

鼎湖山马尾松林植物养分积累动态及其对人为干扰的响应

莫江明¹ 彭少麟¹ Sandra BROWN² 方运霆¹ 孔国辉¹

(1 中国科学院华南植物研究所鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东肇庆 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植物)和保护(无任何人为干扰)样地的比较试验,在10年时间里(1990~2000年)研究了鼎湖山生物圈保护区马尾松(*Pinus massoniana*)林群落植物养分积累动态及其对人为干扰的响应,在此基础上深入和较系统地分析讨论了不同的经营措施对马尾松林可持续性的影响,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。结果表明:1990~1995年,5年时间里由于人为干扰活动而直接从处理样地取走的各元素养分量,在林下层为(kg·hm⁻²):132.72(N)、4.72(P)、63.32(K)、23.51(Ca)和7.00(Mg),在地表凋落物为(kg·hm⁻²):48.93(N)、1.85(P)、17.28(K)、19.25(Ca)和2.92(Mg)。1990~2000年,保护样地林下层和地表凋落物各元素养分贮量分别以39%~41%和37%~38%的年平均增长速率逐年提高,至1995年达到高峰,之后各元素贮量在林下层和地表凋落物均以14%的年平均速率下降。在处理样地,1990~1995年期间各元素贮量在林下层年平均积累速率为17%,之后(1995~2000年期间)则为26%;与此同时,各元素贮量在地表凋落物年平均积累速率为22%~23%,之后(1995~2000年期间)则为28%。在整个试验过程,马尾松林乔木层养分元素总贮量随时间而增加,但其增加的速率随时间和样地不同而异。1990~1995年,保护样地乔木层养分元素总贮量增加了34.9%~38.1%,较处理样地(收获林下层和凋落物)总贮量增加的百分比(29.3%~33.5%)高。然而,1995~2000年,保护样地乔木层养分元素总贮量增加的百分比为26.3%~28.9%,较处理样地(1995~2000年也停止人为干扰)总贮量增加的百分比(28.8%~32.1%)低。可见,1990~1995年,人为干扰活动导致处理样地马尾松林乔木层养分元素年平均积累量降低约1.58%~1.72%,即年平均增长量约减少0.12~2.39 kg·hm⁻²(2.39(N)、0.12(P)、0.77(K)、1.98(Ca)、0.29(Mg)),这些量约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养分总量的6%~19%。正是由于长期以来受收割林下层和凋落物这种人为干扰的影响,鼎湖山马尾松林乔木层养分贮量较低。这种利用方式不仅直接从林地中取走大量的养分而且还对林地肥力产生间接的负面影响,其结果使该退化林地不能恢复或继续退化。作者建议的森林利用方法代替目前收割林下层和凋落物方式,既可以满足当地居民燃料的需求还有利于马尾松林的自然恢复。

关键词 人为干扰 退化 恢复 养分动态 马尾松 鼎湖山

NUTRIENT DYNAMICS IN RESPONSE TO HARVESTING PRACTICES IN A PINE FOREST OF SUBTROPICAL CHINA

MO Jiang-Ming¹ PENG Shao-Lin¹ Sandra BROWN² FANG Yun-Ting¹ and KONG Guo-Hui¹

(1 Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong 526070, China)

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

Abstract Over the past two decades, society has become increasingly aware of problems of forest degradation. The effects of forest degradation transcend individual countries and now impact global processes. Research on the restoration of degraded forests has become a key issue in global ecology. Of particular concern are the effects of human activities on forest productivity and site fertility, especially as the demands for fuel and timber from tropical forests increase. Removal and burning of biomass causes nutrient losses and changes to the soil's physical and chemical characteristics. The amount of nutrient loss depends on the intensity of the activi-

收稿日期: 2003-06-11 接受日期: 2004-01-06

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

张佑昌、莫定升等同志参加部分野外工作,在此一并致谢

E-mail: mojm@scib.ac.cn

ties, local environmental factors, and the type and successional state of the forest. If nutrient losses cannot be recovered during regrowth, forests often become degraded through time. Thus, it is important that the nutrient dynamics of human-impacted forests are well understood in order to develop plans for restoration of degraded forests and for sustainable forest management.

Most of the primary tropical forests in southern China have been degraded by human activities during the past several hundred years. Factors leading to their degradation include: timber harvesting, unsustainable agriculture, overgrazing by domestic animals, and intensive harvesting for fuel. In extreme cases, the land has become completely denuded. Attempts to reverse this process of land degradation have been initiated in this region of southern China. Over the last few decades, large areas have been reforested with a native pine species, *Pinus massoniana*, to prevent further degradation to the landscape. Cutting of trees is now prohibited, but harvesting of the understory and collection of litter is still allowed to satisfy local fuel needs. Compared with whole-tree harvests, this practice removes less biomass from the forests; however, as the understory and litter are relatively nutrient-rich, this practice may slow or prevent the recovery of soil fertility and productivity of these forest ecosystems. The objective of this study was to determine the effects of harvesting understory plant species and litter on nutrient accumulation dynamics in a *Pinus massoniana* forest of subtropical China. The results are used to address the following questions: 1) How are nutrients distributed in plants of this pine forest; 2) What quantity of nutrients are removed annually from the ecosystem by the practice; 3) Is this harvesting practice sustainable or not; 4) What alternative management options are available for continued use to meet fuel needs while at the same time improving site fertility, productivity and regeneration processes; and, 5) How do stressed ecosystems respond when the stressors are removed, that is, how would the forest respond if the harvesting practice was stopped.

In order to achieve the objectives above, an experiment was established in a MAB reserve of subtropical China in May 1990. The experiment was a paired-plot design with 20 replicates. Each pair consisted of a treatment (continued harvest) and control (no harvest) plot, 10 m \times 10 m in size and surrounded by a 10 m wide buffer strip. In the treatment plots, local people continued to harvest litter and understory plants 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 of 1990 to 1995 and was stopped after this time. Control plots were protected from any harvesting. Each set of paired plots was similar in soil, slope, aspect, and elevation. In this paper we report only the results of nutrient dynamics and its responses to human impacts over a ten-year period from 1990 to 2000.

In treatment plots, the total quantity of nutrients removed in the understory by this harvesting practice from 1990 to 1995 was: 132.72 kg N hm^{-2} , 4.72 kg P hm^{-2} , 63.32 kg K hm^{-2} , 23.51 kg Ca hm^{-2} and 7.00 kg Mg hm^{-2} . The total quantity of nutrients removed as litter from the forest floor was: 48.93 kg N hm^{-2} , 1.85 kg P hm^{-2} , 17.28 kg K hm^{-2} , 19.25 kg Ca hm^{-2} and 2.92 kg Mg hm^{-2} . In control plots, after stopping harvesting practices, the nutrient standing stock for both the understory and forest floor litter increased at an annual rate of 37 to 41 percent during the first 5 years, followed by a slight decline (annual rate of 14%) over the remaining 5 years. In treatment plots, the nutrient standing stock of the understory increased at an annual rate of 17 percent followed by a larger increase (26%) over the remaining 5 years. However, the nutrient standing stock of the forest floor litter increased at an annual rate of 22 to 23 percent during the first 5 years, followed by a larger increase (28%) over the remaining 5 years. The nutrient standing stock of pine trees increased depending on plots and on years. From 1990 to 1995, the nutrient standing stock of pine trees increased by 34.9% to 38.1% in control plots and was higher than that in treatment plots (29.3% to 33.5%). From 1995 to 2000, the nutrient standing stock of pine trees in control plots increased by 26.3% to 28.9% and was lower than that in treatment plots (28.8% to 32.1%). Thus, from 1990 to 1995, harvesting practices resulted in about 1.58 to 1.72 percent (1.60 N, 1.72 P, 1.58 K, 1.64 Ca and 1.60 Mg percent, respectively) of nutrient standing stock decrease in treatment plots each year, which was about 0.12 to 2.39 kg $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ (2.39 N, 0.12 P, 0.77 K, 1.98 Ca and 0.29 Mg kg $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, respectively) and accounted for 6 to 19 percent of total nutrients removed directly by this harvesting practice each year.

The results from this study confirm that the site productivity in this pine forest was low primarily due to the existing harvesting practice. Harvesting the understory and litter not only removed the nutrients directly but also increased the potential for nutrient loss. The amount of nutrient loss by this harvest practice exceeded nutrient inputs from atmospheric deposition, and therefore the system was unsustainable. An alternative system of tree harvest, combined with understory and litter removal (but less frequent), was proposed as a more efficient method of fuel production. This method would allow the soil organic matter, soil fertility, and tree regeneration to improve while at the same time emit less green house gases to the atmosphere compared to fossil fuel com

bustion.

Key words Human impacts, Harvesting practices Forest degradation, Forest restoration, Nutrient dynamics, *Pinus massoniana*, Dinghushan, Subtropics

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(Daily, 1995; FAO, 1996; Zhang *et al.*, 2000; FAO, 2001)。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(Daily, 1995; Dobson *et al.*, 1997; Hooper *et al.*, 1997; Zhang *et al.*, 2000; FAO, 2001; 胡聃等, 2002; 郭晓敏等, 2002)。因此退化生态系统的恢复研究已成为当前全球生态学研究热点内容。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(Brown & Lugo, 1990; Brown *et al.*, 1991; 1995; Daily, 1995; FAO, 2001; Mo *et al.*, 2003)。可见,了解人类活动对森林生态系统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14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(肖祥希, 2000)。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(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995; 2003)。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”(洪利兴等, 2000; 郭志民, 2000)。目前,马尾松林生态系统已成为我国南方森林生态系统中面积最大的退化类型,是困扰我国21世纪生态环境的突出问题之一(洪利兴等, 2000; 郭志民, 2000),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(洪利兴

等, 2000; 郭志民, 2000)。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。这些收割活动每年常发生多次(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。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(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。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(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。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(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995),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。本文作为该项目的一部分,报道在这10年试验期间,鼎湖山马尾松林群落植物养分元素积累动态及其对人为干扰的响应。

1 材料和方法

1.1 样地概况

本研究在广东鼎湖山生物圈保护区进行。保护区总面积为1133 hm²,其中约10%为马尾松纯林所覆盖。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3~8月,而12~翌年2月仅占6%。年平均相对湿度为80%,年平均温度为21.4℃,最冷月(1月)和最热月(7月)的平均温度分别为12.6℃和28.0℃(黄展帆等, 1982)。

研究样地位于保护区东南角过渡区的马尾松林,总面积约4 hm²。这些马尾松林起源于政府林场

于 1930~1940 年间营造的马尾松人工林,之前为受人为干扰而严重退化的林地(周厚城等, 1986)。样地的海拔高度为 50~200 m 之间。土壤为砖红壤性红壤, pH 值在 4.5~5.0 之间,母岩为沙岩,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 70~80 年(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。因长期受人为干扰(收割凋落物和林下层植物,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(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)较稠密。林下层树种主要以桃金娘 (*Rhodomyrtus tomentosa*)、芒萁 (*Dicranopteris pedata*)、岗松 (*Baeckea frutescens*) 等为主(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。

1.2 试验设计

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 m × 10 m,周围有 10 m 宽的缓冲带。同一对的两个样方在土壤、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)开始至 1993 年 5 月,根据习惯当地居民在处理样地时继续进行收割凋落物和林下层活动(每年 2~3 次),1995 年再收割 1 次,此后一直没有任何收割活动。在保护样地时则禁止任何人为活动(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。

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鉴定、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。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(彭少麟等, 1989; Brown *et al.*, 1995)。在 1992 年 5 月于每个样方内随机选择 2 株马尾松树,然后用生长锥在胸径处钻取整个直径深的样品。每钻在中间分开后,一半与另外一钻的一半混合作营养分析用(共 40 个样品)。考虑到减少实验室工作量,树皮的样品在每个样方内已设置的 3 个凋落物收集网内树皮的混合物取得(共 40 个样品),枝条的营养浓度用树干浓度的 2 倍来估算(莫江明等, 1994)。于 1992 年 5 月在每个样方内随机选择 3 株马尾松树,采集各种年龄的松针,然后按样方混合取样(共 40 个样品),用来

分析新鲜松针的养分浓度。

在当地居民对处理样地进行收割活动时,将活林下层植物、死林下层植物和凋落物分别称重,并分别采亚样品(每次共 80 个样品)带回实验室以便测量其干湿换算率和养分含量分析。于每年 11 月,在每个样地随机选择 3 个 1 m² 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植物、死林下层植物和凋落物。在样地中将这三部分称重并分别采亚样品(每次共 160 个样品)带回实验室,以便进行其干湿换算率和养分含量分析(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。

所有材料收集后,立即在 40℃ 下恒温箱烘至恒重,磨碎、过 0.15 mm 孔径的网筛后装瓶,以供化学分析(Anderson & Ingram, 1989)。每个样品在分析前分开两部分,其中一部分在 105℃ 烘至恒重,用来计算重量换算率(40/105);另一部分作营养分析。所有样品的氮浓度分析用凯氏法消煮后,用维氏卡分析仪定氮(Scott *et al.*, 1989)。样品磷的浓度用比色法,其它营养元素浓度则用原子吸收光谱法分析(Luh Huang & Schulte, 1985)。另外,将死林下层植物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。本文仅报道马尾松林群落植物养分动态情况,生物量动态则另文报道。

2 结果与分析

2.1 鼎湖山马尾松林群落各组分营养元素含量

保护和处理样地比较,各组分的营养元素含量十分相似(表 1)。如,保护样地针叶的 N 素含量为 13.90 g kg⁻¹,处理样地针叶的 N 素含量为 13.30 g kg⁻¹。除 Ca 元素外,其余元素的含量均以针叶最高,Ca 元素的含量则以树皮最高。所有元素的含量均以树干最低,为针叶元素含量的 0.05%~38%。林下层的元素含量普遍较地表凋落物的高。总的来说,除 Ca 元素外,各组分营养元素含量的大小变化顺序为:针叶 > 林下层 > 地表凋落物 > 树皮 > 树干。Ca 元素的含量则为:树皮 > 针叶 > 林下层 > 地表凋落物 > 树干。同一组分各营养元素比较,绝大部分组分的养分元素含量表现为 N 最高 P 最低的现象。

2.2 鼎湖山马尾松林群落各组分营养元素积累

2.2.1 乔木层

2.2.1.1 养分贮量

所有元素贮量在各观测年中均为保护样地小于处理样地,但在不同年份两样地间的差异不一样,即

表1 鼎湖山马尾松林各组分营养元素含量(g kg⁻¹)
Table 1 Nutrient concentration in component of a pine forest in Dinghushan

组分 Components	营养元素 Nutrients				
	N	P	K	Ca	Mg
保护样地 Control					
乔木层 Trees					
针叶 Needles	13.90 (0.10)	0.73 (0.02)	4.29 (0.10)	2.61 (0.10)	0.66 (0.02)
枝条 Branches ¹⁾	1.82	0.08	0.72	1.98	0.32
茎皮 Bark	5.46 (0.39)	0.20 (0.03)	0.60 (0.11)	3.13 (0.28)	0.28 (0.03)
茎木 Wood	0.91	0.04	0.36	0.99	0.16
林下层 Understory	8.30 (0.20)	0.29 (0.02)	4.57 (0.13)	2.49 (0.18)	0.57 (0.03)
地表凋落物 Litter	7.63 (0.20)	0.22 (0.01)	1.48 (0.09)	2.04 (0.18)	0.35 (0.02)
处理样地 Treatment					
乔木层 Trees					
针叶 Needles	13.30 (0.18)	0.79 (0.02)	4.23 (0.16)	2.54 (0.13)	0.71 (0.03)
枝条 Branches ¹⁾	1.70	0.08	0.76	2.06	0.32
茎皮 Bark	5.25 (0.18)	0.20 (0.02)	0.62 (0.10)	2.99 (0.15)	0.30 (0.02)
茎木 Wood	0.85	0.04	0.38	1.03	0.16
收割的林下层 Understory ²⁾	8.72 (0.34)	0.31 (0.01)	3.69 (0.16)	2.85 (0.16)	0.55 (0.03)
收获的凋落物 Litter ²⁾	8.21 (0.32)	0.31 (0.01)	2.90 (0.13)	3.23 (0.16)	0.49 (0.03)

1) 假定浓度为树干的两倍(莫江明等, 1994) Concentration assumed to be twice of wood (Mo *et al.*, 1994) 2) 1990~1995 年平均值 Mean of 1990-1995 括号内为标准差 SE in parentheses

在 1990 年(试验开始时)差异较大、在 1995 年差异缩小、在 2000 年差异又拉大(表 2)。如,保护和处理样地之间 N 元素贮量在 1990、1995 和 2000 年的比值分别为 0.86、0.90 和 0.88;P 元素贮量的比值则为 0.78、0.83 和 0.82。这种现象表明,1990~1995 年期间由于停止人为干扰保护样地乔木层元素贮量增加较快,在 2000 年它们之间差异又拉大的原因可能与 1995 年后处理样地也停止人为干扰有关。

同一元素不同组分比较,两样地所有元素贮量在各观测年份中均主要由树干组成(树干 32%~51%,表 2),其余组分根据元素不同而异。各元素在不同组分中占该元素总贮量的比例大小顺序为:干>皮>叶>枝(N)、干>叶>皮>枝(P)、干>枝>叶>皮(K)、干>枝>皮>叶(Ca)和干>枝>皮>叶(Mg)。对于所有元素而言,除树皮组分外其余组分在总贮量中的比例均随林龄的增大而增加,树皮组分占总贮量的比例则随林龄的增大而减小(表 2)。如 N 元素,树干占总贮量的比例在 1990、1995 和 2000 年分别为 32%、33%和 34%(保护和处理样地相同);皮占总贮量的比例在以上 3 个观测年份中分别为 28%、25%、23%(保护样地)和 29%、25%、23%(处理样地)。

同一组分不同元素比较,各元素贮量的大小变化顺序在两样地相同及在各观测年份中均根据组分不同而异(表 2)。树干和枝组分为 Ca>N>K>Mg>P;叶为 N>K>Ca>Mg=P;皮为 N>Ca>K>Mg>P。

2.2.1.2 养分积累速率

乔木层地上部分各元素积累量均随时间而增加,但其增加的速率根据时间、样地和元素不同而异(表 2、表 3)。在 1990 至 1995 年试验期间,保护样地各元素积累量增加了 34.9%~38.1%,其中,以 K 元素积累量增加的百分比最大(38.1%,年平均增长量为 2.92 kg·hm⁻²·a⁻¹),N 最低(34.9%,年平均增长量为 8.98 kg·hm⁻²·a⁻¹);处理样地各元素总积累量增加了 29.3%~33.5%,其中,K 增加的百分比最高(33.5%,年平均增长量为 3.24 kg·hm⁻²·a⁻¹),N 增加的百分比最低(29.3%,年平均增长量为 8.75 kg·hm⁻²·a⁻¹)。1990 至 1995 年试验期间,保护样地 N、P、K、Ca 和 Mg 元素总积累量增加的百分比,较处理样地相应元素总积累量增加的百分比分别高(百分点):5.5、5.9、4.7、5.0 和 4.9。

1995~2000 年,保护样地各元素总积累量增加了 26.3%~28.9%,其中,也以 K 元素积累量增加的百分比最大(28.9%,年平均增长量为 3.06 kg·hm⁻²·a⁻¹),N 最低(26.3%,年平均增长量为 9.13 kg·hm⁻²·a⁻¹);处理样地各元素总积累量增加了 28.8%~32.1%,其中,K 增加的百分比最大(32.1%,年平均增长量为 4.16 kg·hm⁻²·a⁻¹),N 增加的百分比最低(28.8%,年平均增长量为 11.10 kg·hm⁻²·a⁻¹)。在 1995~2000 年试验期间,与 1990~1995 年试验期间元素积累量相反,保护样地 N、P、K、Ca 和 Mg 和元素总积累量增加的百分比,较处理样地相应元素总积累量增加的百分比分别低(百分

表 2 1990~2000 年期间鼎湖山马尾松林乔木层养分贮量
Table 2 Nutrient standing stocks of tree components in a pine forest of Dinghushan

	N	P	K	Ca	Mg
	(kg · hm ⁻²)				
保护 Control					
1990					
针叶 Needles	27.52 (4.58)	1.45 (0.24)	8.49 (1.42)	5.17 (0.86)	1.31 (0.22)
枝 Branches	23.88 (4.35)	1.05 (0.19)	9.45 (1.72)	25.98 (4.73)	4.20 (0.76)
茎皮 Bark	35.87 (4.64)	0.31 (0.17)	3.94 (0.51)	20.56 (2.66)	1.84 (0.24)
茎木 Wood	41.60 (7.13)	1.83 (0.31)	16.46 (2.82)	45.25 (7.76)	7.31 (1.25)
合计 Total	128.87 (20.71)	5.46 (0.92)	38.34 (6.47)	96.96 (16.02)	14.66 (2.48)
1995					
针叶 Needles	37.95 (5.56)	1.99 (0.29)	11.71 (1.72)	7.13 (1.04)	1.80 (0.26)
枝 Branches	34.13 (5.44)	1.50 (0.24)	13.50 (2.15)	37.13 (5.92)	6.00 (0.96)
茎皮 Bark	43.73 (5.19)	0.32 (0.19)	4.81 (0.57)	25.07 (2.97)	2.24 (0.27)
茎木 Wood	57.98 (8.76)	2.55 (0.39)	22.94 (3.47)	63.08 (9.53)	10.20 (1.54)
合计 Total	173.79 (24.95)	7.64 (1.11)	52.96 (7.91)	132.40 (19.47)	20.24 (3.03)
2000					
针叶 Needles	48.65 (6.53)	2.56 (0.34)	15.02 (2.02)	9.14 (1.23)	2.31 (0.31)
枝 Branches	45.41 (6.50)	2.00 (0.29)	17.96 (2.57)	49.40 (7.07)	7.98 (1.14)
茎皮 Bark	50.12 (5.68)	1.84 (0.21)	5.51 (0.62)	28.73 (3.26)	2.57 (0.29)
茎木 Wood	75.25 (10.30)	3.31 (0.45)	29.77 (4.08)	81.86 (11.21)	13.23 (1.81)
合计 Total	219.43 (29.01)	9.69 (1.29)	68.26 (9.29)	169.13 (22.76)	26.09 (3.56)
处理 Treatment					
1990					
针叶 Needles	32.05 (3.33)	1.90 (0.20)	10.19 (1.06)	6.12 (0.64)	1.71 (0.18)
枝 Branches	26.98 (3.09)	1.27 (3.09)	12.06 (1.38)	32.69 (3.75)	5.08 (0.58)
茎皮 Bark	42.74 (3.52)	1.63 (3.52)	5.05 (0.42)	24.34 (2.00)	2.44 (0.20)
茎木 Wood	47.25 (4.99)	2.22 (0.23)	21.12 (2.23)	57.26 (6.05)	8.89 (0.94)
合计 Total	149.27 (14.93)	7.03 (0.71)	48.43 (5.09)	120.72 (12.43)	18.13 (1.90)
1995					
针叶 Needles	42.69 (5.32)	2.54 (0.32)	13.58 (1.23)	8.15 (0.74)	2.28 (0.28)
枝 Branches	37.55 (3.69)	1.77 (0.17)	16.79 (1.65)	45.51 (4.47)	7.07 (0.69)
茎皮 Bark	49.09 (3.78)	1.87 (0.14)	5.80 (0.45)	27.96 (2.15)	2.81 (0.22)
茎木 Wood	63.69 (5.83)	3.00 (0.39)	28.47 (3.66)	77.18 (7.07)	11.99 (1.10)
合计 Total	193.02 (17.16)	9.17 (0.82)	64.64 (5.93)	158.79 (14.43)	24.14 (2.21)
2000					
针叶 Needles	55.99 (5.05)	3.33 (0.30)	17.81 (1.61)	10.69 (0.97)	2.99 (0.27)
枝 Branches	51.56 (5.15)	2.43 (0.24)	23.09 (2.30)	62.58 (6.24)	9.72 (0.97)
茎皮 Bark	56.12 (4.46)	2.14 (0.17)	6.63 (0.53)	31.96 (2.54)	3.21 (0.26)
茎木 Wood	84.75 (7.86)	3.99 (0.37)	37.89 (3.52)	102.70 (9.53)	15.95 (1.48)
合计 Total	248.52 (22.53)	11.88 (1.08)	85.41 (7.95)	207.94 (19.28)	31.87 (2.97)

括号内为标准差 SE in parentheses

点): 2.5、2.7、3.2、3.2 和 3.1 (表 2, 表 3)。可见, 人为干扰活动降低了马尾松林乔木层营养元素积累速率或停止人为干扰后马尾松林乔木层营养元素积累速率明显提高。

2.2.2 林下层和地表凋落物层

2.2.2.1 保护样地

从 1990 年开始, 所有元素在林下层和地表凋落物中的贮量均逐年提高, 至 1995 年达到高峰, 之后下降 (表 4)。1990~1995 年期间各元素贮量在林下层年平均增长速率为 39%~41% (年平均增长量为

(kg · hm⁻² · a⁻¹): 13.39 (N)、0.47 (P)、6.44 (K)、4.02 (Ca) 和 0.92 (Mg), 表 4); 在地表凋落物则为 37%~38% (年平均增长量为 (kg · hm⁻² · a⁻¹): 14.08 (N)、0.41 (P)、2.73 (K)、3.76 (Ca) 和 0.65 (Mg), 表 4)。可见, 各元素的积累速率在林下层高于在地表凋落物。1995~2000 年期间, 各元素贮量在林下层和地表凋落物均以 14% (表 4) 的年平均速率下降, 年平均下降量在林下层为 (kg · hm⁻² · a⁻¹): 2.59 (N)、0.09 (P)、1.43 (K)、0.78 (Ca) 和 0.53 (Mg); 在地表凋落物为 (kg · hm⁻² · a⁻¹): 2.95 (N)、0.09 (P)、0.57 (K)、0.79 (Ca) 和 0.13 (Mg)。

表3 1990~2000年期间保护和处理样地乔木层养分积累速率
Table 3 Annual increment of nutrient standing stocks of tree component in control and treatment plots during 1990 - 2000

	N	P	K	Ca	Mg
	(kg hm ⁻² a ⁻¹)				
保护 Control					
1990 ~ 1995					
针叶 Needles	2.09 (0.19)	0.11 (0.01)	0.64 (0.06)	0.39 (0.04)	0.10 (0.01)
枝 Branches	2.05 (0.22)	0.09 (0.01)	0.81 (0.09)	2.23 (0.24)	0.36 (0.04)
茎皮 Bark	1.57 (0.11)	0.06 (0.00)	0.17 (0.01)	0.90 (0.06)	0.08 (0.01)
茎木 Wood	3.28 (0.33)	0.14 (0.01)	1.30 (0.13)	3.57 (0.35)	0.58 (0.06)
合计 Total	8.98 (0.85)	0.40 (0.04)	2.92 (0.29)	7.09 (0.69)	1.12 (0.11)
1995 ~ 2000					
针叶 Needles	2.14 (0.19)	0.11 (0.01)	0.66 (0.06)	0.40 (0.04)	0.10 (0.01)
枝 Branches	2.26 (0.21)	0.10 (0.01)	0.89 (0.08)	2.46 (0.23)	0.40 (0.04)
茎皮 Bark	1.28 (0.10)	0.05 (0.00)	0.14 (0.01)	0.73 (0.06)	0.07 (0.01)
茎木 Wood	3.45 (0.31)	0.15 (0.12)	1.37 (0.12)	3.76 (0.33)	0.61 (0.05)
合计 Total	9.13 (0.81)	0.41 (0.04)	3.06 (0.28)	7.35 (0.28)	1.17 (0.11)
处理 Treatment					
1990 ~ 1995					
针叶 Needles	2.13 (0.11)	0.13 (0.01)	0.68 (0.03)	0.41 (0.02)	0.11 (0.11)
枝 Branches	2.11 (0.12)	0.10 (0.01)	0.95 (0.05)	2.56 (0.14)	0.40 (0.02)
茎皮 Bark	1.27 (0.05)	0.05 (0.00)	0.15 (0.01)	0.72 (0.03)	0.07 (0.00)
茎木 Wood	3.29 (0.17)	0.15 (0.01)	1.47 (0.08)	3.98 (0.20)	0.62 (0.03)
合计 Total	8.80 (0.45)	0.43 (0.02)	3.24 (0.02)	7.68 (0.40)	1.20 (0.06)
1995 ~ 2000					
针叶 Needles	2.66 (0.24)	0.16 (0.01)	0.85 (0.08)	0.51 (0.05)	0.14 (0.01)
枝 Branches	2.82 (0.29)	0.13 (0.01)	1.26 (0.13)	3.42 (0.35)	0.53 (0.06)
茎皮 Bark	1.41 (0.14)	0.05 (0.01)	0.17 (0.02)	0.80 (0.08)	0.08 (0.01)
茎木 Wood	4.21 (0.41)	0.20 (0.02)	1.88 (0.18)	5.10 (0.49)	0.79 (0.08)
合计 Total	11.10 (1.07)	0.54 (0.05)	4.16 (0.40)	9.83 (0.97)	1.55 (0.15)

括号内为标准差 SE in parentheses

表4 1990~2000年期间保护样地地表凋落物和林下层的养分积累
Table 4 Nutrient accumulations in understory and floor litter of control plots during 1990 - 2000

年份 Year	N	P	K	Ca	Mg
	(kg hm ⁻²)				
活林下层 Living understory					
1990	18.51 (1.08)	0.65 (0.04)	10.19 (0.59)	5.55 (0.32)	1.27 (0.07)
1991	28.47 (1.66)	0.99 (0.06)	15.68 (0.91)	8.54 (0.50)	1.96 (0.11)
1992	39.34 (2.08)	1.37 (0.07)	17.49 (1.14)	11.80 (0.62)	2.70 (0.14)
1993	52.87 (2.66)	1.85 (0.09)	21.66 (1.46)	15.86 (0.80)	3.63 (0.18)
1995	91.30 (6.23)	3.19 (0.22)	50.27 (3.34)	27.39 (1.87)	6.27 (0.43)
2000	78.35 (18.92)	2.74 (0.66)	43.14 (10.42)	23.51 (5.68)	5.38 (1.30)
凋落物 + 死林下层 Litter and dead understory					
1990	22.66 (1.83)	0.65 (0.05)	4.40 (0.36)	6.06 (0.49)	1.04 (0.08)
1991	35.25 (3.13)	1.02 (0.09)	6.84 (0.61)	9.42 (0.84)	1.62 (0.14)
1992	41.81 (2.75)	1.21 (0.08)	8.11 (0.53)	11.18 (0.73)	1.92 (0.13)
1993	55.39 (5.88)	1.60 (0.17)	10.74 (1.14)	14.81 (1.57)	2.54 (0.27)
1995	102.55 (11.52)	2.96 (0.33)	19.89 (2.23)	27.42 (3.08)	4.70 (0.53)
2000	87.82 (6.33)	2.53 (0.18)	17.03 (1.23)	23.48 (1.69)	4.03 (0.29)

括号内为标准差 SE in parentheses

2.2.2.2 处理样地

与保护样地元素贮量比较,由于处理样地收获林下层和凋落物的原因,无论是在林下层还是在地表凋落物,所有元素贮量在各观测年份中均较低(表

4、表5)。同时,与保护样地林下层元素贮量变化不同,1990年始处理样地各元素贮量缓慢增加,但1995年之后不但没有下降反而增加得更快。这显然与1995年后处理样地也停止人为干扰有关。

1990~1995年期间各元素贮量在林下层年平均积累速率为17%(年平均增长量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)为:1.48(N)、0.05(P)、0.63(K)、0.49(Ca)和0.09(Mg),表5),之后(1995~2000年期间)则为26%(年平均增长量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)为:11.34(N)、0.40(P)、4.80(K)、3.70(Ca)和0.72(Mg),表5)。与此同时,各元素贮量在地表凋落物年平均积累速率为22%~23%(年平均增长量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)为:0.83(N)、0.03(P)、0.29(K)、0.32(Ca)和0.05(Mg),表5),之后(1995~2000年期间)则为28%(年平均增长量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)为:12.00(N)、0.45(P)、4.24(K)、

4.72(Ca)和0.72(Mg),表5)。可见,与保护样地不同,处理样地1990~1995年期间地表凋落物元素积累速率高于林下层;1995~2000年期间(停止人为干扰)地表凋落物元素积累速率也高于林下层。

2.3 养分收获

1990~1995年试验期间,因收获林下层和凋落物而直接从处理样地取走的养分量因元素和组分不同而异(表6)。如N元素,通过林下层收获而取走的量为 $132.72\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,年平均为 $22.15\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;通过凋落物收获而取走的量为 $48.93\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,年平均为 $8.31\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;通过以上两组分共取

表5 1990~2000年期间处理样地地表凋落物和林下层的养分积累
Table 5 Nutrient accumulations in understory and floor litter of control plots during 1990 - 2000

年份 Year	N	P	K	Ca	Mg
	(kg hm^{-2})				
活林下层 Living understory					
1990	7.94 (1.57)	0.28 (0.06)	3.36 (0.66)	2.59 (0.51)	0.50 (0.10)
1991	8.11 (0.44)	0.29 (0.02)	3.43 (0.18)	2.65 (0.14)	0.51 (0.03)
1992	8.02 (0.35)	0.29 (0.01)	3.39 (0.15)	2.62 (0.11)	0.51 (0.02)
1993	12.47 (0.52)	0.44 (0.02)	5.28 (0.22)	4.08 (0.17)	0.79 (0.03)
1995	15.26 (0.61)	0.54 (0.02)	6.46 (0.26)	4.99 (0.20)	0.96 (0.04)
2000	71.94 (10.12)	2.56 (0.36)	30.44 (0.48)	23.51 (3.31)	4.54 (0.64)
凋落物+死林下层 Litter and dead understory					
1990	8.78 (0.66)	0.33 (0.02)	3.10 (0.23)	3.46 (0.26)	0.52 (0.04)
1991	20.44 (2.59)	0.77 (0.10)	7.22 (0.91)	8.04 (1.02)	1.22 (0.15)
1992	13.55 (1.35)	0.51 (0.05)	4.79 (0.48)	5.33 (0.53)	0.81 (0.08)
1993	11.21 (1.23)	0.42 (0.05)	3.96 (0.44)	4.41 (0.48)	0.67 (0.07)
1995	19.46 (2.71)	0.73 (0.10)	6.87 (0.96)	7.66 (1.07)	1.16 (0.16)
2000	72.99 (7.14)	2.76 (0.27)	25.78 (2.52)	28.71 (2.81)	4.36 (0.43)

括号内为标准差 SE in parentheses

表6 1990~1995年期间处理样地因收割凋落物和林下层而被取走的养分
Table 6 Nutrient removed by harvesting understory and floor litter in the treatment plots during 1990 - 1995

年份 Year	N	P	K	Ca	Mg
	(kg hm^{-2})				
林下层 Understory					
1990	20.32 (0.96)	0.72 (0.03)	9.69 (0.46)	6.64 (0.31)	1.07 (0.05)
1991	20.84 (1.13)	0.74 (0.04)	9.94 (0.54)	6.81 (0.37)	1.10 (0.06)
1992	20.58 (0.96)	0.73 (0.03)	9.82 (0.46)	6.73 (0.31)	1.09 (0.05)
1993	32.00 (1.40)	1.14 (0.05)	15.27 (0.67)	10.46 (0.46)	1.69 (0.07)
1995	39.24 (1.48)	1.40 (0.05)	18.72 (0.71)	12.83 (0.48)	2.07 (0.08)
合计 Total	132.72 (5.93)	4.72 (0.21)	63.32 (2.83)	23.51 (3.31)	7.00 (0.31)
年平均 Annual	22.15 (0.96)	0.79 (0.03)	10.57 (0.46)	7.24 (0.31)	1.17 (0.05)
凋落物 Litter					
1990	5.83 (0.99)	0.22 (0.04)	2.06 (0.35)	2.29 (0.39)	0.35 (0.06)
1991	13.63 (1.72)	0.51 (0.07)	4.81 (0.61)	5.36 (0.68)	0.81 (0.10)
1992	9.03 (0.90)	0.34 (0.03)	3.19 (0.32)	3.55 (0.36)	0.54 (0.05)
1993	7.47 (0.82)	0.28 (0.03)	2.64 (0.29)	2.94 (0.32)	0.45 (0.05)
1995	12.97 (1.81)	0.49 (0.07)	4.58 (0.64)	5.10 (0.71)	0.77 (0.11)
合计 Total	48.93 (6.24)	1.85 (0.24)	17.28 (2.20)	19.25 (2.45)	2.92 (0.37)
年平均 Annual	8.13 (1.07)	0.31 (0.04)	2.87 (0.38)	3.20 (0.42)	0.49 (0.06)

括号内为标准差 SE in parentheses

走 N 素养分量为 $181.65 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中凋落物部分占 26.9%。又如 P 元素, 通过林下层收获而取走的量为 $4.72 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 年平均为 $0.79 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; 通过凋落物收获而取走的量为 $1.85 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 年平均为 $0.31 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; 通过以上两组分共取走 P 素养分量为 $6.57 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中凋落物部分占 28.2%。可见, 林下层收获是处理样地养分流失的主要途径。

不同年份比较, 每年因收获林下层和凋落物而直接从林地中取走的养分量差异不大。如 N 素, 在 $26.15 \sim 52.21 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 多数年份接近其年平均值(处理样地 N 素年收获量为 $30.32 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。1995 年各元素养分收获量较大的原因主要是由于 1994 年无进行任何收割活动(表 6)。

1990~1995 年期间处理样地因林下层和凋落物收获而直接取走的各元素养分总量与 1995 年处理样地林下层和地表凋落物各元素养分贮量(表 5)相加, 可估测到, 在此期间各元素养分在处理样地林下层和地表凋落物的养分积累量(假设收获后留在林地)。用此种方法计得, 处理样地各元素的养分积累量为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 216.36 (N)、7.85 (P)、93.93 (K)、55.40 (Ca) 和 12.04 (Mg)(表 5, 表 6)。这些数值均明显高于同期保护样地各元素在林下层和地表凋落物的养分积累总量(1995 年养分现存量)。在此期间各元素在保护样地林下层和地表凋落物的养分积累总量为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 193.85 (N)、6.15 (P)、70.16 (K)、54.81 (Ca) 和 10.97 (Mg)(表 4)。然而, 用同样方法计算得到的数据表明, 在试验开始时(1990 年)各元素在林下层和地表凋落物养分积累总量表现为处理样地与保护样地几乎相当。1990 年时各元素在林下层和地表凋落物养分积累总量, 在保护样地为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 41.17 (N)、1.30 (P)、14.59 (K)、11.61 (Ca) 和 2.31 (Mg)(表 4); 在处理样地为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 42.87 (N)、1.55 (P)、18.21 (K)、10.09 (Ca) 和 2.44 (Mg)(表 5, 表 6)。由此可见, 若将收割的林下层和地表凋落物回归到林地, 那么处理样地的土壤将较保护样地的土壤获得更多的养分归还。

3 讨论

3.1 鼎湖山马尾松林群落乔木层养分贮量特征

与国外其它热带松林比较, 尽管尤如前面已提及两样地的马尾松林龄较大 70~80 年, 但本研究马尾松林乔木层的营养元素贮量较低。例如, 林龄为 10~30 年生的松林, 其乔木层营养元素贮量为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 122~1370 (N)、7~216 (P)、55~709 (K) 和

65~565 (Ca) (Enunjobi & Bada, 1979; Stewart & Kellman, 1982; Das & Ramakrishnan, 1987; Kadeba, 1991; Lugo, 1992)。值得指出的是, 与本研究马尾松林营养元素贮量相类似的松林是伯利兹林, 其林地肥力与本研究林地肥力相类似, 均比较低 (Enunjobi & Bada, 1979)。另外, 与附近马尾松林乔木层养分贮量比较, 其乔木层养分贮量也较低。在广州一林龄为 30 年左右的马尾松林, 其乔木层营养元素的贮量为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 874.1 (N)、30.9 (P)、392.1 (K)、244.2 (Ca) 和 170.1 (Mg)(管东生, 1989)。在广西林龄为 20~30 年生的马尾松林地上乔木层营养元素贮量为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 81.9~133.26 (N)、20.52~31.51 (P)、35.83~82.66 (K)、89.71~138.43 (Ca) 和 28.48~48.94 (Mg)(张旭东, 1993)。由此可见, 本研究马尾松林群落乔木层养分贮量较低。

那么, 为何本研究群落乔木层养分贮量较低呢? 它与收割林下层和凋落物这种人为干扰活动有何关系呢? 以下是针对这个问题的继续讨论。

3.2 收割林下层植物和凋落物带走的养分

研究结果表明, 在 1990~1995 年期间由于收割林下层和凋落物这种人为干扰活动而直接从林地中带走各元素的养分量为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$): 30.28 (N)、1.10 (P)、13.44 (K)、10.44 (Ca) 和 1.66 (Mg)(表 6)。这些尽管仅占 1990 年处理样地乔木层养分贮量的 8.65%~20.29% (20.29% (N)、15.65% (P)、27.75% (K)、8.65% (Ca) 和 9.16% (Mg), 表 2), 但却分别相当于同期处理样地乔木层地上部分养分年平均积累量的 1.36~4.15 倍 (3.44 (N)、2.56 (P)、4.15 (K)、1.36 (Ca) 和 1.38 (Mg), 表 3), 约相当于 1990~1993 年期间处理样地乔木层年平均凋落物养分归还量的 0.94~4.70 倍 (1.91 (N)、1.75 (P)、4.70 (K)、1.73 (Ca) 和 0.94 (Mg)(莫江明等, 2001))。此外, 所取走的 N 量超过了大气降水输入生态系统中的 N 量 ($20.63 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$), 其它元素除 Ca 外也相当于降水输入量 (P、Ca 和 Mg 3 种元素随降水输入量分别为: 1.01、46.33 和 $3.51 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (莫江明等, 2002))。可见, 人为干扰活动从马尾松林生态系统中取走大量的养分。

3.3 人为干扰对生态系统养分生物地球化学循环的影响

前面讨论 3.2 分析表明, 收割林下层和凋落物这种人为干扰活动从生态系统中直接取走了大量的养分。那么, 这种仅取走部分有机质的森林利用方式是否可以持续呢? 为了回答这个问题, 作者结合

前期研究结果探讨该生态系统的生物地球化学循环特征及其与人为干扰的关系。

养分的生物地球化学循环,即物质从环境到生物然后再回到环境中去的过程,是生态系统主要功能之一,因此它是生态学研究的重要组成部分。按照循环的特征,森林生态系统的生物地球化学循环包括物质在森林生态系统土壤与植物间的生物循环和物质在森林生态系统与外界的交换过程,即地球化学循环两部分。通过对森林生态系统生物地球化学循环研究,有助于加深对生态学的理解,理论上可以发现一般科学原理,解释森林过去、现在和将来的营养物质需要。从理论上阐明生态系统的群落组成和演替、种群竞争及系统的自我调控机制。实践上可为森林的经营管理和林业生产的持续发展提供理论指导。

因为建集水区时,选取与保护和处理样地各方面相似的林地,所以集水区生态系统水循环过程中的养分状况,基本上反映了鼎湖山马尾松林生态系统地球化学循环特征(莫江明等, 2002)。为了分析方便,这里我们假定保护和处理样地接收大气养分输入和土壤径流养分输出相同(实际上,处理样地因为收割活动,径流养分输出大于保护样地)。前面已

报道了马尾松林乔木层的养分积累情况,结合前期研究结果可得如表 7 所列的马尾松林生态系统生物地球化学循环指标。从表 7 可见,各元素养分从降水输入的量分别是保护样地凋落物归还量的 1.27 (N)、1.52 (P)、8.56 (Ca)、1.69 (Mg) 倍,占土壤养分获得量的 45.95% ~ 53.89%。可见,大气降水中的养分输入在马尾松林生态系统生物地球化学循环中具有重要的作用。

表 7 还表明,该马尾松林生态系统养分地球化学循环净变化为 $37.97 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,是保护样地生物循环净变化 ($18.51 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 的 2.05 倍。其中,以元素 Ca 表现得尤为明显 (3.2 倍),其次是 N 元素 (1.50 倍) 表现地球化学循环强度大于生物循环 (1.50 倍),其余两元素则相反,表现生物循环强度大于地球化学循环 (P 0.42 倍; Mg 0.91 倍),说明对于保护样地土壤库来说, Ca 和 N 两元素处于积累状态, Mg 几乎处于收支平衡,而 P 则处于被损耗状态。在处理样地,生态系统养分地球化学循环净变化是其生物循环净变化 ($17.98 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 的 2.11 倍。其中, N、P、Ca 和 Mg 各元素分别为 (倍): 1.54、0.90、0.98 和 1.16,说明对于处理样地(假设无收割凋落物和林下层这种人为干扰的情况下)土壤库来

表 7 马尾松林养分元素生物地球化学循环
Table 7 Biogeochemical cycling in a pine forest ecosystem in Dinghushan

循环过程 Processes of cycling	N	P	Ca ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	Mg	合计 Total
1) 大气降水输入 Input by rainfall	20.63	1.02	46.33	3.51	71.49
2) 穿透雨 Throughfall	1.41	0.53	46.42	1.04	49.40
3) 树干茎流 Stenflow	0.01	0.00	0.48	0.02	0.51
4) 淋溶 Leaching by throughfall and stenflow	1.41	0.53	46.90	1.06	49.90
5) 径流输出 Output via runoff	7.12	0.63	23.64	2.13	33.52
6) 生态系统净积累 Accumulation of ecosystem	13.51	0.39	22.69	1.38	37.97
保护 Control					
7) 植物吸收 Plant absorption	25.22	1.60	12.50	3.59	42.91
8) 凋落物归还 Return by litters	16.24	0.67	5.41	2.08	24.40
9) 植物存留 Plant retention	8.98	0.93	7.09	1.51	18.51
10) 土壤获得 Input to soil	38.28	2.22	98.64	6.65	145.79
11) 土壤转出 Output from soil	32.34	2.23	36.14	5.72	76.43
12) 土壤净积累 Accumulation in the soil	5.94	- 0.01	62.50	0.93	69.36
处理 Treatment					
13) 植物吸收 Plant absorption	24.6	1.05	13.65	2.96	42.26
14) 凋落物归还 Return by litters	9.51	0.38	3.62	1.06	14.57
15) 植物存留 Plant retention	8.75	0.43	7.61	1.19	17.98
16) 土壤获得 Input to soil	31.55	1.93	96.85	5.63	135.96
17) 土壤转出 Output from soil	31.72	1.68	37.29	5.09	75.78
18) 土壤净积累 Accumulation in the soil	- 0.17	0.25	59.56	0.54	60.18

4) = 2) + 3); 6) = 1) - 5); 10) = 1) + 4) + 8); 11) = 5) + 7); 12) = 10) - 11); 14) 60% 的凋落物归还给土壤, 40% 被收获而带出生态系统 Of total litterfall, 60 percent was returned to the soil and 40 percent was removed by harvesting practice (Brown *et al.*, 1995; Mb *et al.*, 1995); 16) = 1) + 4) + 14); 17) = 5) + 13); 18) = 16) - 17) 1) ~ 6): 数据引自莫江明等, 2002, Data was cited from Mb *et al.*, 2002; 8): 数据引自莫江明等, 2001, Data was cited from Mb *et al.*, 2001

说, N 和 Ca 两元素处于积累状态, 而 P 和 Mg 几乎处于收支平衡状态。可见, 若无人为干扰的情况下, 马尾松在退化林地中作为先锋树种, 不仅为其它树种的侵入提供了屏蔽, 而且改善了土壤养分(尤其是 N 和 Ca 两种元素), 为维持更大的生产力提供了养分支持。

然而, 犹如前面已提及, 人为干扰活动每年从处理样地直接取走大量的养分。因此对于土壤来说, 保护样地和处理样地的养分库不同。从表 7 可见, 除 P 元素外, 保护样地土壤养分净积累均高于处理样地, 尤其是 N 素, 处理样地还出现了负积累, 即土壤 N 库收支不平衡。显然这种结果是由于收割林下层和凋落物活动带走了养分而造成。若这种活动长期化, 势必导致马尾松林地土壤肥力(尤其是 N 素供应力)衰退和林地生产力降低。

此外, 这种人为干扰活动还对生态系统养分产生间接影响: 通过改变土壤的物理和化学性质, 增加生态系统有效养分的流失潜力(莫江明等, 1997); 由于分解初期, 凋落物在该生态系统不但不能释放 N 素反而将土壤中 N 素吸收和固存, 因此收割凋落物活动从样地中取走比预料得更多的 N 素(莫江明等, 1996); 同时这种干扰还降低凋落物产量及其养分归还量(莫江明等, 2001)。因此, 这种收取部分有机质的森林利用方式是不持续的。

3.4 人为干扰对乔木层养分积累的影响

前面讨论结果表明, 这种收割林下层和凋落物活动是不持续的。那么, 这种人为干扰活动对马尾松林群落乔木层养分积累影响如何呢?

1990~1995年, 保护样地马尾松乔木层各元素积累量增加了 34.9%~38.1%, 处理样地乔木层各元素积累量增加了 29.3%~33.5%(表 2, 表 3)。1990~1995年, 保护样地 N、P、K、Ca 和 Mg 元素总积累量增加的百分比, 较处理样地相应元素总积累量增加的百分比分别高(百分点): 5.5、5.9、4.7、5.0 和 4.9。1995~2000年, 保护样地乔木层各元素积累量增加了 26.3%~28.9%, 处理样地乔木层各元素积累量增加了 28.8%~32.1%(表 2, 表 3)。与 1990~1995年的积累量变化相反, 1995~2000年期间保护样地 N、P、K、Ca 和 Mg 元素总积累量增加的百分比, 较处理样地相应元素总积累量增加的百分比分别低(百分点): 2.5、2.7、3.2、3.2 和 3.1(表 2, 表 3)。可见, 若假设处理样地在无人为干扰的情况下, 在 1990~1995年期间的养分积累速率与 1995~2000年的相同, 那么, 1990~1995年期间人为干扰活动使

处理样地马尾松林乔木层各元素年平均积累量约分别降低(百分点): 1.60(N)、1.72(P)、1.58(K)、1.64(Ca)和 1.60(Mg), 即年平均积累量约减少($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$): 2.39(N)、0.12(P)、0.77(K)、1.98(Ca)和 0.29(Mg), 这些量约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各元素养分的 6%~19%。

综上所述, 由于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(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995), 因此不难理解, 犹如前面所述本研究马尾松林群落乔木层养分贮量较低。可见, 本研究结果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地生产力没有得到恢复的主要原因(Brown *et al.*, 1995; Mo *et al.*, 1995)。

3.5 马尾松林管理的建议

前面已论述了收获林下层植物和凋落物这种森林利用方式是不持续的, 会阻碍本已退化的马尾松林正常恢复。然而, 停止这种收获活动在很多情况下是不现实的, 尤其是在我国南方一些山区和一些东南亚、非洲国家。那么, 我们有什么管理对策呢? 针对这个问题, 作者根据本研究结果提出如下建议:

可以保留目前的利用方式, 但降低其收割的强度和频率, 而对于不足部分则使用木材燃料作为补充。其理由有: 1) 犹如前期研究结果表明, 适当的林下层收割, 有利于稀疏马尾松林的自然更新及维持林下层植物种的多样性(孔国辉等, 2002), 这点对于以生物多样性(包括生态系统和物种多样性)保护为主要目的的自然保护区尤其重要; 2) 在缓解全球增温问题上, 使用生物能源替代石化燃料被认为是最根本和最有效的办法, 也将是未来燃料的发展趋势(Sampson *et al.*, 1993; Dixon *et al.*, 1994; RWEDP, 1995; Brown, 1996; 方运霆等, 2002)。因为生物能源和石化燃料的碳含量不同, 释放 1×10^9 焦耳能量, 生物能源替代石化燃料可减少 0.025 t 碳(Brown, 1996)。在我国华南地区, 使用木材燃料与使用液化气(LPG)相比, 每公顷森林每年可以减少排放 2.6 t 碳(Brown, 1996)。1994年 RWEDP 16 个成员国, 使用木材燃料(与 LPG 相比)减少了 2.78×10^8 t CO_2 (RWEDP, 1995)。另据 Sampson 等(1993)的估算, 到本世纪的中期至末期, 生物能源(包括木材和能源作物)每年能够抵消石化燃料碳释放的 1~4 Pg 碳($1\text{Pg} = 10^{15}$), 当然实现这一目标需要增加森林和能源作物的面积和产量; 3) 使用木材燃料还可以

大幅度降低生态系统因收获而损失的养分量。以本研究处理样地 1990 年乔木层养分贮量为例,若乔木层地上部分皆伐,从林地中所带走的营养量将为 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 149.27 (N), 7.03 (P), 48.43 (K), 120.72 (Ca) 和 18.13 (Mg)。然而,若在森林作业中砍伐仅取走树干(包括树皮,考虑到实际操作性)而在林地中留下其它部分,让其自然分解使营养元素得以重新归还利用,将显著地减少营养元素的损失(22%~46%),尤其 P 元素。采用此种作业法,P 元素从林地中的损失量较皆伐减少 46%。因此采用此种方法,有利于森林尤其是退化的马尾松林维持和恢复林地肥力,同时也可以缓和当地居民燃料需求的矛盾。

此外,根据研究结果收获林下层和凋落物活动会刺激马尾松林在林下层积累更多的养分,因此对于退化较严重的林地还可以采取割而不取走的办法,而所需燃料全由木材补给。这样既可以改善林地肥力又有利于马尾松自然更新和维持物种多样性(对于以生物多样性(包括生态系统和物种多样性)保护为主要目的的自然保护区尤为重要),从而促进马尾松林的恢复。

4 结 论

与其它松林或马尾松林比较,尽管鼎湖山马尾松林的林龄已超过 70 年,但其群落乔木层养分贮量较低。其原因是长期受收割林下层和凋落物这种人为干扰的影响,使原本已退化的林地没有得到正常恢复。这种人为干扰不仅直接从林地中取走大量的养分而且还对林地肥力产生间接的负面影响,且这种收取部分生物量的利用方式是不可持续的,若长期化不但不能使本已退化的林地得到恢复而且还有可能导致林地继续退化。采用作者建议的森林利用方法代替目前收割林下层和凋落物方式,既可以满足当地居民燃料的需求,还有利于马尾松自然更新和维持物种多样性以及改善林地肥力,从而促进马尾松林的自然恢复。

参 考 文 献

- Anderson J. M. & J. S. Ingram. 1989. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. Wallingford, Oxford, England: CAB International.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, **6**:1~32.
- Brown, S., A. J. R. Gillespie & A. E. Lugo. 1991. Biomass of tropical forests in South and Southeast Asia. *Canadian Journal of Forest Research*, **21**:276~289.
- Brown, S., M. Lenart, J. M. Mo & G. H. Kong. 1995. Structure and organic matter dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB reserve of subtropical China. *Biotropica*, **27**:276~289.
- Brown, S. 1996. Mitigation potential of carbon dioxide emissions by management of forests in Asia. *Ambio*, **25**:273~278.
- Daily, G. C. 1995. Restoring value to the world's degraded lands. *Science*, **269**:350~354.
- Das, A. K. & P. S. Ramakrishnan. 1987. Above-ground biomass and nutrient contents in an age series of Khasi pine (*Pinus kesiava*). *Forest Ecology and Management*, **18**:61~72.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler & J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystem. *Science*, **263**:185~190.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw & A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, **277**:515~522.
- Enunjobi, J. K. & S. O. Bada. 1979. Biomass and nutrient distribution in stands of *Pinus caribaea* L. in dry forest zone of Nigeria. *Biotropica*, **11**:130~135.
- Fang, Y. T. (方运霆), J. X. Xiao (肖金香) & J. M. Mo (莫江明). 2002. The role of forestry activities in carbon sequestration and mitigation of global warming. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis (Natural Science Edition)* (江西农业大学学报(自然科学版)), **24**:796~801. (in Chinese with English abstract)
- FAO. 1996. Forest resources assessment 1990: survey of tropical forest cover and study of change processes. Rome, Italy: FAO Forestry Paper. No. 130.
- FAO. 2001. Global forest resources assessment 2000 (FRA 2000), Results as of April 10, 2001. Available from www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp.
- Guang, D. S. (管东生). 1989. The nutrient elements in the forest ecosystem around Liuxihe reservoir. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem (热带亚热带森林生态系统研究)*, **5**:123~134. (in Chinese with English abstract)
- Guo, X. M. (郭晓敏), D. K. Niu (牛德奎), Y. Q. Liu (刘苑秋), T. Z. Du (杜天真), S. Z. Xiao (肖舜祯) & X. H. Ye (叶学华). 2002. The vegetation restoration and reconstruction of different types of degraded barren ecosystems in Jiangxi. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, **22**:878~884. (in Chinese with English abstract)
- Guo, Z. M. (郭志民). 2000. Study on the ways of recover and restoration for degraded community of *Pinus massoniana*. *Journal of Zhejiang Forestry Science & Technology (浙江林业科技)*, **25**:1~3. (in Chinese with English abstract)
- Hong, L. X. (洪利兴), Y. Wang (王泳), G. J. Du (杜国坚) & B. T. Liu (刘本同). 2000. Retrograde characteristics of ecosystem of *Pinus massoniana* forest and its transformation countermeasures. *Journal of Zhejiang Forestry Science & Technology (浙江林业科技)*, **20**:1~9. (in Chinese with English abstract)
- Hooper, D. U. & P. M. Vitousek. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, **277**:1302~1305.
- Hu, D. (胡聃) & Z. J. Xi (奚增均). 2002. A theoretical approach to integration principles of ecological restoration engineering. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, **22**:866~877. (in Chinese with English abstract)
- Huang, Z. F. (黄展帆) & Z. G. Fan (范征广). 1982. The climate of Ding Hu Shan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*

- tem (热带亚热带森林生态系统研究), 1:11~13. (in Chinese with English abstract)
- Kadeba, O. 1991. Above-ground biomass production and nutrient accumulation in an age sequence of *Pinus caribaea* stands. *Forest Ecology and Management*, 41: 237~248.
- Kong, G. H. (孔国辉) & J. M. Mo (莫江明). 2002. Plant population dynamics of a human-impacted Masson pine plantation in Dinghushan. *Journal of Tropical and Subtropical Botany (热带亚热带植物学报)*, 10:193~200. (in Chinese with English abstract)
- Lugo, A. E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs*, 62:1~41.
- Luh Huang, C. Y. & E. E. Schulte. 1985. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectroscopy. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 16:943~958.
- Mo, J. M. (莫江明), S. Brown, G. H. Kong (孔国辉), M. Lenart & Y. C. Zhang (张佑昌). 1996. Litter decomposition and its nutrient dynamics of a pine forest in Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Phytocologica Sinica (植物生态学报)*, 20:534~542. (in Chinese with English abstract)
- Mo, J. M. (莫江明), G. H. Kong (孔国辉), S. Brown, Y. T. Fang (方运霆) & Y. C. Zhang (张佑昌). 2001. Litterfall response to human impacts in a Dinghushan pine forest. *Acta Phytocologica Sinica (植物生态学报)*, 25:656~664 (in Chinese with English abstract)
- Mo, J. M. (莫江明), M. M. Ding (丁明懋), Z. P. Zhang (张祝平) & W. M. Yi (蚁伟民). 1994. Nitrogen accumulation and cycling in a monsoon evergreen broad-leaved forest — the *Cryptocarya concinna*, *Lindera chunii* community of Dinghushan. *Acta Phytocologica Sinica (植物生态学报)*, 18:140~146. (in Chinese with English abstract)
- Mo, J. M. (莫江明), Y. T. Fang (方运霆), D. Q. Zhang (张德强), G. H. Kong (孔国辉) & Z. N. Feng (冯肇年). 2002. Effects of rainfall reallocation on nutrient dynamic of a pine forest in Dinghushan. *Guibaia (广西植物)*, 22:529~533. (in Chinese with English abstract)
- Mo, J. M. (莫江明), G. H. Kong (孔国辉), S. Brown & M. Lenart. 1997. Effects of litter and understory removal on soil N availability in a subtropical forest of China. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, 17:109~112. (in Chinese with English abstract)
- Mo, J. M., S. Brown, M. Lenart & G. H. Kong. 1995. Nutrient dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB reserve of subtropical China. *Biotropica*, 27:290~304.
- Mo, J. M., S. Brown, S. L. Peng & G. H. Kong. 2003. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, 175: 573~583.
- Peng, S. L. (彭少麟), M. G. Li (李鸣光) & Y. Lu (陆阳). 1989. A primary study on the biomass and productivity of *Pinus massoniana* population in Dinghu Shan Biosphere Reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem (热带亚热带森林生态系统研究)*, 5:75~82. (in Chinese with English abstract)
- RWEDP. 1995. Regional issues. *Wood Energy News*, 10: 1~14.
- Sampson, R. N., L. L. Wright & J. K. Winjum. 1993. Biomass management and energy. In: Wisniewski, J. & R. N. Sampson eds. *Terrrestrial biospheric carbon fluxes: quantification of sinks and sources of CO₂*. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 139~159.
- Scott, T. J., M. J. Mitchell, A. Santos & P. Destaffen. 1989. Comparison of two methods for measuring ammonium in solution samples. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 20:1131~1144.
- Stewart, H. & M. Kellman. 1982. Nutrient accumulation by *Pinus caribaea* in its native savanna habitat. *Plant and Soil*, 69:105~118.
- Xiao, X. X. (肖祥希). 2000. Studies on the nutrient characteristics of *Pinus masoniana* ecosystem. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology (福建林业科技)*, 27:14~18. (in Chinese with English abstract)
- Zhang, P. C., G. F. Shao, G. Zhao, C. Dennis, L. Master, R. P. George, B. John, J. Dunning & Q. L. Li. 2000. China's Forest Policy for the 21st century. *Science*, 288:2135~2136.
- Zhang, X. D. (张旭东). 1993. Study on nutrient distribution pattern of a pine forest in Anhui. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 4:7~11. (in Chinese with English abstract)
- Zhou, H. C. (周厚诚), M. J. Li (李明佳), Y. R. Zhou (周远瑞), D. Q. He (何道泉) & Y. J. Huang (黄玉佳). 1986. The vegetation map of Dinghushan Biosphere Reserve with reference to its illustration. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem (热带亚热带森林生态系统研究)*, 4:43~52. (in Chinese with English abstract)

责任编辑: 黄建辉 责任编辑: 张丽赫