

鼎湖山季风常绿阔叶林原锥栗-厚壳桂-荷木群落演替

周小勇¹, 黄忠良^{1*}, 欧阳学军¹, 李 炯¹, 官丽莉², 徐国良¹, 张 池¹

(1. 中国科学院华南植物园鼎湖山树木园, 肇庆 526070; 2. 中国科学院华南植物园, 广州 510650)

摘要: 在对 2000m² 永久样地进行 5 次调查的基础上, 研究了鼎湖山季风常绿阔叶林锥栗-厚壳桂-荷木群落在 20a 演替过程中的物种组成结构和物种多样性的动态变化, 对影响该群落演替的因素进行了分析, 并对未来演替趋势作了探讨。结果表明: (1) 群落个体数呈现类似“W”型动态变化。(2) 在 20a 的演替中, 黄果厚壳桂在群落乔木层消失, 厚壳桂种群数量下降了 98.21%, 都丧失了原来的优势地位, 樟科植物的个体数减少了 95.35%; 锥栗和荷木个体数都随着演替的进展在减少, 正逐步走向衰亡; 因此 2002 年的群落应更名为锥栗-云南银柴-荷木群落。(3) 群落中的阳生性树种的重要值在 18.87~27.73 之间波动, 在 2002 年达到最大。(4) 群落物种组成结构差异随演替时间的增加在逐渐增大, 但总体变幅较小。(5) 群落的物种丰富度有小的起伏; *sw* 指数在 3.3904~3.5724 范围内呈现类似于群落个体数的变化格局, 在 2002 年到达最大; 均匀度在 0.6175~0.6540 范围内表现与 *sw* 指数相似的动态变化; 生态优势度介于 0.1837~0.2477 之间, 但变化趋势与 *sw* 指数、均匀度相反。总体上看, 群落物种组成结构、物种多样性都波动不大, 群落仍维持相对稳定。(6) 影响群落演替并使之产生波动的主要因素是干扰, 包括虫害、灾害性天气等自然干扰和以旅游活动为主的人为干扰。(7) 群落将继续朝顶级群落的方向演替, 但以黄果厚壳桂和厚壳桂群落为鼎湖山顶级群落代表的观点有待进一步考证。

关键词: 群落动态; 演替; 波动; 物种多样性; 鼎湖山

Succession of the original *Castanopsis chinensis* - *Cryptocarya chinensis* - *Schinus molle* community of monsoon evergreen broad-leaved forest in Dinghushan Nature Reserve

ZHOU Xiao-Yong¹, HUANG Zhong-Liang^{1*}, OU YANG Xue-Jun¹, LI Jiong¹, GUAN Li-Li², XU Guo-Liang¹, ZHANG Chi¹ (1. Dinghushan Arboretum, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing 526070, China; 2. South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China). Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(1): 37~44

Abstract: The monsoon evergreen broad-leaved forest (MEBF) in Dinghushan Nature Reserve (DNR) has been considered as a zonal vegetation in lower subtropical China, with a history of more than 400 years. Its community structure, species diversity and community dynamics have been studied since 1956, so a lot of data have been well accumulated, which benefits the study on community succession.

Based on the data from five-time survey in a 2000m² permanent plot of the original *Castanopsis chinensis* - *Cryptocarya chinensis* - *Schinus molle* community of MEBF in DNR, the community dynamics of species composition and species diversity in a twenty-year successional process, its future successional tendency and the main factors that influenced the community succession were studied in this paper. The results were showed as follows: (1) Changes of the number of individuals of community demonstrated a “W” shape tendency. (2) Due to insect irruption, the population size of *Cryptocarya concinna* and *Cryptocarya chinensis* decreased by 100%, 98.21%, respectively, which led to lose their dominant status, and the number of individuals of the *Lauraceae* decreased by 95.35%; Similarly, the population size of *Castanopsis chinensis* and *Schinus molle*

基金项目: 国家自然科学基金重大资助项目 (39899370); 中国科学院重大资助项目 (KZ951-B1-110)

收稿日期: 2003-10-01; **修订日期:** 2004-06-20

作者简介: 周小勇 (1976~), 男, 江西吉安人, 硕士生, 主要从事保护生态学研究。

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

Foundation item: National Natural Sciences Foundation of China (No. 39899370); Chinese Academy of Sciences Grants (No. KZ951-B1-110)

Received date: 2003-10-01; **Accepted date:** 2004-06-20

Biography: ZHOU Xiao-Yong, Master candidate, mainly engaged in conservation ecology.

decreased with successional processes. Therefore, original community should be renamed as *Castanopsis chinensis* - *Aporosa yunnanensis* - *Schin a superba* in 2002. (3) The important value of all Heliophytes in the community fluctuated from 18.87 to 27.73, maximized in 2002. (4) Differences in species composition among communities increased with the community successional time, but their changes were no obvious within 20 years. (5) Species richness appeared a little fluctuation, and the values of SW index, evenness index and Simpson index of community fluctuated within the ranges of 3.3904~3.5724, 0.6175~0.6540 and 0.1837~0.2477, respectively. The maximum value of SW index occurred in 2002. The changes of SW and evenness indices were similar to that of the number of individuals in the community, but the change of Simpson index was contrary to that of evenness index. Although species composition and species diversity fluctuated slightly, the community still maintained relatively stable. (6) The main factors that influenced community succession and led to community fluctuation might include both natural disturbances (insect irruption, catastrophic weather) and human disturbances (tourism and research activities). (7) The community will approach to a climax in the future, but the opinion that the climax community of Dinghushan characterized by the dominant species of *Cryptocarya concinna* - *Cryptocarya chinensis* needs to be further testified.

Key words: community dynamic; succession; species diversity; fluctuation; Dinghushan

文章编号: 1000-0933(2005)01-0037-08 中图分类号: Q 144, Q 448, S718.5 文献标识码: A

植被动态是生态学的中心问题之一,而群落演替是植被动态学的核心内容,一直是生态学家们关注的焦点^[1-3],对植被动态规律尤其是群落演替规律的深入理解是进行生态系统合理管理和永续利用的前提^[3]。研究群落动态的方法主要有3种^[3]:(1)建立永久固定样地进行定位研究;(2)通过空间代替时间进行比较研究;(3)通过数学模型进行动态模拟研究。其中第1种方法最为可靠,它能精准地对群落的动态进行分析,但它必须建立在永久样地的长期定位监测的基础上。

鼎湖山自然保护区由于其独特的地理位置、气候条件和人文因素,使其较好的保存着南亚热带典型的地带性植被-季风常绿阔叶林,是当今北回归线附近最具特色且最具研究价值的地区之一^[4]。许多学者对鼎湖山季风常绿阔叶林群落的结构特征^[5-7]、功能^[8,9]、物种多样性^[10,11]和演替动态^[12-14]等方面进行了较深入的研究,其中对该群落尤其是优势种群的演替动态报道较多,但均未进行长期的定位研究,影响了研究的精度。森林群落的演替是一个漫长的过程,需要进行长期的定位监测才能更好的了解其演替过程和规律,其中对地带性植被演替后期的定位监测尤显重要。鼎湖山自然保护区已经对季风常绿阔叶林进行了20多年的定位监测,对其中部分年份间的群落结构、C 贮量和生物量的动态研究结果先后发表^[15-17],但对其群落物种组成结构和物种多样性动态的多年的定位研究还未见正式报道。本文在前人研究的基础上,依据季风常绿阔叶林永久样地从1982年到2002年的5次调查数据,并结合1955年的样方调查结果,以精准的资料信息分析了季风常绿阔叶林锥栗-厚壳桂-荷木群落在20a中的群落物种组成结构和物种多样性的变化情况,试图更进一步了解季风常绿阔叶林演替后期的群落物种组成结构和物种多样性变化的特征和规律,同时对该群落的未来演替方向进行探讨,并与以前的研究结果进行比较,依此为鼎湖山自然保护区乃至我国南亚热带森林植被的管理及其生物多样性保护提供理论依据。

1 研究地概况

研究地点位于广东省中部鼎湖山自然保护区,地处东经112°30'39"~112°33'41",北纬23°09'21"~23°11'30"。此区属南亚热带季风湿润气候,年平均气温20.9℃,年均降雨量1956mm,年相对湿度为81.5%,全年干湿季明显^[4],偶有灾害性天气发生,如雷暴、冻害、台风或强热带风暴。土壤为发育于砂岩母质上的赤红壤,厚度一般为60~90cm,表层有机质含量2.94%~4.27%^[18]。

本文研究的群落是季风常绿阔叶林的典型群落,乔木可分为3层。群落内的第1层冠层不连续,超级大树为锥栗(*Castanopsis chinensis*),其次为荷木(*Schin a superba*);第2层树种主要有厚壳桂(*Cryptocarya chinensis*)、黄果厚壳桂(*C. concinna*)等;第3层主要由云南银柴(*Aporosa yunnanensis*)组成,1982年将其定为锥栗-荷木-厚壳桂群落^[19],后有的学者^[15]称其为黄果厚壳桂-锥栗-厚壳桂-荷木群落。

2 研究方法

2.1 样地调查

1982年在季风常绿阔叶林中的典型地段设置了面积为2000m²的永久样地,用相邻格子法对样地进行每木调查,并对高于1.5m的立木进行定位记录。1992年,参照《热带森林地区生物多样性长期监测——永久样地的建立与调查方法》^[20],在1982年的样地的基础上扩建成面积为1hm²的永久样地,对样地内所有胸高直径1cm的植株编号、挂牌作永久标记后进行调查,内容包括:种名、胸高直径(DBH)、树高(h)、枝下高、冠幅、树木定位坐标等。随后,1994年和1999年的11月份对该永久样地进行了2次复查,2002年3月份又对1982年的2000m²样地进行第5次调查。由于1982年与后4次调查的方法有所不同,为了消除

差异,使定位研究的标准完全一致,本研究只取 2000 m² 样地的乔木层中胸高直径(DBH) > 2cm 的植株(藤本植物除外)进行定位研究,并结合 1955 年的调查结果^[5]作相应的比较研究。

2 2 数据分析

根据 5 次的调查数据,分析群落个体数及其组成成分的种群数量、相对多度和重要值等特征,其中重要值采用 $IV = (\text{相对密度} + \text{相对显著度} + \text{相对频度}) \times 100/3$ 来计算。采用丰富度指数、Shannon-Wiener 指数(以下简称 SW 指数)^[21]、Simpson 指数^[22]和 PW 均匀度指数^[23]来测定群落的物种多样性。分别采用群落相似性系数 S ^[24]和 Whittaker(β_s)指数^[25]测度群落物种组成结构的相似性和群落物种更替程度或物种组成的差异。

3 结果与分析

3 1 群落个体数特征动态

3.1.1 群落个体数的变化 由图 1 可知,群落在 1982 年的个体数为 442 株,其后在 1992 年、1994 年、1999 年和 2002 年个体数分别为 418、433、410 和 432 株,较 1982 年分别减少了 5.43%、2.04%、7.24% 和 2.26%,呈现类似波浪式的“W”型的动态变化过程。相比而言,群落在 1999 年个体数最小。总体而言,群落在 20a 的演替过程中,各年份间的个体数的变异系数仅为 2.99%,个体数变幅不大。

3.1.2 群落 5 个主要优势种群数量变化 虽然群落个体数变化较小,但是一些主要优势种的个体数量有较大变化。从图 2 可知,黄果厚壳桂种群数量一直在减少,到 2002 年已经全部死亡;厚壳桂种群由 1982 年的 56 株变成 1992 年的 1 株,减少了 98.21%;在 20a 中,阳生性建群种锥栗和荷木的种群数量分别减少了 50% 和 37.50%;个体数最多的云南银柴的种群数量虽有起伏,但 2002 年较 1982 年还是增加了 20 株,增长了 11.76%。造成黄果厚壳桂和厚壳桂种群大量死亡的主要原因是虫害严重危害的结果;锥栗则因遭雷击致死,种群数量下降;荷木可能是因在演替中衰退死亡而导致种群数量减少。云南银柴在群落中大多处于乔木层的第 3 亚层,因为较高层次的黄果厚壳桂和厚壳桂的大量死亡,为云南银柴的生长提供了良好的环境条件,有利于其种群的增长,尔后大径级(DBH = 126.4cm)的锥栗的枯倒,造成了部分云南银柴的死亡,种群数量又有所下降。

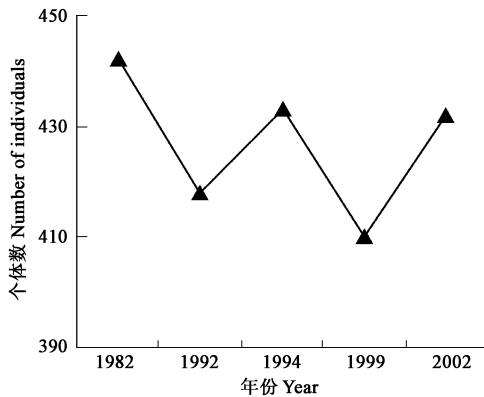


图 1 群落个体数的变化

Fig. 1 Change of number of individuals in the community

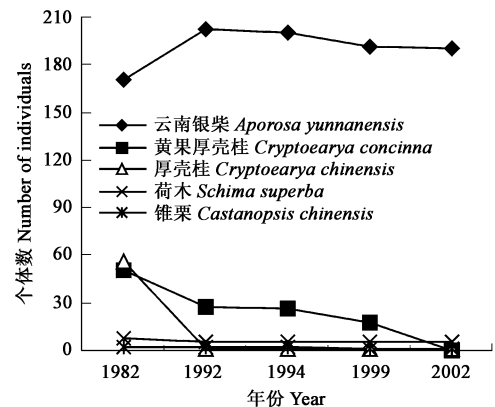


图 2 群落 5 个主要优势种群的数量变化

Fig. 2 Changes of number of individuals of five main dominant species in the community

3.1.3 群落重要科的个体数变化 从图 3 可以看出:大戟科、桃金娘科和茜草科的个体数随着演替的进行都在上升,而樟科和茶科的个体数在下降。在 20a 中,茜草科的个体数由 6 株变为 43 株,增加了 6 倍多,它已成为群落中的第二大科;大戟科的个体数虽然只增加了 54 株,增长率为 31.21%,但它在 2002 年已占群落总个体数的 52.55%,继续占据着第一大科的地位;而樟科的个体数由 1982 年的 129 株变成 2002 年的 6 株,净减 123 株,减少了 95.35%,几近灭绝,在科中的地位迅速下滑,已丧失在原先第二大科的地位。

3 2 群落物种组成及种群地位动态

3.2.1 群落物种消长 表 1 是群落中所有物种的消长和重要值变化情况。群落在 1982 年有 41 个物种,其后各年的物种数依次变为 45、45、46 和 45 种,种数变化不大,但种类组成发生较大的变化。1982 年到 1992 年 10a 间,消失 7 个种,出现 11 个新种;1992 年与 1994 年相比,变化很小,只有 1 个种更替;尔后经过 5a 的演替,群落消失 2 种,同时增加 3 个新种;1999 年到 2002 年的 3a 里,有 10 个种消失,新进入 9 个种,其中有 5 个种是以前从未在该群落中出现过。由此可见,群落在前 10a 和后 3a 的物种更替速率较大。前 10a 的物种的变化可能与 1985 年开始爆发的虫害有关,后 3a 的物种变化主要与大径级的锥栗枯倒压死部分

物种和形成林窗,促进新的物种进入乔木层相关。

3.2.2 群落主要种群地位变化 在物种更替的同时,各种群在群落中的地位也在悄然发生变化(表 1)。在 1982 年,重要值排在群落前 4 位的种群分别是云南银柴(18.01,重要值,下同)、黄果厚壳桂(12.19)、厚壳桂(11.59)和锥栗(9.02),荷木(4.73)处于第 6 位;到 1992 年排位顺序变为云南银柴(27.04)、锥栗(10.20)、黄果厚壳桂(9.65)和荷木(4.63),黄果厚壳桂和厚壳桂地位都在下降,其中后者已从原先的第 3 位迅速下降到 21 位,锥栗和荷木的地位在上升;1994 年和 1992 年顺序差不多,只是九节(5.02)取代了荷木(4.67)的位置,荷木下降到第 5 位;5a 后,重要值的顺序又变成云南银柴(26.70)、黄果厚壳桂(8.08)、九节(5.94)和观光木(5.14),锥栗和荷木退出前 4 名的位置,由于 1 株大锥栗的死亡,使黄果厚壳桂的地位上升 1 位;在 2002 年,顺序又变为云南银柴(19.36)、荷木(6.81)、观光木(5.80)和

肖蒲桃(5.11),荷木位置上升,锥栗处于第 5 位,黄果厚壳桂在群落乔木层中消失。群落中重要值最大的云南银柴虽然有波动,但在群落中的优势地位始终不变;樟科中的厚壳桂和黄果厚壳桂因为虫害在群落中的地位下降,先后丧失了优势种的地位,黄果厚壳桂甚至从乔木层消失。阳生性树种锥栗和荷木的地位在总体上表现波动。因此,经过 20a 的演替,云南银柴和肖蒲桃已取代黄果厚壳桂和厚壳桂的在群落中的优势地位,再结合锥栗和荷木还是群落的建群种的情况,原先的群落应更名为锥栗-云南银柴-荷木群落。

3.2.3 群落阳生性树种和中生性树种的地位变化 群落各物种的重要值顺序在改变的同时,具有不同生态特性的物种的地位也在发生变化(表 1)。在 1982 年,41 个物种中有 7 个阳生性树种,其总重要值为 21.66,其余的中生性树种的总重要值为 78.34;在 1992 年、1994 年和 1999 年,都各有 7 个阳生性树种存在,它们的总重要值分别为 22.91、22.31 和 18.87,而中生性树种的总重要值依次为 77.09、77.39 和 81.13;在 2002 年,45 个物种中有 10 个种是阳生性树种,其总重要值为 27.73,中生性树种的总重要值为 72.27。2002 年比前 4 次调查多 3 个阳生性树种,阳生性树种总重要值也较前 4 个年份分别高出 6.07、4.81、5.42 和 8.85,这可能与群落中林窗的出现有很大关系。从表中的数据可知,从 1982 年到 1992 年的 10a 间,群落阳生性树种的地位略有加强,中生性树种的地位有所削弱;而在 1992 至 1999 年的 7a 间,群落中的阳生性树种的地位逐步削弱,中生性树种的地位却在慢慢增强;从 1999 年到 2002 年 3a 时间里,群落出现较大的变化,阳生性树种的地位不但不下降,反而有较大的上升,中生性树种的地位则在下降。总的看来,群落中的中生性树种的地位虽有起伏,但还是比较稳固,并一直在起主导作用。

3.2.4 群落的物种组成结构相似性和相异性动态 采用相似性系数 S 来测度群落在演替过程中各年份间的群落物种组成结构相似性程度(表 2 中的右上角矩阵)。不管从哪个年份开始,随着演替时间的增加,相似性系数都在逐渐减少,即演替时间越长,群落彼此间的相似性就越小,物种组成结构变幅就越大。其中 1992 年的群落与 1994 年的群落的相似性系数最大,达到 0.9557,说明群落在 2a 里物种组成结构基本上没有变化。而 1982 年的群落与 2002 年的群落的相似性系数最小,但也有 0.6685。总体而言,群落经过 20a 演变,群落物种组成结构有变化,但变异幅度不大。

采用 β_p 指数来测度群落在演替过程中群落物种更替程度或物种组成的差异(表 2 中的左下角矩阵)。无论从哪个年份开始,随着演替时间的推移, β_p 指数都在逐渐增大,即群落之间的演替时间相隔越长,物种更替程度或物种组成的差异就越大。 β_p 指数的最小值仅为 0.0222,意味着 1992 年的群落和 1994 年的群落物种组成差异几乎不存在;最大值达到 0.2791,表明 1982 年的群落和 2002 年的群落物种有一定程度的更替。总体而言, β_p 指数都较小,说明在 20a 的演替中群落物种组成结构没有很大变化。这与用相似性系数分析的结果是一致的。

3.3 群落物种多样性动态

图 4 显示的是群落物种丰富度、物种多样性、生态优势度和群落均匀度的变化情况。物种丰富度是物种多样性测度中较为简单且生物学意义明显的指数,在相同面积的样地中使用该指数,则能提供很有用的信息^[25]。群落的物种丰富度在 1982 年稍低些,但也有 41 种,除 1999 年为 46 种外,其余的各年份都保持在 45 种,这表明群落物种丰富度变化较小,总体上趋于动态稳定。

群落的 sw 指数在演替的前 10a 在下降,在接下来的 2a 中在上升,随后的 5a 里又在下降,最后的 3a 中又在上升,即呈现“下降-上升-下降-上升”波浪式的变化过程,其值在 3.3904~3.5724 之间变动,最小值出现在 1992 年,最大值出现在 2002 年。总体而言,群落的 sw 指数呈上升趋势。群落的均匀度指数和 sw 指数的变化规律非常相似,其值在 0.6175~0.6540 之间变

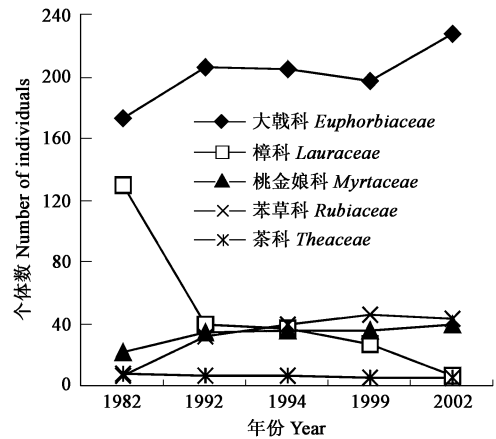


图 3 群落 5 个重要科的个体数变化

Fig. 3 Changes of number of individuals of five important family in the community

动, 最小值也出现在 1992 年, 但最大值出现在 1982 年, 2002 年的值仅在其次。群落的生态优势度 Simpson 指数的变化规律刚好与群落均匀度指数的变化规律相反, 即呈现“上升-下降-上升-下降”的变化规律, 在 1992 年的值(0.2477)为最大, 而在 1982 年的值(0.1837)为最小, 从图中不难看出, 各物种多样性指数几乎都呈现类似于群落个体数的波浪式的变化过程, 但因它们的变异系数分别为 4.39%、1.94%、2.53% 和 11.20%, 在较小的范围内变化, 这说明群落的物种多样性在波动中还是保持相对稳定, 这也从另一个角度说明该群落的演替是一个曲折和缓慢的过程。

表 1 群落在演替过程中所有物种重要值变化

Table 1 Changes of important value of all species in the community						
种名 Species	重要值 Important value					EC
	1982	1992	1994	1999	2002	
云南银柴 <i>Aporosa yunnanensis</i>	18.01	27.04	25.89	26.70	19.36	M
厚壳桂 <i>Cryptocarya chinensis</i>	11.59	0.92	0.91	1.25	2.40	M
锥栗 <i>Castanopsis chinensis</i>	9.02	10.20	9.85	4.00	4.57	H
观光木 <i>Tsoongiodendron odoratum</i>	4.93	4.21	4.19	5.14	5.84	H
荷木 <i>Schinus superba</i>	4.73	4.63	4.67	4.83	6.81	H
肖蒲桃 <i>Annona acuminatissima</i>	4.58	4.43	4.31	4.81	5.11	M
黄果厚壳桂 <i>Cryptocarya concinna</i>	12.19	9.65	8.80	8.08		M
长花厚壳树 <i>Ehretia longifolia</i>	0.29	0.23	0.25	0.26		M
天料木 <i>Hemaliium cochinchinense</i>	0.26	0.21	0.21	0.22		M
越南山矾 <i>Symplocos cochinchinensis</i>	0.28	0.23	0.22	0.25		M
笔管榕 <i>Ficus virens</i>	0.65	0.22	0.21			M
毛秀柱花 <i>Eustigma balansae</i>	0.28	0.23			0.42	M
乌材 <i>Diospyros eriantha</i>	0.58		0.21		0.47	M
乌榄 <i>Canarium pinela</i>	0.54				0.61	H
短序润楠 <i>Machilus breviflora</i>	0.45					M
土密树 <i>Bridelia onocia</i>	0.41					M
龙眼 <i>Dimocarpus longan</i>	0.28					M
小新木姜子 <i>Nanolitsea umbrosa</i>	0.27					M
山钓樟 <i>Lindera metcalfeana</i>	1.03					M
光叶山黄皮 <i>Randia canthioides</i>		0.64	0.62	1.10	3.71	M
岭南山竹子 <i>Garcinia oblongifolia</i>		0.49	0.48	0.30	0.46	M
光叶红豆 <i>Omosia glaberrima</i>		0.46	0.87	0.71	1.24	M
白背算盘子 <i>Glochidion wrightii</i>		0.37	0.37	0.42	1.05	M
光叶山矾 <i>Symplocos lancifolia</i>		0.24	0.23	0.25	0.45	M
金叶树 <i>Chrysophyllum lanceolatum</i>		0.21	0.21	0.22	0.42	M
韶子 <i>Nephelium chrysseum</i>		0.25	0.25	0.27		M
子凌蒲桃 <i>Syzygium champioidi</i>		0.22	0.21	0.23		M
粗叶木 <i>Lasianthus chinensis</i>		0.21	0.41	0.67		M
猪肚木 <i>Canthium horridum</i>		0.21	0.21	0.23		M
毛叶嘉赐树 <i>Casuarina villimbata</i>		0.21	0.21	0.00		M
鱼尾葵 <i>Caryota ochlandra</i>				0.24	0.48	M
翅子树 <i>Pterospermum lanceaefolium</i>				0.22	0.43	M
亮叶猴耳环 <i>Pithecellobium lucidum</i>				0.22	1.03	M
黄毛榕 <i>Ficus fulva</i>					1.40	H
肖韶子 <i>Pseudonephelium confine</i>					0.89	M
白楸 <i>Mallotus paniculatus</i>					0.61	H
银柴 <i>Aporosa chinensis</i>					0.44	M
山石榴 <i>Randia spinosa</i>					0.43	M
其它 3 个阳性树种重要值和 Total of IV in other 3 heliophytes	2.44	3.38	3.41	4.59	7.44	H
其它 9 个中生性树种重要值和 Total of IV in other 19 mesophytes	27.20	30.90	32.80	34.55	33.95	M
阳性性树种总重要值 Total of IV heliophytes	21.66	22.91	22.61	18.87	27.73	
中生性树种总重要值 Total of IV mesophytes	78.34	77.09	77.39	81.13	72.27	

EC 生态特性 Ecological character; M 中生性树种 Mesophytes; H 阳性性树种 Heliophytes

4 讨论

4.1 影响鼎湖山季风常绿阔叶林原锥栗-厚壳桂-荷木群落演替的因素

季风常绿阔叶林是拥有 400 多年的历史的保护较好的鼎湖山地带性植被。从 1982 年建立永久样地以来,该群落演替出现了一定的波动,究其原因,主要是受到各种干扰,在此分为自然干扰和人为干扰来进行分析。

4.1.1 虫害爆发 虫害爆发属于一种自然干扰。据记载,鼎湖山的季风常绿阔叶林在 20 个世纪 80 年代以前,没有爆发过大的虫害,但从 1985 年开始,樟翠尺蛾 (*Thalassodes quadra*) 连续 4 年的爆发^[26],严重的危害了樟科植物的生存,特别是对黄果厚壳桂和厚壳桂造成毁灭性的打击,从图 2 可知,两者的个体数由 1982 年的 107 株变成 2002 年的 1 株,减少了 99.07%,可见虫害对群落中物种组成结构产生很大的影响,这也不可避免的影响到群落的演替过程。

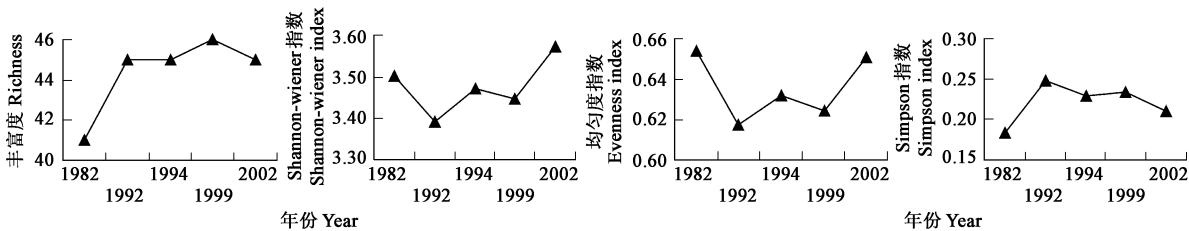


图 4 群落物种多样性动态
Fig 4 Changes of species diversity in the community

4.1.2 灾害性天气 南亚湿润季风型气候在给鼎湖山带来丰沛雨水的同时,也带来了灾难性的天气(如雷暴和台风)。在 1997 年 7 月的一次雷暴中,永久样地中 1 株胸径最大的锥栗遭雷击死亡,导致锥栗的重要值迅速下降,也造成群落中阳生性树种地位突然下降,但锥栗的死亡导致了林窗的产生,这也促进群落其它阳生性树种的发展。但随着林窗的恢复,一部分阳生性树种被淘汰,中生性树种又开始发展。如此循环往复,这就是林窗更新动态过程。与此同时,台风也加速了老弱病残树种的死亡(如遭受虫害的樟科植物的风倒),在一定程度上加速了群落演替过程。

4.1.3 旅游活动 对鼎湖山最大的人为干扰是旅游活动。鼎湖山是国家 4A 级旅游风景区,毗邻季风常绿阔叶林的庆云寺是岭南四大名刹之一,是游客的游览重点,每年超过 70 万游客和大约 12.5 万辆次汽车进入保护区,其中大部分的游客和车辆都途经庆云寺,而样地毗邻庆云寺,由此产生的噪音、汽车尾气及寺庙烧香所产生的烟雾,必定会影响到近在咫尺的季风常绿阔叶林发展,导致森林内鸟类等天敌数量急剧减少^[27],打破了该群落的生态平衡,引起樟翠尺蛾的爆发^[26],进而造成对樟科植物的危害甚至毁灭,改变了群落结构,影响了群落演替进程。

除以上的影响因素外,在永久样地中频繁的科研活动对群落的演替也会产生一定影响。

4.2 林窗在鼎湖山季风常绿阔叶林原锥栗-厚壳桂-荷木群落演替中的作用

1997 年 7 月的雷暴使样地内和样地边上各有 1 株大径级的锥栗死亡,随后在 1998 年初倒伏,在 2000 年形成冠空隙 (canopy gap) 为 270.65m² 的林窗,由于锥栗的倒伏和林内的光照等环境条件的剧烈改变,导致林窗内的云南银柴等中生性物种种群数量减少以及子凌蒲桃、笔管榕和猪肚木等中生性树种相继死亡。同时喜光的阳生性树种,如黄毛榕和白楸等进入乔木层,使群落中新增了 3 个阳生性树种,再加上群落的均匀度增加和生态优势度减少,最终使群落的物种多样性 *SW* 指数达到 20a 演替中的最大值,这进一步印证了林窗的形成促进群落的物种多样性^[28,29]的结论。因此,林窗的形成改变了群落的物种组成、结构及物种多样性,林窗的出现增加了群落的内部环境的异质性,它是群落演替更新的重要动力,对群落的演替会产生重要影响。

4.3 鼎湖山季风常绿阔叶林原锥栗-厚壳桂-荷木群落演替趋势的探讨

Kong G H, Zhang D Q, Yu Q F, *et al* The impacts of human activities on the forest and environment in Dinghushan Biosphere Reserve and our countmeasures Proceedings of the international conference on natural resources management and conservation in Chinese tropical and subtropical regional resources

梁晓东 鼎湖山林窗生境变化与物种生理生态响应的研究 中国科学院硕士论文, 2001. Liang Xiao-Dong Study on gap habit changes and species ecophysiological responses in Dinghushan, China Master's dissertation of Chinese Academy of Sciences, 2001

依据前人研究的结果^[15], 鼎湖山森林群落的演替过程分为以下 6 个阶段: (1) 针叶林阶段; (2) 以针叶树种为主的针阔混交林阶段; (3) 以阳性阔叶树为主的针阔混交林阶段; (4) 以阳生植物为主的常绿阔叶林阶段; (5) 以中生植物为主的常绿阔叶林阶段; (6) 中生群落(顶级群落)阶段。其中第 5 阶段是以黄果厚壳桂-锥栗-厚壳桂-荷木群落为典型代表, 第 6 阶段是以黄果厚壳桂-厚壳桂群落为典型代表。根据上面的演替阶段的划分, 本文研究的季风常绿阔叶林处于第 5 阶段。依据 1955 年的调查结果, 在相同面积的样条中, 无论是幼苗还是立木的个体数, 黄果厚壳桂排在第 1 位, 厚壳桂和锥栗次之, 荷木相比之下最少, 其立木(DBH 2.5)的株数分别为 144、94、40 和 22, 云南银柴为 20 株^[5], 这说明黄果厚壳桂和厚壳桂在当时的季风林中个体数最大的两个优势种; 在 1982 年的永久样地中的黄果厚壳桂、厚壳桂、锥栗、荷木和云南银柴的株数分别为 51、56、2、8 和 170。两个年份的数据虽然不能作精确的比较, 但仍可大体上看出群落的演替趋势, 在这 28a 时间里, 阳生性树种锥栗、荷木和中生性树种黄果厚壳桂、厚壳桂的个体数都在减少, 只有云南银柴的个体数在增加。到 2002 年, 黄果厚壳桂在乔木层中消失, 厚壳桂只剩 1 株, 锥栗和荷木较 20a 前分别减少了 50% 和 37.50%, 而云南银柴的个体数有所上升, 这表明在最近 20a 的演替中, 黄果厚壳桂和厚壳桂在群落中的优势地位不在, 锥栗和荷木虽然因为樟科植物的大量死亡而地位继续排在群落的前列, 但它们的个体数在下降已是不争的事实; 再者, 本群落在 2002 年的灌木层调查中, 125m² 的面积内锥栗和荷木已没有幼苗, 黄果厚壳桂和厚壳桂各有 2 株幼苗, 由此可知锥栗和荷木在群落中不能实现自我更新, 不可避免的走向衰退, 而黄果厚壳桂和厚壳桂的前景也不容乐观。因此无论是 28a 粗放的对比研究还是最近 20a 精确的定位研究, 都表明群落阳生性的优势树种锥栗和荷木在逐渐走向衰亡是不可逆转的趋势, 完全证实了“自然林再发展下去, 锥栗和荷木将日渐走向下坡”的观点^[5]。至于因林窗形成过程中使阳生性树种丰富度和重要值增加的情况只是演替中的一个小插曲, 鼎湖山季风常绿阔叶林最终还是朝中生性群落的方向演替, 但在这个演替的过程中会因为各种干扰因子的出现(如虫害、雷暴)而使群落的演替产生波动, 甚至出现逆行演替的情况。同时, 由于黄果厚壳桂和厚壳桂种群在短短的 20a 中迅速走向没落, 甚至灭绝, 它们能否恢复到 20a 前或 48a 前的优势地位以及能否演替到以它们为优势种的中生群落阶段, 这还很难预测。因此, 以黄果厚壳桂和厚壳桂群落为鼎湖山演替顶级群落代表的观点有待进一步考证。

References

- [1] Miles J. *Vegetation Dynamics*. New York: Halsted Press, 1979.
- [2] Knapp R. Translated by Song Y C. *Vegetation Dynamics*. Beijing: Science Press, 1984. 26~80.
- [3] Peng S L. *The dynamic of forest community in low subtropical zone*. Beijing: Science Press, 1996. 1~342.
- [4] Kong G H, Liang C, Wu H M, et al. *Dinghushan Biosphere Reserve ecological research history and perspective*. Beijing: Science Press, 1993. 2~3.
- [5] Zhang H D, Wang B S, Zhang C C, et al. Studies on plant community in Dinghushan of Gaoyao, Guangdong. *Acta Sci. Natur. Univ. Sunyateseni*, 1955, (3): 1~200.
- [6] Zhang Z P, Ding M M, He D Q. The specific composition and structural feature of the *Cryptocarya concinna* community in Dinghu mountain. *Tropical Geography*, 1993, 13(4): 351~357.
- [7] Huang Z L, Kong G H, Ye W H, et al. Long-term monitoring of the lower subtropical evergreen broad-leaved forest in Dinghushan biosphere reserve II. Population spatio-temporal pattern and its dynamic significance of *Castanopsis chinensis*, *Cryptocarya concinna* community. In: *Tropical and subtropical forest ecosystem* (8). Beijing: Weather Press, 1998. 32~39.
- [8] Wen D Z, Wei P, Kong G H, et al. Biomass study of community of *Castanopsis chinensis*+*Schinus superba*+*Cryptocarya concinna* in a southern China reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17: 497~504.
- [9] Ren H, Peng S L. The characteristic of ecological of the forest ecosystem in the successional process in Dinghushan, Guangdong, China. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(6): 817~822.
- [10] Hang Z L, Kong G H, Wei P. Plant species diversity dynamics in Dinghushan Mountain forests. *Chinese Biodiversity*, 1998, 6(2): 116~121.
- [11] Huang Z L, Kong G H, He D Q. Plant community diversity in Dinghushan Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(2): 193~198.
- [12] Wang B S, Ma M J. The successions of the forest community in Dinghushan. In: *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, 1: 142~156.
- [13] Wang B S, Peng S L. Quantitative dynamics of the dominant population in the forest communities of Dinghushan. *Acta Ecologica Sinica*, 1987, 7(3): 214~221.
- [14] Peng S L, Fang W. Studies on dynamic of dominant populations in Dinghushan forest in succession III. Populations of *Cryptocarya concinna* and *Cryptocarya chinensis*. *J. Trop. Subtrop. Bot.*, 1994, 2(4): 79~87.
- [15] Peng S L, Fang W, Ren H, et al. The dynamics on organization in the succession process of Dinghushan *Cryptocarya* community. *Acta Phytocol. Sin.*, 1998, 22(3): 245~249.

- [16] Tang X L, Zhou G Y, Wen D Z, *et al* Distribution of carbon storage in a lower subtropical monsoon evergreen broad-leaved forest in Dinghushan Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(1): 90~ 97.
- [17] Zhang Y M, Zhou G Y, Wen D Z, *et al* Dynamics of the *Castanopsis chinensis*-*Shima superba*-*Coryphaea concinna* community monsoon evergreen broad-leaved forest in Dinghushan Nature Reserve in a lower subtropical China. *Acta Phytocol Sin*, 2003, **27**(2): 256~ 262.
- [18] He J H, Chen Z Q. The soils of Dinghushan biosphere reserve. *Tropical and subtropical forest ecosystem*, 1982, **1**: 25~ 37.
- [19] Wang Z H, He D Q, Song S D, *et al* The vegetation of Dinghushan Biosphere Reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**: 77~ 141.
- [20] Dalmeier F. Long-term monitoring of biological diversity in tropical forest areas: Methods forest abolishment and inventory of permanent plots. MAB Digest, UNESCO, Paris, 1992 **11**: 72.
- [21] Magurran A E. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press, 1988.
- [22] Simpson E H. Measurement of diversity. *Nature*, 1949, **163**: 688.
- [23] Peng S L, Zhou H C, Chen T X, *et al* The quantitative characters of organization of forest communities in Guangdong. *Acta Phytocol Geobot Sin*, 1989, **13** (1): 10~ 17.
- [24] Wang B S. *Plant community ecology*. Guangzhou: Higher Education Press, 1987. 55~ 186.
- [25] Ma K P. Measurement of biodiversity. In: Qian Y Q ed. *Principle and Methods of Biodiversity Studies*. Beijing: Chinese Scientific and Technological Press, 1994. 141~ 165.
- [26] Huang Z L. The interactions of population dynamics of *Thalassodes quadraria* and the plant community structure and climate factors in Dinghushan. *Chinese Journal of Ecology*, 2000, **19**(3): 24~ 27.
- [27] Liao W P. An investigation on the birds from Dinghushan. *Tropical and subtropical forest ecosystem*, 1982, **1**: 209~ 230.
- [28] Uhl C. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 1988, **49**(3): 751~ 763.
- [29] Zhang R G, Yu S X, Liu J Y, *et al* The gap phase regeneration in a tropical mon-tane rain forest in Bawangling, *Hainan Insand*. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, **19**(2): 151~ 158.

参考文献:

- [2] Knapp R. 植被动态. 宋永昌, 等译. 北京: 科学出版社, 1984. 26~ 80.
- [3] 彭少麟. 南亚热带森林群落动态学. 北京: 科学出版社, 1996. 1~ 342.
- [5] 张宏达, 王伯荪, 张超常. 广东高要鼎湖山植物群落之研究. 中山大学学报(自然科学版), 1955, (3): 1~ 200.
- [6] 张祝平, 丁明燮, 何道泉. 鼎湖山黄果厚壳桂群落的组成种类和结构特征. 热带地理, 1993, **13**(4): 351~ 357.
- [7] 黄忠良, 孔国辉, 叶万辉, 等. 鼎湖山南亚热带常绿阔叶林定位研究 II. 锥栗、黄果厚壳桂群落种群垂直结构与年龄结构及其动态特征. 热带亚热带森林生态系统研究第 8 集. 北京: 气象出版社, 1998. 32~ 39.
- [8] 温达志, 魏平, 孔国辉, 等. 一个华南自然保护区中的锥栗+ 荷木+ 黄果厚壳桂群落生物量研究. 生态学报, 1997, **17**: 497~ 504.
- [9] 任海, 彭少麟. 鼎湖山森林生态系统演替过程中的能量生态特征. 生态学报, 1999, **19**(6): 817~ 822.
- [10] 黄忠良, 孔国辉, 魏平. 鼎湖山植物物种多样性动态. 生物多样性, 1998, **6**(2): 116~ 121.
- [11] 黄忠良, 孔国辉, 何道泉. 鼎湖山植物群落多样性的研究. 生态学报, 2000, **20**(2): 193~ 198.
- [12] 王伯荪, 马曼杰. 鼎湖山自然保护区森林群落的演变. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 142~ 156.
- [13] 王伯荪, 彭少麟. 鼎湖山森林优势种群数量动态分析. 生态学报, 1987, **7**(3): 214~ 221.
- [14] 彭少麟, 方炜. 鼎湖山植被演替过程优势种动态研究 III. 黄果厚壳桂和厚壳桂种群. 热带亚热带植物学报, 1994, **2**(4): 79~ 87.
- [15] 彭少麟, 方炜, 任海, 等. 鼎湖山厚壳桂群落演替过程的组成和结构动态. 植物生态学报, 1998, **22**(3): 245~ 249.
- [16] 唐旭利, 周国逸, 温达志, 等. 鼎湖山南亚热带季风常绿阔叶林 C 贮量分布. 生态学报, 2003, **23**(1): 90~ 97.
- [17] 张咏梅, 周国逸, 温达志, 等. 南亚热带季风常绿阔叶林锥栗-荷木-黄果厚壳桂群落发展趋势探讨. 植物生态学报, 2003, **27**(2): 256~ 262.
- [18] 何金海, 陈兆其. 鼎湖山自然保护区之土壤. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 25~ 37.
- [19] 王铸豪, 何道泉, 宋绍敦, 等. 鼎湖山自然保护区的植被. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 77~ 141.
- [23] 彭少麟, 周厚诚, 陈天杏, 等. 广东森林群落的组成结构数量特征. 植物生态学与地植物学学报, 1989, **13**(1): 10~ 17.
- [24] 王伯荪. 植物群落学. 北京: 高等教育出版社, 1987. 55~ 186.
- [25] 马克平. 生物多样性的测度方法. 见: 钱迎倩主编. 生物多样性研究的原理和方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 141~ 165.
- [26] 黄忠良. 樟翠尺蛾种群动态与植物群落结构及气候因子的关系. 生态学杂志, 2000, **19**(3): 24~ 27.
- [27] 廖维平. 鼎湖山鸟类调查. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 209~ 230.
- [29] 臧润国, 余世孝, 刘静艳, 等. 海南霸王岭热带山地雨林林隙更新规律的研究. 生态学报, 1999, **19**(2): 151~ 158.