 2003-10-31

Biography: Mo Jiangming, Professor. Research field: ecosystem ecology, restoration ecology and nature reserve management. E-mail: mojm@scib.ac.cn

~1995 after which time it was stopped. Control plots were protected from any harvesting.

In treatment plots, the total organic matter removed by this harvesting practice during 1990 to 1995 was 21.21 t/hm². In control plots, after stopping harvesting practice the understory biomass increased at an annual rate of 34 to 53 percent during the first 5 years from 2.23 t/hm² to 11.10 t/hm², followed by a slight decline over the remaining 5 years from 11.10 t/hm² to 9.44 t/hm². The standing stock of forest floor litter was mainly composed of understory plants and reflected the pattern of understory biomass production. The biomass of pine trees in both treatment and control plots increased over time, although the number of individuals of pine trees decreased. However, the biomass increment of pine trees varied depending on plots and on years. From 1990 to 1995, the biomass increased by 38.3% (from 81.2 t/hm² to 112.3 t/hm²) in control plots and was higher than that in treatment plots (33.6%), which increased from 98.8 t/hm² to 132.0 t/hm². From 1995 to 2000, the biomass in control plots increased by 29.1 percent (from 112.3 t/hm² to 145.0 t/hm²) and was lower than that in treatment plots (32.2%, harvesting was also stopped during 1995~2000), which increased from 132.0 t/hm² to 174.7 t/hm². Thus, from 1990 to 1995, harvesting practice resulted in about 1.6 percent of biomass decrease each year in treatment plots, which was about 1.58 t/(hm² · a) and accounted for 34 to 46 percent of total organic matter removed directly each year by this harvesting practice.

Key words: human impact; biomass production; *Pinus massoniana*; degradation; restoration; Dinghushan

文章编号:1000-0933(2004)02-0193-08 中图分类号:Q143,Q948 文献标识码:A

近代,由于人类活动诸如收获木材、非持续性的农业生产、过度放牧和过度收获薪炭材等原因,引起了森林生态系统退化的问题日益严重^[1~4]。目前,森林生态系统退化,包括生物量降低、森林片断化以及生物多样性损失等的影响已不仅涉及个别国家而是全球性的生态问题^[2, 3, 5~8]。因此退化生态系统的恢复研究已成为当前全球生态研究的热点内容。其中,人们最关注的是受不同人为干扰条件下森林生态系统结构与功能的响应及其机理,同时已有一些学者正在研究受不同人为干扰下森林生态系统的恢复和管理,以及停止人为干扰后这些森林生态系统的反响。近期研究结果表明,由于人类活动而引起森林数量和质量下降的程度,取决于人类影响森林的方式、程度、持续的时间和森林的抗干扰能力^[2, 5, 7~13]。可见,了解人类活动对森林的影响及其响应对于制订植被恢复以及森林可持续性管理计划均具有重要的意义。

马尾松(*Pinus massoniana*)是我国松属树种中分布最广的一种,也是我国亚热带东部湿润地区典型的针叶乡土树种。分布于广东、广西、云南、福建、湖南、湖北、安徽、四川、贵州、河南、陕西、江苏、浙江、江西等十四省(区)。目前,马尾松林的面积占全国针叶林的首位,是我国南方最具代表性的森林类型之一^[14]。然而,马尾松林多分布在低山丘陵,村民集居地周围,人为活动频繁,长期受到人为干扰(如割草、采集枯枝落叶、修枝和割松脂等)的影响^[11~22]。据统计,在南方由于人为干扰严重,有近 1/4 的马尾松林群落存在着不同程度的退化,形成了许多名符其实的“小老头树”^[23, 24]。目前,马尾松林生态系统已成为我国南方森林生态系统结构中面积最大的退化类型,是组成困扰我国 21 世纪环境影响的突出问题^[23, 24],其退化群落的恢复与重建也是水土流失治理、国土整治的一项重要内容^[23, 24]。可见,开展在人为干扰和停止人为干扰下马尾松林生态系统结构、功能和动态的研究,不仅可以为我国目前大面积的退化马尾松林恢复和马尾松林可持续性管理提供理论依据,而且还可以深化和发展恢复生态学的理论。

为了满足当地居民燃料的需求,广东鼎湖山生物圈保护区自 20 世纪 60 年代初始允许当地居民收割其过渡区退化林地重建起源的马尾松林的凋落物和林下层植物(乔木层林冠以下除马尾松和桉树外的灌木、草本以及蕨类植物)。这些收割活动每年常发生多次^[11, 12]。而且,尽管政府部门力图减少或控制这种人为收割活动的强度,但这种收割林下层植物和凋落物活动在我国南方仍然非常普遍^[11, 12]。前期研究结果表明,鼎湖山马尾松林生态系统没有得到正常恢复有些甚至继续退化,这种人为干扰活动可能是阻碍本已退化的马尾松林恢复或造成其进一步退化的主要原因^[11, 12]。为此,从 1990 年开始作者在鼎湖山生物圈保护区设立了永久性的中美合作样地,研究受人为干扰下马尾松林生态系统的响应及其机理,以及停止人为干扰后马尾松林生态系统的反响,探讨这些马尾松林的退化原因、机理以及恢复途径^[11, 12],为我国目前大面积的退化马尾松林恢复和马尾松林可持续性管理提供理论依据。本文作为该项目其中一部分,继续报道在这 10a 的试验期间,鼎湖山马尾松林群落生物量生产对人为干扰的响应。

1 材料与方法

1.1 样地概况

本研究在广东省鼎湖山生物圈保护区进行。保护区位于广东省中部,东经 112°33', 北纬 23°10', 属亚热带季风性气候型。年平均降雨量为 1927 mm, 其中 75% 分布在 3 月至 8 月份, 而 12 月至翌年 2 月份仅占 6%。年平均相对湿度为 80%。年平均温

度为 21.4℃,最冷月(1 月份)和最热月(7 月份)的平均温度分别为 12.6℃和 28.0℃^[25]。

研究样地位于保护区东南角过渡区人工种植的马尾松林。海拔高度在 50~200 m 之间。样地的母岩为沙岩。土壤为砖红壤性红壤,pH 值在 4.5~5.0 之间。土层较浅,一般不超过 30 cm。森林以马尾松为主,整个林地仅有 3 棵桉树(*Eucalyptus robusta*),林龄约为 66a^[11, 12]。因长期受人为干扰(收割凋落物和林下层,每年 2~3 次),该马尾松林退化较严重,林分结构简单,乔木仅一层且林冠稀疏,但林下层植物较稠密。林下层树种主要以桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)、芒萁(*Dicranopteris linearis*)、毛稔(*Melastoma sanguineum*)、岗松(*Baeckea frutescens*)等为主^[11, 12]。

1.2 实验设计

研究样地采用对比样方(paired-plot)设计,共有 20 对样方。每对由处理(允许收割凋落物和林下层活动)样地和保护(不进行任何收割活动)样地各一个组成。每个样方的面积为 10×10 m²,周围有 10 m 宽的缓冲带。采用随机方法确定同一对的两个样方是否为处理或保护,且两个样方在土壤、坡度、外貌、和海拔高度等均相类似。样地坡度的平均值为 30°,最小和最大分别为 26.5°和 34.5°。自试验之日(1990 年 5 月)开始,当地居民在处理样地根据他们的习惯继续进行收割凋落物和林下层活动(每年 2~3 次),在保护样地则禁止任何人为活动^[11, 12]。

1.3 样品采集和处理

于 1990 年 9 月在 20 对样方中,所有高度超过胸高的树木均进行树种测定、标记并测量记录其高度和胸径。于 1995 年 9 月和 2000 年 9 月分别重复以上调查。在当地居民对处理样地进行收割活动时,将活林下层、死林下层和凋落物分别称重,并分别采亚样品带回实验室以便测量其干湿换算率。于每年 11 月份,在每个保护样地随机选择 3 个 1m²的小样方,然后将小样方中所有生物量收割并分成活林下层、死林下层和凋落物。在样地中将这 3 部分称重并分别采亚样品带回实验室,以便测量其干湿换算率^[11]。

所有亚样品带回实验室后,立即称重,并在 105℃恒温箱烘至恒重,用来计算重量换算率。根据胸径和树高测量的结果,采用已报道的公式估算马尾松林乔木层生物量^[16]。马尾松个体树龄同样根据胸径测量的结果,采用已报道的公式估算^[11]。另外,将死林下层和凋落物两部分合并为地表凋落物报道。所有结果以 105℃恒重为基准。

2 结果与分析

2.1 林下层和凋落物收获

1990 年至 1995 年,在处理样地收获林下层和凋落物这种人为干扰活动直接从林地中取走的有机质总量为 21.21 t/hm²(图 1)。每年所取走的量相类似,变化在 3.04~4.58 t/hm²之间,且均主要由林下层组成(59%~80%)。1995 年收获量较大的原因主要是由于 1994 年无进行任何收割活动(图 1)。

2.2 林下层生物量和地表凋落物量

1990 年至 2000 年,保护样地林下层生物量以年增长速率为 34%~53%逐年提高,至 1995 年达到高峰,之后下降(图 2)。在高峰期,林下层生物量(11.10 t/hm²,1995 年)较试验开始时(2.23 t/hm²,1990 年)的量约增加了 4 倍以及约为试验结束时(9.44 t/hm²,2000 年)的 1.2 倍。与林下层生物量变化相类似,地表凋落物量以年增长速率为 14%~55%逐年提高,至 1995 年达到高峰(13.44 t/hm²,1995 年)较试验开始时(2.97 t/hm²,1990 年)的量增加了 3.5 倍以及也约为试验结束时(11.51 t/hm²,2000 年)的 1.2 倍。对各观测年份林下层生物量与地表凋落物量平均值之间进行回归分析,结果表明它们之间存在显著的线性关系($y = 1.2054x - 0.1153$,式中 x 和 y 分别为地表凋落物量和林下层生物量; $R^2 = 0.9781$; $n = 6$; $p < 0.01$)。由此可以推断,本研究样地的地表凋落物主要来源于林下层植物。

2.3 乔木层马尾松个体胸径变化格局

在 1990 年,保护样地马尾松个体平均胸径为 13.67 cm,最大胸径为 30.48 cm,最小为 5.20 cm,80%的个体胸径分布在 7.50~16.75 cm 之间(图 3,表 1)。与保护样地相类似,处理样地马尾松个体平均胸径为 13.42 cm,最大胸径为 32.00 cm,最小为 4.20 cm,83%的个体胸径分布在 7.50~16.75 cm 之间(图 3,表 1)。以上结果表明,在试验开始时保护样地与处理样地的马尾松生长基

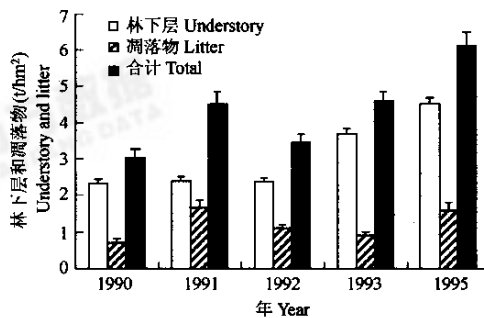


图 1 1990~1995 年期间处理样地林下层和凋落物收获动态
Fig. 1 Dyynamic of understory and litter harvested in the treatment plots during 1990~1995

表 1 1990~2000 年期间保护和处理样地马尾松林乔木层主要组分变化情况(平均值,括号为标准差)

Table 1 Changes of major components of *Pinus massonina* forests in control and treatment plots during 1990~2000 (Mean, SE in parentheses)

年 Year	株数 Individuals		胸径 DBH		株高 Height	
	保护 Control	处理 Tr-eatment	保护 Control	处理 Treatment	保护 Control	处理 Treatment
1990	93	115	13.67(0.59)	13.42(0.50)	6.74(0.19)	7.01(0.16)
1995	91	108	16.14(0.59)	15.80(0.57)	7.56(0.18)	7.63(0.16)
2000	89	104	18.19(0.63)	17.71(0.65)	8.12(0.21)	8.26(0.21)

在 1995 年,保护样地平均胸径为 16.14 cm,与 1990 年比较年平均增长了 0.49 cm/a。最大胸径为 33.10 cm,最小为 7.20 cm,绝大部分个体胸径分布在 10.25~21.75 cm(76%,图 3,表 1)。处理样地平均胸径为 15.80 cm,与 1990 年比较年平均增长了 0.48 cm/a。最大胸径为 33.80 cm,最小为 4.70 cm,同样绝大部分个体胸径分布在 10.25~21.75 cm(79%,图 3,表 1)。可见,保护样地马尾松个体胸径年平均增长率略大于处理样地。

在 2000 年,两样地尤其是保护样地马尾松个体胸径趋向正态分布。保护样地平均胸径为 18.19 cm,从 1995 年开始年平均增长率为 0.41 cm/a。最大胸径为 34.77 cm,最小为 3.63 cm,84%的个体胸径分布在 10.25~24.25 cm(图 3,表 1)。处理样地平均胸径为 17.71 cm,从 1995 年开始年平均增长率为 0.38 cm/a。最大胸径为 35.37 cm,最小为 2.11 cm,81%的个体胸径分布在 10.25~24.25 cm(图 3,表 1)。可见,1995~2000 年期间保护样地马尾松个体胸径年平均增长率(0.41 cm/a)与处理样地年平均增长率(0.38 cm/a)之间的差异较前期(1990~1995 年)明显增大。

以上结果表明,保护样地因受到严格保护(不再受人为干扰的影响),相对于处理样地(受人为干扰的影响)其林地环境(如土壤肥力及结构)得到一定程度的恢复或改善,从而促进了马尾松个体的生长。表 2 结果更清楚地证明了这种现象。从表 2 可见,在整个试验过程(1990~2000 年)中,小径级的马尾松个体增值速率之比在保护样地高于在处理样地,且径级越小,其增值比率越高,但径级大于 19 cm 的植株,则没有显示出这种规律性的变化,从中也表明了林龄较大的马尾松个体对林地环境适应力较强。

2.4 乔木层马尾松个体树龄变化格局

在 1990 年,保护样地马尾松个体平均树龄为 30a,最大树龄为 66a,最小为 13a,75%的个体树龄分布在 18~38a(图 4)。与保护样地相类似,处理样地马尾松个体平均树龄为 30a,最大树龄为 69a,最小为 11a,80%的个体树龄分布在 18~38a(图 4)。可见,保护和处理样地的马尾松林均起源于 20 世纪 20~30 年代的林场时期,但是大部分个体为自然更新于 20 世纪 50~70 年代之间,即建立自然保护区(1956 年)人为活动相对减少以后。

在 1995 年,保护样地马尾松个体平均树龄为 35a,最大树龄为 71a,最小为 17a,绝大部分个体树龄分布在 23~43a(73%,图 4)。处理样地马尾松个体平均树龄为 35a,最大树龄为 73a,最小为 12a,绝大部分个体树龄分布在 23~43a(70%,图 4)。以上现象进一步表明马尾松林起源于 20 世纪 20~30 年代的林场时期。

在 2000 年,保护样地马尾松个体平均树龄为 40a,最大树龄为 75a,最小为 10a,85%的个体树龄分布在 23~48a(图 4)。处理样地马尾松个体平均树龄较保护样地小 1a,最大树龄为 76a,最小为 6a,74%的个体树龄分布在 23~48a(图 4)。同样进一步

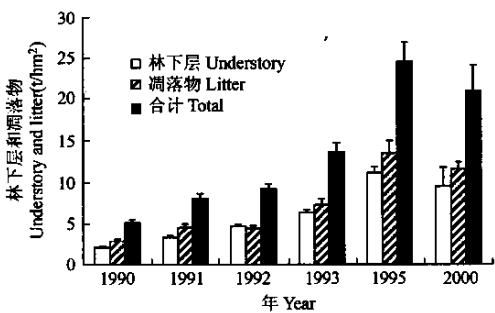


图 2 1990~2000 年保护样地林下层生物量及地表凋落物量动态
Fig. 2 Dynamic of standing stocks of understory and litter in the control plots during 1990~2000

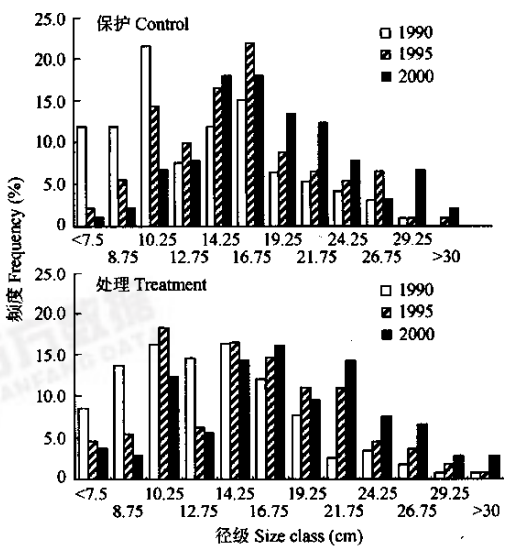


图 3 1990~2000 年期间保护和处理样地马尾松树径级分布格局
Fig. 3 Distribution of the frequency of pine trees by size class in the control and treatment plots during 1990~2000

证明了,本研究马尾松林的起源与上面推论结果一致。

2.5 乔木层马尾松个体株高增长特征

表 2 1990~2002 年期间保护和处理样地马尾松林各级立木胸径(DBH)增长情况比较*

Table 2 Comparison of diameter at breast height increment of *Pinus masoniana* tree between control and treatment plots during 1990~2002

1990 年 径级 DBH of 1990 (cm)	1990~1995 ^[26]			1995~2000			2000~2002		
	增值 DBH increment		增长比 ^① Increment ratio ^①	增值 DBH increment		增长比 ^① Increment ratio ^①	增值 DBH increment		增长比 ^① Increment ratio ^①
	保护样地 Control	处理样地 Treatment		保护样地 Control	处理样地 Treatment		保护样地 Control	处理样地 Treatment	
	(cm)			(cm)			(cm)		
5~7	2.65(0.50)	1.05(0.26)	2.52	3.15(1.23)	0.98(0.20)	3.21	0.98(0.26)	0.39(0.08)	2.51
7~9	2.07(0.39)	1.51(0.19)	1.37	2.74(0.64)	1.37(0.65)	2.00	0.98(0.18)	0.55(0.08)	1.78
9~11	3.01(0.41)	2.54(0.39)	1.19	1.78(0.43)	1.67(0.64)	1.06	0.75(0.09)	0.67(0.12)	1.12
11~13	2.04(0.53)	1.91(0.32)	1.07	2.00(0.55)	1.93(0.29)	1.04	0.60(0.15)	0.77(0.17)	0.78
13~15	2.25(0.45)	2.62(0.32)	0.86	2.13(0.36)	2.16(0.36)	0.99	0.75(0.25)	0.86(0.17)	0.87
15~17	2.08(0.37)	2.78(0.37)	0.75	1.54(0.37)	2.87(0.56)	0.54	0.75(0.12)	1.15(0.18)	0.65
17~19	—	—	—	1.14	2.38(0.51)	0.48	0.65	0.95(0.22)	0.68
19~21	1.73(0.31)	2.70(0.62)	0.64	2.07(0.31)	2.20(0.63)	0.94	0.90(0.23)	0.88(0.20)	1.02
21~23	2.13(0.71)	3.00(0.15)	0.71	2.14(0.61)	1.36(0.15)	1.58	0.60(0.22)	0.54(0.49)	1.11
23~25	2.21(0.43)	2.22(1.12)	1	2.06(0.63)	1.88(1.12)	1.10	0.58(0.46)	0.75(0.44)	0.77
25~29	1.21(0.43)	2.60(0.72)	0.47	0.95(0.73)	2.20(0.26)	0.43	0.40(0.13)	0.88(0.20)	0.45

* 平均值,括号内数字为标准误差 Mean, values in parentheses are standard error; ①指马尾松在保护样地与处理样地的胸径增长值之比, DBH increment ratio of trees in control to trees in treated plots

马尾松个体株高年平均增长速率在 1990~1995 年期间与胸径增长速率的变化一样(表 2),在保护样地(0.16 m/a)大于处理样地(0.12 m/a)。但是,1995~2000 年马尾松个体株高年平均增长速率在保护样地(0.11 m/a)却小于在处理样地(0.13 m/a)。处理样地株高年平均增长率较高的原因较复杂,可能与在 1995~2000 年期间处理样地也停止人为干扰有关。

2.6 乔木层马尾松生物量生产

尽管保护样地和处理样地乔木层马尾松个体总数均随时间而减少(保护样地马尾松个体数在 10a 试验期间减少了 4.3%(4 株,表 1)),处理样地减少了 9.6%(11 株,表 1),但它们的总生物量则随时间而增加(表 3)。保护样地和处理样地各年总生物量均主要由树干组成(表 3,56.3%~57.1%),且其比例均随林龄的增大而增加。例如,在 1990、1995 年和 2000 年,保护样地树干生物量占总生物量的比例分别为 56.3%、56.7%和 57.0%(表 3)。皮生物量占总生物量的比例与树干一样随林龄的增大而增加。然而,叶和枝生物量占总生物量的比例则随林龄的增大而减小。例如,保护样地马尾松的叶和枝生物量在 1990 年占总生物量的比例分别为 2.44%和 8.1%,在 2000 年占总生物量的比例则分别为 2.42%和 6.3%(表 3)。

乔木层马尾松总生物量增加的速率根据时间和样地不同而异(表 3)。1990~1995 年间,保护样地马尾松总生物量增加了 38.3%,较处理样地(收获林下层和凋落物)马尾松总生物量增加的百分比高 4.7 个百分点(33.6%,表 3)。然而,1995~2000 年,保护样地总生物量增加的百分比为 29.1%,较处理样地(但停止人为干扰)增加的百分比却低了 32.3%(表 3)。

2.7 乔木层生物量与林下层生物量的关系

前面已论述了两样地乔木层和保护样地林下层生物量均随时间而增加,但林下层生物量增加到 1995 年后呈下降趋势变化。对各时期观测结果进行相关分析并绘成如图 5。从图 5 可见,1990 年和 1995 年观测中,乔木层生物量与林下层生物量均无

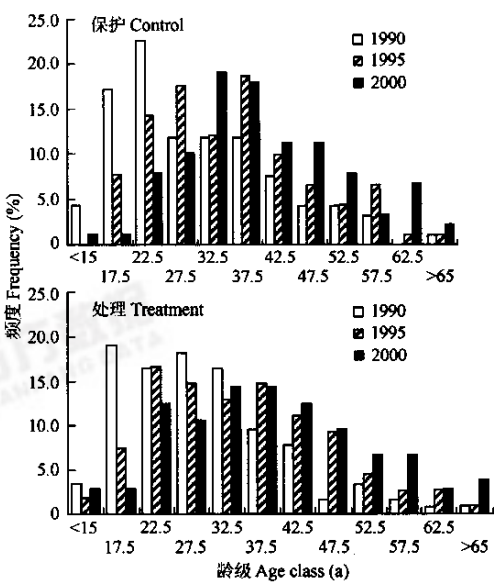


图 4 1990~2000 年期间保护和处理样地马尾松树龄级分布格局
Fig. 4 Distribution of the frequency of pine trees by age class in the control and treatment plots during 1990~2000

明显关系(图 5),然而于 2000 年乔木层生物量与林下层生物量则呈显著的负相关关系($p=0.02$,图 5),表明了由于竞争原因因此时保护样地乔木层的生长对林下层生物量生长产生抑制作用。

表 3 1990~2000 年期间保护和处理样地马尾松林生物量变化情况(平均值,括号为标准差)

Table 3 Changes of biomass of <i>Pinus massoniana</i> forest in control and treatment plots during 1990~2000(Mean,SE in parentheses)												
年 Year	叶 Leaves		枝 Branches		皮 Bark		树干 Wood		根 Roots		合计 Total	
	保护 Control	处理 Treatment	保护 Control	处理 Treatment	保护 Control	处理 Treatment	保护 Control	处理 Treatment	保护 Control	处理 Treatment	保护 Control	处理 Treatment
1990	1.98 (0.33)	2.41 (0.25)	6.57 (0.85)	8.14 (0.67)	13.12 (2.39)	15.87 (1.82)	45.71 (7.84)	55.59 (5.87)	13.80 (2.33)	16.80 (1.74)	81.18 (13.70)	98.81 (10.23)
1995	2.73 (0.40)	3.21 (0.29)	8.01 (0.95)	9.35 (0.72)	18.75 (2.99)	22.09 (2.17)	63.72 (9.63)	74.93 (6.86)	19.09 (2.86)	22.44 (2.03)	112.30 (16.80)	132.02 (11.94)
2000	3.50 (0.47)	4.21 (0.38)	9.18 (1.04)	10.69 (0.85)	24.95 (3.57)	30.38 (3.03)	82.69 (11.32)	99.71 (9.25)	24.64 (3.35)	29.70 (2.73)	144.96 (19.71)	174.69 (16.08)

3 讨论

3.1 人为干扰对马尾松林乔木层生物量生产的影响

有关人类干扰对森林生态系统作用的影响通常受建立试验样地时间的限制,因为树木需要较长的时间才能达到成熟或对主要生态过程构成影响。一般认为,凋落物和林下层收割这种仅取走森林部分生物量的人为活动对森林的影响不至于造成毁灭性的破坏或影响甚微。然而,本研究松林是人工起源于原本已退化的林地,且这种人为干扰活动已有相当长的历史^[11, 12]。研究结果表明,保护样地 1995~2000 年生物量增长的百分比(29.1%)较前期(1990~1995 年)明显下降(38.3%,表 3),为前期的 0.76 倍。然而,处理样地 1995~2000 年(无人为干扰)生物量增长的百分比(32.3%,表 3)与前期(1990~1995 年,受收获林下层和凋落物干扰)生物量增长的百分比几乎相当(33.6%,表 3),为前期的 0.96 倍。造成这两个时期以上生物量增长差异的原因,除了与 1990~1995 年气候条件可能更适合马尾松生长和 1990~1995 年可能处于生物量高速生长(如壮龄期)的马尾松个体数量比例较高有关外,很可能与处理样地在 1995~2000 年也停止人为干扰有关。

此外,同一时期不同样地比较,这种人为干扰对乔木层生物量生产的影响更明显。停止人为干扰后,保护样地乔木层生物量在最初 5 年(1990~1995 年)总生物量增加了 38.3%,平均年增长量为 7.7%。与此同时处理样地(受收获林下层和凋落物人为干扰)乔木层总生物量增加了 33.6%,平均年增长量为 6.7%(表 3)。可见,1990~1995 年保护样地较处理样增长的百分比高 4.7%,即年平均增长高约 1%。然而,同为无干扰情况,1995~2000 年,保护样地乔木层生物量增长的百分比为 29.1%,处理样地则为 32.3%。保护样地较处理样地增长量却低 3.2%,即年平均低 0.6%。由此可以推断,1990~1995 年人为干扰使处理样地马尾松林乔木层生物量年平均增长量降低约 1.6%,即年平均增长量约减少 1.58 t/hm²,此量相当于每年通过林下层和凋落物收割活动而直接从处理样地中取走的生物量的 34%~46%。可见,本研究结果与前期研究结果相类似。前期研究发现,凋落物和林下层收割这种人为干扰活动显著降低了土壤细根的生长速率及其营养元素浓度以及降低了林地凋落物产量及其养分归还量^[19, 21]。

本研究量化了人为干扰对马尾松林生物量生产的影响,进一步证实了前期研究的推论,即长期的人为干扰活动是造成鼎湖山马尾松林现存生物量和生产力较低或没有得到恢复的主要原因^[11, 12],此外本结果也在一定程度上反映了林下层和凋落物在退化马尾松林恢复过程中生态系统物质循环中的作用。

3.2 停止人为干扰后林下层植物的响应

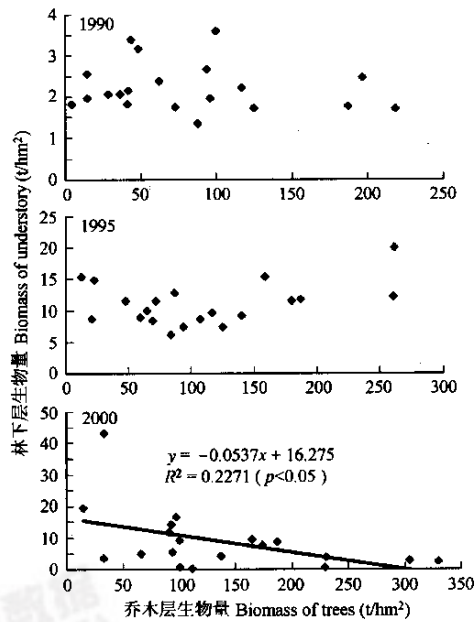


图 5 1990~2000 年期间保护样地马尾松乔木层生物量与林下层生物量的关系

Fig. 5 Relationship of tree biomass and understory biomass of pine forest in the control plots during 1990~2000

停止人为干扰后,保护样地林下层植物种数(所有样地植物种数之和)在调查期间(1990~1995 年)逐年下降,而处理样地则相对较稳定^[25]。从调查开始至终种数减少 11 种(在 1990、1991、1992 和 1995 年,植物种数分别为:41,38,34 和 30)。然而,处理样地植物种数则呈无规律性变化,种数较稳定。从试验开始至终,植物种数仅减少 2 种(在 1990、1991、1992 和 1995 年,植物种数分别为:36,38,41 和 34)^[25]。于 1990 年停止人为干扰后保护样地林下层年凋落物量在最初 5a 增加较小(约 20%),在第 5 年还有所下降,但在余下年份均随时间逐年上升,11a 总平均年增长速率为 38%(第 4 年凋落物量为 0.20 t/(hm²·a),第 11 年为 1.17 t/(hm²·a))^[22]。

1990 年保护样地林下层生物量仅为 2.23 t/hm²,但在 1990~1995 年期间其年平均增长速率为 41%,较同期乔木层生物量增长速率(保护样地 7.6%,处理样地 6.7%)高约 33%,以及较林下层凋落物年平均增长速率高约 20%(21%)^[22]。但是,林下层生物量在增加到 1995 年以后,呈下降趋势变化,于 2000 年林下层生物量仅为 1995 年的 85%。这与随着乔木层生长,林冠郁闭度增加,从而抑制林下层植物生长发育有关。

停止人为干扰后林下层植物多样性、生物量和凋落物的响应各异。在 10a 试验期间,林下层植物随时间逐渐减少,生物量呈增长-稳定-下降的变化,凋落物量则始终保持增长状态,但早期增长速度较林下层植物生物量增长速度慢。

References:

[1] FAO. Forest resources assessment 1990: survey of tropical forest cover and study of change processes. FAO Forestry Paper 130, Rome, Italy, 1996.

[2] Daily G C. Restoring value to the worlds degraded lands. *Science*, 1995, **269**: 350~354.

[3] FAO. Global forest resources assessment 2000 (FRA 2000), Results as of April 10, 2001. Available from www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp, 2001.

[4] Zhang P C, Shao G F, Zhao G, *et al.* China's Forest Policy for the 21st Century. *Science*, 2000, **288**: 2135~2136.

[5] Dobson A P, Bradshaw A D and Baker A J M. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science*, 1997, **277**: 515~522.

[6] Hooper D U and Vitousek P M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 1997, **277**: 1302~1305.

[7] Hu D, Xi Z J. A theoretical approach to integration principles of ecological restoration engineering. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(6): 866~877.

[8] Guo X M, Niu D K, Liu Y Q, *et al.* The vegetation restoration and reconstruction of different types of degraded barren ecosystems in Jiangxi. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(6): 878~884.

[9] Brown S and Lugo A E. Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.*, 1990, **6**: 1~32.

[10] Brown S, Gillespie A J R and Lugo. Biomass of tropical forests in South and Southeast Asia. *Can. J. For. Res.*, 1991, **21**: 276~289.

[11] Brown S, Lenart M, Mo J M, *et al.* Structure and organic matter dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB Reserve of subtropical China. *Biotropica*, 1995, **27**: 276~289.

[12] Mo J M, Brown S, Lenart M, *et al.* Nutrient dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB Reserve of subtropical China. *Biotropica*, 1995, **27**: 290~304.

[13] Mo J M, Brown S, Peng S L, *et al.* Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, **175**(3): 573~583.

[14] Xiao X X. Studies on the nutrient characteristics of *Pinus masoniana* ecosystem. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 2000, **27**(4):14~18.

[15] Ehleringer R J, Field C B, Lin Z F, *et al.* Physiological responses in subtropical plants subject to different disturbance levels. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1986, **4**: 23~34.

[16] Peng S L, Li M G, Lu Y. A primary study on the biomass and productivity of *Pinus massoniana* population in Dinghu Shan Biosphere Reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1989, **5**: 75~82.

[17] Mo J M, Brown S., Kong G H, *et al.* Litter decomposition and its nutrient dynamics of a pine forest in Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Phytocologica Sinica*, 1996, **20**(6): 534~542.

[18] Mo J M, Kong G H, Brown S, *et al.* Effects of litter and understory removal on soil N availability in a subtropical forest of China. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, **17**(1): 109~112.

[19] Mo J M, Kong G H, Brown S, *et al.* The primary study on the fine root biomass and its relationship with light organic matter in a pine forest in Dinghushan Biosphere Reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1998, **8**: 163~171.

[20] Mo J M, Brown S, Kong G H, *et al.* Nutrient distribution and cycling of a Masson's pine planted forest in Dinghushan. *Acta Ecologica*

Sinica, 1999, **19**(5): 635~640.

[21] Mo J M, Brown S, Kong G H, *et al.* Litterfall response to human impacts in a Dinghushan pine forest. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2001, **25**(6): 656~664.

[22] Mo J M, Brown S, Peng S L, *et al.* Role of understory plants on nutrient cycling of a restoring degraded pine forests in a MAB reserve of subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(9): 1407~1413.

[23] Hong L X, Wang Y, Du G J, *et al.* Restrograde characteristics of ecosystem of *Pinus massoniana* forest and its transformation countermeasures. *Jour. of Zhejiang For. Sci. & Tech.*, 2000, **20**(2): 1~9.

[24] Guo Z M. Study on the ways of recover and restoration for degraded community of *Pinus massoniana*. *Jour. of Zhejiang For. Sci. & Tech.*, 2000, **25**(6): 1~3.

[25] Huang Z F, Fan Z G. The climate of Ding Hu Shan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**: 11~13.

[26] Kong G H, Mo J M. Plant population dynamics of a human-impacted Masson pine plantation in Dinghushan. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2002, **10**(3): 193~200.

参考文献:

[7] 胡聃,奚增均. 生态恢复工程系统集成原理的一些理论分析. 生态学报, 2002, **22**(6): 866~877.

[8] 郭晓敏,牛德奎,刘苑秋,等. 江西省不同类型退化荒山生态系统植被恢复与重建措施. 生态学报, 2002, **22**(6): 878~884.

[14] 肖祥希. 马尾松林生态系统养分特征研究. 福建林业科技, 2000, **27**(4): 14~18.

[15] Ehleringer R J, Field C B, 林植芳,等. 不同人为干扰下的亚热带植物叶片的生理反应. 热带亚热带森林生态系统研究, 1986, **4**: 23~34.

[16] 彭少麟,李鸣光,陆阳. 鼎湖山马尾松种群生物生产量初步研究. 热带亚热带森林生态系统研究, 1989, **5**: 75~82.

[17] 莫江明, Brown S, 孔国辉,等. 鼎湖山生物圈保护马尾松林凋落物的分解及其营养动态研究. 植物生态学报, 1996, **20**(6): 534~542.

[18] 莫江明,孔国辉, Brown S,等. 凋落物和林下层收割对鼎湖山生物圈保护区马尾松林土壤有效氮的影响. 生态学报, 1997, **17**(1): 109~112.

[19] 莫江明,孔国辉, Brown S,等. 鼎湖山马尾松林细根生物量及其与土壤有机质关系的初步研究. 热带亚热带森林生态系统研究, 1998, **8**: 163~171.

[20] 莫江明, Brown S, 孔国辉,等. 鼎湖山马尾松林营养元素的分布和生物循环特征. 生态学报, 1999, **19**(5): 635~640.

[21] 莫江明, Brown S, 孔国辉,等. 鼎湖山马尾松林凋落物及其对人类干扰反响的研究. 植物生态学报, 2001, **25**(6): 656~664.

[22] 莫江明, Brown S, 彭少麟,等. 林下层植物在退化马尾松林恢复初期养分循环中的作用. 生态学报, 2002, **22**(9): 1407~1413.

[23] 洪利兴,王泳,杜国坚,等. 我国南方马尾松林生态系统的退化特征和改造对策研究. 浙江林业科技, 2000, **20**(2): 1~9.

[24] 郭志民. 退化马尾松群落恢复与重建途径的研究. 浙江林业科技, 2000, **25**(6): 1~3.

[25] 黄展帆,范征广. 鼎湖山的气候. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 11~13.

[26] 孔国辉,莫江明. 人为干扰对鼎湖山马尾松林植物种群动态的影响. 热带亚热带植物学报, 2002, **10**(3): 193~200.