DOI: 10.20103/j.stxb.202408262018

王少杰,严铭海,黄清麟,彭文成,廖立国,黄士绮,宋磊.海南热带雨林国家公园杉木半天然林树干环剥效果.生态学报,2025,45(6):2996-3005. Wang S J, Yan M H, Huang Q L, Peng W C, Liao L G, Huang S Q, Song L. Experimental effect of trunk girdling on the semi-natural forest of *Cunninghamia lanceolata* in Hainan Tropical Rainforest National Park.Acta Ecologica Sinica, 2025,45(6):2996-3005.

海南热带雨林国家公园杉木半天然林树干环剥效果

王少杰1,2,严铭海3,黄清麟1,*,彭文成4,廖立国4,黄士绮4,宋 磊1

- 1 中国林业科学研究院资源信息研究所 国家林业和草原局森林经营与生长模拟重点实验室,北京 100091
- 2 国家林业和草原局产业发展规划院,北京 100010
- 3 福建省林业科学研究院,福州 350012
- 4 海南省林业科学研究院(海南省红树林研究院),海口 571100

摘要:为研究海南热带雨林国家公园杉木半天然林树干环剥 16 个月后效果,探索人工林快速转型天然林生态修复技术,在海南热带雨林国家公园一般控制区选择有代表性的 3 片 32 年生杉木半天然林为试验林分,环剥林分内所有杉木人工林木(除对照样地外),采用主要测树因子、重要值和多样性指标分析树种组成与多样性特征。结果表明:3 片半天然林树干环剥 16 个月后90%杉木人工林木枯死变为枯立木。环剥后的林分乔木层和灌木层活立木主体均由环剥前杉木半天然林中的乡土树种天然更新林木组成,乔木层进界木分别为 128 株/hm、220 株/hm²和 85 株/hm²,灌木层进界木分别为 416 株/hm²、115 株/hm²和 115 株/hm²,树干环剥作业未造成乔木层天然林木损伤或枯死,造成灌木层天然林木损伤或枯死较少。乔木层树种丰富度分别为82、77和 56、Shannon-Wiener 指数分别为 5.68、5.27和 5.07、杉木人工林木重要值小于 10%,天然更新乡土树种中常绿乔木树种重要值分别为69.0%、67.9%和 68.3%;灌木层树种丰富度分别为169、112和 99、Shannon-Wiener 指数分别为4.84、5.36和 5.63,其中常绿乔木树种重要值分别为42.0%、54.8%和 62.8%。杉木人工林木树干环剥16个月后,杉木半天然林已成功转型为地带性植被类型的天然林,转型后的天然林树种多样性极其丰富、含有相当数量珍贵或高价值树种,是海南热带雨林人工林转型为天然林的典型案例。树干环剥是海南热带雨林国家公园内将具备条件的人工林快速转型为天然林的重要生态修复技术措施之一。

关键词:树干环剥:杉木半天然林:人工林转型天然林:树种组成与多样性:生态修复技术

Experimental effect of trunk girdling on the semi-natural forest of *Cunninghamia* lanceolata in Hainan Tropical Rainforest National Park

WANG Shaojie^{1,2}, YAN Minghai³, HUANG Qinglin^{1,*}, PENG Wencheng⁴, LIAO Liguo⁴, HUANG Shiqi⁴, SONG Lei¹

- 1 Key Laboratory of Forest Management and Growth Modelling of National Forestry and Grassland Administration, Research Institute of Forest Resource Information Techniques, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China
- 2 Industry Development and Planning Institute, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100010, China
- $3\ Fujian\ Academy\ of\ Forestry\ , Fuzhou\ 350012\ , China$
- 4 Hainan Academy of Forestry (Hainan Academy of Mangrove), Haikou 571100, China

Abstract: To investigate the effects of trunk girdling on *Cunninghamia lanceolata* semi-natural forests in Hainan Tropical Rainforest National Park after 16 months, and to explore techniques for ecological restoration through the rapid transformation of planted forests into natural forests, representative 32-year-old *Cunninghamia lanceolata* semi-natural forests

基金项目:海南国家公园研究院科研项目(KY-22ZK03);中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金重点项目(CAFYBB2023ZA007)

收稿日期:2024-08-26; 网络出版日期:2024-12-23

^{*}通讯作者 Corresponding author.E-mail: huangql@ caf.ac.cn

were selected as experimental stands within the general control area of the park. The trees in the experimental stands (excluding control plots) were subjected to girdling. The species composition and diversity characteristics were analyzed using major dendrometric factors, importance values, and diversity indices. The results revealed that 90% of the Cunninghamia lanceolata trees across the three semi-natural forests perished and transformed into snags 16 months after trunk girdling. The dominant living trees in both the arbor and shrub layers post-girdling primarily consisted of naturally regenerated native species that were present in the pre-girdling semi-natural forests. The arbor layer exhibited an ingrowth of 128,220, and 85 trees per hectare, respectively, while the shrub layer showed an ingrowth of 416,115, and 115 shrubs per hectare, correspondingly. Trunk girdling did not cause damage or mortality to the natural trees in the arbor layer and only minimally affected those in the shrub layer. Arbor layer species richness was recorded as 82,77, and 56, with Shannon-Wiener indices of 5.68,5.27, and 5.07, respectively. The importance value of Cunninghamia lanceolata trees decreased to less than 10%, with the evergreen arbor species among naturally regenerated native trees contributing 69.0%, 67.9%, and 68.3% of the importance value. In the shrub layer, species richness counts were 169,112, and 99, accompanied by Shannon-Wiener indices were 4.84,5.36, and 5.63, respectively. Meanwhile, evergreen arbor species constituted 42.0%, 54.8%, and 62.8% of the importance value. Following 16 months of trunk girdling, the Cunninghamia lanceolata semi-natural forests successfully transitioned into natural forests of the zonal vegetation type, characterized by extremely rich species diversity and the presence of a considerable number of rare or high-value tree species. This serves as a typical case study for the transformation of Hainan tropical rainforest plantations into natural forests. Trunk girdling is one of the crucial ecological restoration techniques enabling the rapid transformation of qualified planted forests into natural forests in Hainan's tropical rainforest national parks.

Key Words: trunk girdling; *Cunninghamia lanceolata* semi-natural forest; the transformation of planted forests into natural forests; species composition and diversity; ecological restoration techniques

海南热带雨林国家公园是我国分布最集中、保存最完好、连片面积最大的大陆性岛屿型热带雨林,是全球生物多样性热点地区^[1]。由于过去人们生态意识淡薄,占用天然林地种植人工林,海南热带雨林自然生态系统原真性和完整性遭到破坏^[2],如何进行生态保护修复是国家公园面临的现实问题^[3]。针对海南热带雨林国家公园中人工林生态系统的保护修复,《海南热带雨林国家公园体制试点方案》^[4]明确指出对重点生态区位内人工林分期分批进行近自然化修复,重新构建热带雨林生态系统的群落结构和空间结构;《海南热带雨林国家公园总体规划(2023—2030年)》^[5]中提出,对重点生态区人工林实施封育、人工促进恢复等措施进行改造,恢复为热带雨林。

海南热带雨林国家公园现有人工林面积842 km²,占国家公园总面积的19.3%,大部分为外来树种人工林,严重影响国家公园生态系统原真性和完整性,如何将具备一定条件的人工林快速转型为地带性植被类型的天然林,以快速提升其生物多样性、原真性和完整性,是亟待解决的重要生态修复问题。

在国内,有研究利用皆伐的方式清除马尾松半天然林人工林木,在短时间内快速转型为中亚热带林天然阔叶林的案例^[6-7],也有因持续遭受严重冻害造成桉树人工林木冻死的桉树半天然林成功转型为中亚热带天然阔叶林的案例^[8-9],但利用树干环剥技术将人工林转型为天然林还未见报道。目前国内对环剥的研究基本都是针对不以枯死树木为目的的树干或树枝或树根或树皮环剥,而对以快速枯死树木为目的的树干环剥的研究基本处于空白状态^[10]。在国外,树干环剥的研究主要涉及作为替代林木采伐措施^[11-13]和作为恢复生境措施^[14-16],也未见树干环剥技术应用于人工林转型天然林的相关报道。以快速枯死树木为目的的树干环剥技术应用于受损森林生态系统的快速修复(特别是人工林快速转型天然林)具有重要的理论与实践意义。

本研究在海南热带雨林国家公园尖峰岭片区大凯和南崖管护区一般控制区选择有代表性的 3 片 32 年生 杉木半天然林(半天然杉木阔叶混交林)为试验对象[17],分析环剥所有杉木人工林木 16 个月后的效果,旨在 为海南热带雨林国家公园人工林转型天然林关键技术提供科学依据。

1 研究区概况

研究区域位于海南热带雨林国家公园尖峰岭片区,地处北纬 18°23′—18°52′,东经 108°36′—109°05′,位 于海南岛西南部,与东方市北部接壤,与乐东县的西部和东部毗邻,面积 679 km²,占国家公园总面积的 15.91%,其中核心保护区 505 km²,一般控制区 174 km²,森林覆盖率达 98%。尖峰岭属低纬度热带岛屿季风 气候,年平均气温 24.5℃, 年降水量 1600—2600 mm, 雨量主要集中在 5—10 月,8 月和9 月降雨量最为充 市[18-19]。片区内海拔 112—1412 m,成土母岩主要为花岗岩,海拔的升高分布着不同的土壤类型,从低到高 主要有砖红壤、砖黄壤和黄壤,其中砖黄壤和砖红壤类型分布最广。地带性植被类型为低地雨林,最复杂植被 类型为山地雨林[20-21]。

2 研究方法

2.1 树干环剥试验与样地调查

在尖峰岭片区大凯和南崖管护区一般控制区选择 3 片 32 年生的杉木半天然林为树干环剥试验林分,面 积分别为 1.6 hm²、6.1 hm²和 1.9 hm²。3 片杉木林分均为 1991 年造林的,前茬林分均为(天然)次生林,立地 类型均为 III 类地,造林前的造林地清理、整地方式分别为皆伐前茬林分后炼山以及穴状整地,并通过植苗进 行造林,造林结束3年内每年完成幼林抚育1次,主要包括锄草、除杂等措施,期间未开展抚育间伐。

2022 年 7 月对 3 片试验林分(除对照样地外)中所有杉木人工林木进行树干环剥,环剥位置在 1.1 m 左右 易于作业处,环剥长度 40 cm 左右,环剥深度达木质部 1 cm 左右,除了要将树皮(韧皮部)和形成层环剥外,还 要把木质部环剥掉 1 cm 左右,且在环剥过程中尽力保护了所有的乡土树种天然更新林木,不砍伐、不破坏。

树干环剥前,在3片林分典型地段分别设置1块50m×50m样地和2块40m×50m样地,将每块样地划 分为 100 个 5 m×5 m 样方。对样方中所有胸径≥5 cm 的林木(记录为乔木层林木)以及树高大于等于 150 cm 所有天然更新林木(记录为灌木层林木)开展每木调查,并利用最大受光面法[22]将样方中乔木层划分为两个 亚层,分别为受光层与非受光层。树干环剥16个月后的2023年11月,再次对样地内乔木层和灌木层进行每 木调香。

2.2 数据处理

采用物种重要值和树种多样性相关指标分析杉木半天然林树种组成和多样性特征。树种多样性采用物 种丰富度、多样性指数、均匀度以及生态优势度等 4 个指标测度。其中群落中树种的数目用物种丰富度(S) 表示;用 Shannon-Wiener 指数 (S_w) 表示物种多样性;用测度群落中不同树种间差异的 Shannon-Wiener 均匀度 表示物种均匀度(E);用反映群落中各树种优势状况的 Simpson 生态优势度指数表示生态优势度 $(E_n)^{[23]}$ 。 相关指标的计算公式如下:

$$S_w = \sum_{i=1}^{s} P_i \log_2 P_i$$

$$E = S_W / \log_2 S$$
(1)

$$E = S_W / \log_2 S \tag{2}$$

$$E = S_W / \log_2 S$$
 (2)
$$E_D = \sum_{i=1}^s n_i (n_i - 1) / [N(N - 1)]$$
 (3)

式中,S 为物种丰富度,即样地中物种的数量;P 为某个树种 i 个体数占样地内全部树种总数量的百分比;n 为 某个树种i个体数量:N 为样地内全部树种个体数量的总和。

用物种重要值(I_v)体现群落中某个物种的地位和作用,其计算公式如下:

$$I_{Vi} = (R_{Ai} + R_{Di} + R_{Fi})/3 \tag{4}$$

式中, R_{Ai} 、 R_{Di} 和 R_{Fi} 用百分比表示,分别为样地中某个物种i的相对多度、相对优势度和相对频度^[24],相同的样 地中全部树种的重要值 (I_{ν}) 之和为 100%。

3 结果分析

3.1 林分外貌和主要测树因子

杉木人工林木树干环剥 3 个月后部分树叶开始变黄,5 个月后部分树叶枯死,9 个月后近一半的树叶枯死, 且部分树叶掉落,16 个月后杉木人工林木绝大部分枯死并以枯立木方式站立在转型后的天然林乔木层上层。杉木枯立木的密度分别为 1960 株/hm²、1875 株/hm²和 1820 株/hm²,枯立木平均胸径分别为 12.5 cm、12.4 cm和 11.6 cm, 平均树高分别为 12.0 m、12.2 m和 11.7 m。杉木半天然林树干环剥前后主要测树因子如表 1 所示。

Table 1 Main inventory factors before and after trunk girdling of Cunninghamia lanceolata semi-natural forests												
	层 Layer	林木组成 Composition of trees	树干环剥前 Before trunk girdling				树干环剥后 After trunk girdling					
样地号 Plot No.			密度 Density/ (株/hm²)	平均胸径 Average DBH/cm	平均树高 Average height/m	蓄积量 Stand volume/ (m ³ /hm ²)	密度 Density/ (株/hm²)	平均胸径 Average DBH/cm	平均树高 Average height/m	蓄积量 Stand volume/ (m³/hm²)		
1	乔木层	人工林木	2028	12.7	12.1	164.0	68	17.5	13.5	11.5		
		天然林木	1636	9.8	11.6	69.6	1664	10.1	11.8	76.6		
		全林	3664	11.5	11.9	233.6	1732	10.5	12.0	88.2		
	灌木层	天然林木	9620	2.4	4.4	-	9752	2.2	4.5	-		
2	乔木层	人工林木	1890	12.4	12.2	147.8	15	17.4	13.6	2.5		
		天然林木	1895	8.6	10.4	56.8	1975	8.8	10.5	62.1		
		全林	3785	10.7	11.6	204.7	1990	8.9	10.6	64.6		
	灌木层	天然林木	7260	2.6	4.8	-	7210	2.6	4.9	-		
3	乔木层	人工林木	1885	11.7	11.8	128.4	65	14.1	12.7	7.8		
		天然林木	1100	8.3	9.8	29.1	1170	8.5	9.9	33.3		
		全林	2985	10.6	11.3	157.6	1235	9.0	10.4	41.1		
	灌木层	天然林木	4225	2.5	4.8	-	4135	2.6	4.9	-		

表 1 杉木半天然林树干环剥前后主要测树因子

环剥后的林分郁闭度均在 0.9 以上,乔木层林分密度(活立木株数密度)分别为 1732 株/hm²、1990 株/hm²和 1235 株/hm²,平均胸径分别为 10.5 cm、8.9 cm 和 9.0 cm,平均树高分别为 12.0 m、10.5 m 和 10.4 m,蓄积量分别为 88.2 m³/hm²、64.6 m³/hm²和 41.1 m³/hm²;乔木层活立木主体均由转型前杉木半天然林中的乡土树种天然更新林木组成,其中树干环剥前本底的天然林木株数密度分别为 1604 株/hm²和、1770 株/hm²和 1150 株/hm²,占树干环剥后乔木层所有林木的 92.6%、88.9%和 93.1%;进界天然林木株数密度分别为 128 株/hm²、220 株/hm²和 85 株/hm²,占树干环剥后乔木层所有林木的 7.4%、11.1%和 6.9%。灌木层林分密度分别为 9752 株/hm²、7210 株/hm²和 4135 株/hm²,平均胸径、平均树高分别为 2.2 cm、4.5 m,2.6 cm、4.9 m和 2.6 cm、4.9 m,灌木层活立木主体均由转型前杉木半天然林中的天然林木组成,其中树干环剥前本底的天然林木株数密度分别为 9336 株/hm²、7095 株/hm²和 4020 株/hm²,占树干环剥后灌木层所以林木的 95.7%、98.4%和 97.2%,进界林木株数密度分别为 416 株/hm²、115 株/hm²和 115 株/hm²,占树干环剥后灌木层所有林木的4.3%、1.6%和 2.8%;树干环剥作业未造成乔木层天然林木的损伤或枯死,造成灌木层天然林木的损伤或枯死较少,分别为 236 株/hm²、24 株/hm²和 36 株/hm²。

对树干环剥前、和树干环剥后活立木和树干环剥后枯立木胸径以2 cm 为间距,对3 块杉木林分乔木层的林木进行径阶整化,直径分布如图1—图3 所示。随着径阶的增大,3 块样地乔木层树干环剥前和树干环剥后活立木各径阶的株数均呈现递减的趋势,当直径增大到某一径阶后减少幅度开始趋于平缓,直径分布均呈反"J"形,表现为异龄林直径分布结构;树干环剥后枯立木随径阶的增大,株数表现为先增大后减少,直径分布集中在8—16 cm 径阶,近似正态分布。

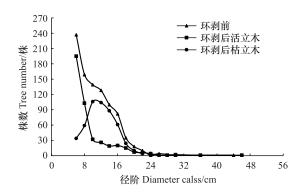


图 1 1号样地直径分布

Fig.1 Diameter distribution of plot one

3.2 乔木层树种组成与多样性

树干环剥后乔木层杉木人工林木大量枯死,林分 Shannon-Wiener 指数和均匀度增高,生态优势度降低。乔木层树种数量分别为82、72和129种,隶属于37科60属、40科63属和31科45属;Shannon-Wiener 指数分别为5.68、2.80和5.27,均匀度分别为0.89、0.45和0.84,生态优势度分别为0.02、0.43和0.04。杉木半天然林乔木层树干环剥前和树干环剥后各树种的重要值如表2所示。

树干环剥前杉木半天然林中杉木人工林木占绝对优势,重要值分别为 47.8%、46.4%和 57.0%,天然更新乡土树种重要值合计分别为 52.2%、53.6%和 43.0%(各树种重要值均小于 5%);树干环剥后林分中绝大部分

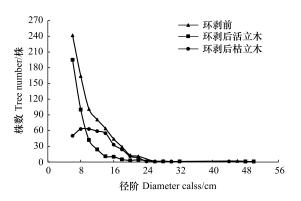


图 2 2 号样地直径分布

Fig.2 Diameter distribution of plot two

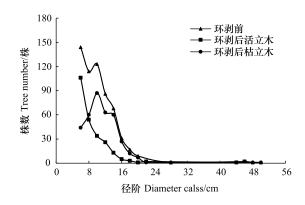


图 3 3 号样地直径分布

Fig.3 Diameter distribution of plot three

杉木人工林木枯死,杉木人工林木的重要值在 10%以下,天然更新乡土树种重要值合计分别为 93.8%、98.4%和 91.3%;乡土树种天然更新林木中各树种重要值均小于 10%,1 号样地仅黄杞(Engelhardia roxburghiana)重要值大于 5%,2 号样地丛花山矾(Symplocos poilanei)、算盘子(Glochidion puberum)、鹅掌柴(Heptapleurum heptaphyllum)、光亮山矾(Symplocos lucida)和白颜树(Gironniera subaequalis)等重要值大于 5%,3 号样地木荷(Schima superba)、五列木(Pentaphylax euryoides)、丛花山矾(Symplocos poilanei)、水团花(Adina pilulifera)、缘毛红豆(rmosia howii)和白颜树等重要值大于 5%;环剥后的林分中,天然更新林木均来源于树干环剥前的天然林木,天然更新乡土树种中,常绿树种是主体,常绿和落叶树种分别有 72 和 10 种、66 和 11 种以及 47 和 10种,常绿树种的重要值和株数占比分别为 78.2%和 79.2%、82.3 和 82.9%、85.8%和 85.4%;天然更新乡土树种区分乔木和灌木树种,乔木和灌木树种分别有 64 和 19 种、64 和 13 种以及 43 和 13 种,乔木树种的重要值和株数占比分别为 80.2%和 84.3%、77.0%和 74.4%、69.0%和 75.7%。乔木树种中,以常绿乔木树种为主,其重要值和株数占乔木层所有林木数量的 69.0%和 69.1%、67.9%和 65.6%、68.3%和 66.4%;灌木树种中,常绿灌木和落叶灌木重要值分别为 9.2%和 4.4%、14.4%和 7.0%、17.5%和 4.8%,林木株数占乔木层所有林木数量的 10.2%和 5.5%、17.3%和 8.3%、19.0%和 5.3%。天然乡土树种中地带性植被树种分别有 60 种、53 种和 36 种,重要值分别为 60.4%、57.1%和 57.0%,株数占乔木层所有林木数量的 63.7%、55.3%和 58.5%。

树干环剥后乔木层中均有不少珍贵或高价值树种, 株数密度分别为 284 株/hm²、345 株/hm²和 460 株/hm², 占乔木层所有林木数量的 16.4%、17.3%和 37.2%,重要值合计分别为 17.2%、18.7%和 36.9%;珍贵或高

价值树种中重要值排在前 5 位的,1 号样地分别为黄杞、海南大头茶(Polyspora hainanensis)、木荷、五列木和海南韶子(Nephelium topengii)等,2 号样地分别为白颜树、缘毛红豆、野漆(Toxicodendron succedaneum)、二色波罗蜜(Artocarpus styracifolius)和苦梓含笑(Michelia balansae);3 号样地分别为五列木、木荷、缘毛红豆、白颜树和海南韶子等[25—26]。

表 2 杉木半天然林乔木层树干环剥前和树干环剥后各树种的重要值

Table 2 Important values of tree species before and after trunk girdling in the arbor layer of Cunninghamia lanceolata semi-natural

样地号	序号	树种	树干玛	树干环剥前 Before trunk girdling			树干环剥后 Before trunk girdling			
Plot no.	Order	Species	$R_A/\%$	$R_D/\%$	$R_F/\%$	$I_V/\%$	$R_A/\%$	$R_D/\%$	$R_F/\%$	$I_V/\%$
1 1		杉木 Cunninghamia lanceolata	55.3	67.3	20.8	47.8	3.9	10.9	3.9	6.2
	2	黄杞 Engelhardia roxburghiana	2.7	4.2	3.9	3.6	5.8	11.0	5.0	7.3
	3	海南杨桐 Adinandra hainanensis	2.0	0.8	3.7	2.2	4.8	3.2	4.7	4.3
	4	棟叶吴茱萸 Evodia glabrifolia	1.6	1.6	3.2	2.1	3.7	3.9	4.2	3.9
	5	岭南山竹子 Garcinia oblongifolia	2.2	0.8	3.2	2.1	4.4	2.2	3.9	3.5
	6	华南毛柃 Eurya ciliata	2.0	0.8	3.2	2.0	4.6	2.1	4.2	3.6
	7	拟赤杨 Alniphyllum fortunei	1.5	1.4	3.0	2.0	3.5	3.6	3.9	3.6
	8	山油柑 Acronychia pedunculata	2.0	1.0	2.7	1.9	4.2	2.6	3.6	3.5
	9	山乌桕 Sapium discolor	1.2	1.6	2.1	1.6	2.5	3.6	2.5	2.9
	10	毛稔 Melastoma sanguineum	1.3	0.3	2.7	1.5	2.1	0.7	2.5	1.8
	11	台湾枇杷 Eriobotrya deflexa	1.2	0.6	2.3	1.4	3.2	1.7	3.3	2.7
	12	鹅掌柴 Heptapleurum heptaphyllum	1.0	0.8	2.1	1.3	1.8	2.1	2.2	2.0
		其他树种	26.0	18.8	47.1	30.7	55.4	52.3	56.1	54.6
		合计	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
2	1	杉木 Cunninghamia lanceolata	49.9	67.4	22.0	46.4	0.8	2.9	1.0	1.6
	2	丛花山矾 Symplocos poilanei	5.4	1.9	6.5	4.6	10.8	5.7	8.6	8.3
	3	算盘子 Glochidion puberum	3.6	1.4	5.4	3.5	8.3	4.9	7.9	7.0
	4	鹅掌柴 Heptapleurum heptaphyllum	2.1	2.4	4.3	2.9	4.3	7.4	5.6	5.8
	5	光亮山矾 Symplocos lucida	3.2	1.8	3.8	2.9	6.0	5.2	4.6	5.3
	6	缘毛红豆 rmosia howii	2.1	2.3	4.1	2.8	3.8	6.2	4.6	4.9
	7	白颜树 Gironniera subaequalis	2.6	1.7	4.1	2.8	5.5	5.1	5.3	5.3
	8	尖峰蒲桃 Syzygium jienfunicum	3.3	1.2	3.3	2.6	6.3	3.2	4.3	4.6
	9	水锦树 Wendlandia uvariifolia	2.4	1.0	3.5	2.3	4.8	2.7	4.3	3.9
	10	山油柑 Acronychia pedunculata	2.0	1.4	3.3	2.2	3.8	3.9	4.0	3.9
	11	岭南山竹子 Garcinia oblongifolia	2.2	0.9	3.3	2.1	4.3	2.7	4.0	3.6
	12	猴耳环 Archidendron clypearia	0.8	1.2	1.6	1.2	1.5	3.6	2.0	2.4
		其他树种	20.3	15.6	35.0	23.6	39.9	46.5	43.9	43.5
		合计	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
3	1	杉木 Cunninghamia lanceolata	63.1	77.5	30.5	57.0	5.3	14.8	5.9	8.7
	2	木荷 Schima superba	3.2	2.6	6.2	4.0	8.1	9.8	7.9	8.6
	3	五列木 Pentaphylax euryoides	4.0	3.0	4.6	3.9	9.7	11.0	5.9	8.9
	4	丛花山矾 Symplocos poilanei	2.8	1.5	5.0	3.1	7.3	5.8	6.4	6.5
	5	水团花 Adina pilulifera	2.7	1.0	4.6	2.8	6.5	3.7	5.9	5.4
	6	白颜树 Gironniera subaequalis	2.3	1.3	4.6	2.8	5.3	4.3	5.9	5.2
	7	缘毛红豆 rmosia howii	2.0	1.4	4.2	2.5	5.3	5.1	5.9	5.4
	8	算盘子 Glochidion puberum	1.3	0.6	2.7	1.6	3.6	2.6	3.9	3.4
	9	鹅掌柴 Heptapleurum heptaphyllum	1.0	0.6	2.3	1.3	2.4	2.3	3.0	2.6
	10	野漆 Toxicodendron succedaneum	1.0	0.5	2.3	1.3	2.4	1.8	3.0	2.4
	11	水锦树 Wendlandia uvariifolia	1.2	0.6	1.9	1.2	2.8	2.1	2.5	2.5
	12	海南韶子 Nephelium topengii	1.0	0.7	1.9	1.2	2.8	2.8	3.0	2.9
		其他树种	14.2	8.7	29.0	17.3	38.5	33.8	40.9	37.7
		合计	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

 R_A :相对多度 Relative abundance; R_D :相对优势度 Relative dominance; R_F :相对频度 Relative frequency; I_V :重要值 Important value

3.3 灌木层树种组成与多样性

树干环剥后的杉木半天林灌木层生物多样性变化不大,灌木层树种数量分别为 169、129 和 112 种,隶属于 55 科 110 属、49 科 88 属和 43 科 72 属;Shannon-Wiener 指数分别为 4.84、4.64 和 5.36,均匀度分别为 0.65、0.66 和 0.79,生态优势度分别为 0.15、0.16 和 0.05。杉木半天然林灌木层树干环剥前和树干环剥后各树种的重要值如表 3 所示。

表 3 杉木半天然林灌木层树干环剥前和树干环剥后各树种的重要值

Table 3 Important values of tree species before and after trunk girdling in the shrub layer of Cunninghamia lanceolata semi-natural forests

样地号 序号		号 树种		树干环剥前 Before trunk girdling			树干玛	树干环剥后 Before trunk girdling			
Plot no.	Order	Species	$R_A/\%$	$R_D/\%$	$R_F/\%$	$I_V/\%$	$R_A/\%$	$R_D/\%$	$R_F/\%$	$I_V/\%$	
1 1	1	九节 Psychotria rubra	39.0	40.1	8.8	29.3	37.3	38.7	8.5	28.2	
	2	琼崖粗叶木 Lasianthus lei	3.3	2.6	4.0	3.3	3.4	2.7	3.9	3.3	
	3	海南狗牙花 Ervatamia hainanensis Tsiang	4.0	1.2	4.4	3.2	3.9	0.7	4.2	2.9	
	4	海南杨桐 Adinandra hainanensis	2.7	2.7	3.9	3.1	2.4	2.5	3.4	2.8	
	5	算盘子 Glochidion puberum	2.6	2.5	4.1	3.1	2.5	2.0	3.8	2.8	
	6	台湾枇杷 Eriobotrya deflexa	2.7	2.4	2.0	2.4	2.5	2.3	1.9	2.2	
	7	大管 Micromelum falcatum	2.5	1.0	3.4	2.3	2.9	1.1	3.7	2.5	
	8	霸王金橘 Fortunella bawangica	2.3	2.5	2.1	2.3	2.3	2.5	2.1	2.3	
	9	三桠苦 Melicope pteleifolia	1.8	1.7	2.9	2.1	1.5	1.4	2.4	1.8	
	10	水团花 Adina pilulifera	1.6	1.4	2.5	1.8	1.6	1.7	2.3	1.8	
	11	杉木 Cunninghamia lanceolata	1.1	2.3	2.0	1.8	1.1	2.7	1.9	1.9	
	12	黄杞 Engelhardia roxburghiana	1.5	1.4	2.4	1.8	1.5	1.3	2.4	1.7	
		其他树种	35.0	38.1	57.3	43.5	37.1	40.6	59.5	45.7	
		合计	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	
2 1	1	九节 Psychotria rubra	16.7	11.2	5.7	11.2	16.6	11.2	5.7	11.2	
	2	丛花山矾 Symplocos poilanei	8.1	8.9	6.0	7.6	8.0	8.8	6.1	7.6	
	3	算盘子 Glochidion puberum	7.3	7.2	6.3	6.9	6.9	6.5	5.9	6.4	
	4	尖峰蒲桃 Syzygium jienfunicum	5.2	5.5	4.0	4.9	5.3	5.5	3.8	4.9	
	5	杉木 Cunninghamia lanceolata	2.9	7.0	3.4	4.4	3.1	7.2	3.5	4.6	
	6	水锦树 Wendlandia uvariifolia	3.3	3.3	3.6	3.4	3.1	2.9	3.4	3.1	
	7	乌柿 Diospyros cathayensis	2.6	3.1	2.6	2.8	2.5	3.0	2.6	2.7	
	8	黑面神 Breynia fruticosa	2.7	2.1	3.3	2.7	2.8	2.3	3.4	2.8	
	9	岭南山竹子 Garcinia oblongifolia	1.9	2.7	2.3	2.3	2.0	2.8	2.4	2.4	
	10	山油柑 Acronychia pedunculata	2.1	2.6	2.2	2.3	2.1	2.7	2.2	2.3	
	11	山黄皮 Micromelum falcatum	1.8	2.2	2.5	2.1	1.8	2.3	2.4	2.2	
	12	黄叶树 Xanthophyllum hainanense	2.3	2.0	1.9	2.1	2.4	2.0	1.9	2.1	
		其他树种	43.1	42.3	56.4	47.2	43.5	42.7	56.7	47.6	
		合计	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	
3	1	水锦树 Wendlandia uvariifolia	8.5	10.4	4.6	7.9	8.2	10.8	4.8	7.9	
	2	山黄皮 Micromelum falcatum	5.0	7.5	4.1	5.5	5.1	8.0	4.0	5.7	
	3	海南杨桐 Adinandra hainanensis	5.6	5.2	5.4	5.4	5.6	5.4	5.1	5.4	
	4	白肉榕 Ficus vasculosa	5.1	4.8	4.6	4.8	4.8	4.9	4.6	4.8	
	5	九节 Psychotria rubra	5.0	3.5	3.1	3.9	5.0	3.6	2.9	3.8	
	6	杉木 Cunninghamia lanceolata	2.4	6.5	2.6	3.8	2.4	6.0	2.8	3.7	
	7	缘毛红豆 rmosia howii	3.3	4.0	2.6	3.3	3.3	3.8	2.6	3.2	
	8	丛花山矾 Symplocos poilanei	3.4	2.7	3.3	3.2	3.6	2.7	3.7	3.3	
	9	华南毛柃 Eurya ciliata	2.7	3.0	3.5	3.1	2.8	3.0	3.5	3.1	
	10	美脉粗叶木 Lasianthus lancifolius	3.8	2.7	2.4	3.0	3.7	2.9	2.4	3.0	
	11	粗叶榕 Ficus hirta	3.1	1.4	4.1	2.8	3.3	1.5	4.2	3.0	
	12	粗丝木 Gomphandra tetrandra	4.1	2.2	1.8	2.7	4.0	2.1	1.8	2.6	
		其他树种	48.0	46.2	57.9	50.7	48.2	45.3	57.6	50.4	
		合计	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	

 R_A :相对多度 Relative abundance; R_D :相对优势度 Relative dominance; R_F :相对频度 Relative frequency; I_V :重要值 Important value

树干环剥前后杉木半天然林灌木层中乡土天然更新幼树树种组成整体上变化不大,树干环剥后的天然更新林木主体均来源于树干环剥前的天然林木。除 1 号样地九节(Psychotria rubra)为优势树种,其余样地中均无明显优势树种。1 号样地仅九节重要值大于 5%;2 号样地重要值大于 5%有九节、丛花山矾和算盘子;3 号样地重要值大于 5%有水锦树(Wendlandia uvariifolia)、山黄皮(Micromelum falcatum)、海南杨桐(Adinandra hainanensis)。乡土树种天然更新林木中,常绿树种是主体,常绿和落叶树种分别有 150 和 19 种、92 和 20 种以及 82 和 17 种,常绿树种的重要值和株数占比分别为 88.5%和 90.9%、84.2%和 84.8%、85.5%和 86.2%;天然更新乡土树种区分乔木和灌木树种,乔木和灌木树种分别有 119 和 51 种、83 和 29 种以及 74 和 25 种,乔木树种的重要值和株数占比分别为 48.8%和 40.5%、62.4%和 56.2%、71.7%和 68.7%。乔木树种中,以常绿乔木树种为主,其重要值和株数占灌木层所有林木的 42.0%和 35.4%、54.8%和 49.8%、62.8%和 60.2%;灌木树种中,常绿灌木和落叶灌木重要值分别为 46.5%和 4.7%、29.4%和 8.2%、22.7%和 5.6%,林木株数占灌木层所有林木的 55.5%和 3.9%、35.0%和 8.8%、26.0%和 5.3%。天然乡土树种中地带性植被树种分别有 60 种、53 种和 36 种,重要值分别为 60.4%、57.1%和 57.0%,株数占灌木层所有林木株数的 63.7%、55.3%和 58.5%。

树干环剥后灌木层中均有不少珍贵或高价值树种,株数密度分别为 588 株/hm²、448 株/hm²和 640 株/hm²,占灌木层所有林木的 6.0%、6.4%和 15.5%,重要值合计分别为 7.3%、7.0%和 15.9%;珍贵或高价值树种中重要值排在前 5 位的,1 号样地分别为黄杞、海南大头茶、海南栀子(Gardenia hainanensis)、鱼骨木(Psydrax dicocca)和白颜树等,2 号样地分别为缘毛红豆、白颜树、海南栀子、黄杞和木荷;3 号样地分别为缘毛红豆、黄杞、木荷、五列木和海南韶子等[25-26]。

4 讨论

4.1 树干环剥对林木枯死效果的影响

林木树干环剥后,树干上部的营养物质向根部运输通道中断,根系无法获取足够的碳水化合物支撑树木正常的生长和代谢活动,林木最终会枯死^[27-28];也有研究认为树干环剥影响木质部的水分传导,通过阻断土壤到叶片的水分吸收而导致树木在短期内(一年内)死亡^[29]。研究表明,树种不同其环剥枯死需要的时间也不同,如欧洲桤木(Alnus glutinosa)经树干环剥6年后,仍有林木存活^[30],而多脂松(Pinus resinosa)和北美落叶松(Larix laricina)林木经树干环剥后仅能存活 1—2年^[31]。本研究中杉木人工林木树干环剥16个月后90%以上林木均枯死,除个别林木环剥处又重新愈合,未完全枯死林木大部分为胸径较大的林木,这说明同等条件下树干环剥,林木胸径越大环剥枯死所需时间越长,这与 Kane等^[16]在研究花旗松树干环剥的结果是一致的。实际上树干环剥后林木枯死效果是诸多因素综合作用的结果,林木树干环剥枯死时间除与树种本身特性有关,还受立地条件、环剥季节和环剥程度等影响^[32]。本研究结果表明立地类型均为 III 类地的杉木半天然林中,在夏季对林分中所有杉木林木在 1.1m 处进行树干环剥,绝大部分杉木可在短时间内枯死,然而其他立地条件、其他季节对杉木进行环剥,杉木枯死效果如何有待进一步研究。

4.2 树干环剥对林下天然更新的影响

树干环剥后林木会逐渐枯死,在林分中逐渐开放形成林窗^[33-34],这种逐渐开放的林窗更有利于林下中性和耐阴性乡土树种的生长与更新。本研究利用环剥枯死林木的方式将具备条件的半天然林转型为天然林,与中亚热带人工林利用皆伐方式转型天然阔叶林相比^[6-7],树干环剥措施环保高效^[14]且成本低,对半天林中原有乡土树种天然更新林木的干扰小,林分上层一直有林木庇护,树干环剥后的林下更新是一种模拟自然的林窗更新,林下更新主要为中性和耐荫性的乡土树种,林分的树种组成更接近地带性植被类型的树种组成^[10]。而以皆伐人工林木方式转型的天然林以阳性速生树种为主,中性和耐荫性乡土树种少,恢复到地带性植被类型的时间要更长。因此,在采伐成本较高或限制采伐的自然保护地及生态脆弱区域,可采用树干环剥方式枯死人工林木促进林下天然更新。本研究杉木人工林木树干环剥后,枯死的林木以枯立木(粗木质残体)方式站立在转型后的天然林乔木层上层,这些粗木质残体既可为土壤种子萌芽提供良好的生长环境^[35],也能给昆

虫和野生动物提供适宜的栖息地^[36-37],对森林生态系统养分循环、群落更新等功能维系具有重要意义^[38]。但是否有必要将环剥后枯立木控制在一定的数量范围,以确保其有益效应和防范其不利影响,有待进一步研究。

4.3 树干环剥对林分生长的影响

为进一步探讨环剥与未环剥样地在林分生长量和新增进界木数量上对比,本研究单独在 3 片杉木半天然林中各设置一块对照杉木半天然林样地(不进行树干环剥)。环剥 16 个月内,经调查分析,有树干环剥的杉木半天然林乔木层平均胸径生长量分别为 0.46 cm、0.34 cm 和 0.64 cm,略大于对照样地乔木层胸径平均生长量(0.40 cm、0.32 cm 和 0.53 cm);有树干环剥的杉木半天然林灌木层平均胸径生长量分别为 0.10 cm、0.05 cm 和 0.06 cm,与对照样地灌木层平均胸径生长量相差不大(0.10 cm、0.05 cm 和 0.08 cm)。从灌木层进界木的数量上看,树干环剥的进界木株数密度为 416 株/hm²、115 株/hm²和 115 株/hm²,对照样地灌木层进界木株数密度为 408 株/hm²、124 株/hm²和 95 株/hm²,有环剥的株数密度与对照的相差不大。可以预测随着时间的增加,杉木半天林中人工杉木全部枯死后,经树干环剥的杉木半天然林在胸径平均生长量和新增界木数量上将更大。

4.4 海南热带雨林国家公园中人工林快速转型天然林启示

本研究试验证明在热带雨林国家公园内,以杉木人工林为例,通过树干环剥在短时间内可以实现人工林木转型为天然林。目前有学者针对国家公园人工林自然恢复进行相关研究,提出了实施自然恢复是重要的保护修复原则,但仅依靠自然恢复将是一个长期的自然演替过程^[2]。在具有明确保护目标的海南热带雨林国家公园中,对具备条件的人工林尽管自然恢复可有效恢复植被,但恢复需要的时间过长会使关键物种的保护效果降低。因此,在热带雨林国家公园内,对具备快速转型条件的人工林,应尽可能为人工林下乡土树种天然更新林木生长创造条件,通过实施树干环剥等技术措施,将人工林快速转型为地带性植被类型的天然林。

5 结论

树干环剥措施是一种高效且生态的技术措施。3 片半天然林中杉木人工林木树干环剥 16 个月后 90%以上杉木人工林木均枯死,枯死的林木以枯立木方式站立在转型后的天然林乔木层上层;环剥作业未造成乔木层天然更新林木损伤或枯死,造成灌木层天然更新林木损伤或枯死非常少,对保留林分极其生态环境影响非常小。

杉木人工林木树干环剥 16 个月后,32 年生杉木半天然林已成功转型为地带性植被类型的天然林。转型后的天然林株数密度大,异龄林特征明显,树种多样性极其丰富,乔木层树种丰富度均在 55 以上,灌木层树种丰富度均在 98 以上,Shannon-Wiener 指数均大于 4.8;转型后的天然林乔木层和灌木层活立木主体均由转型前杉木半天然林中的乡土树种天然更新林木组成,乔木层中以常绿乔木树种为主,灌木层中以常绿阔叶树为主,林分结构稳定,且林分均含有相当数量珍贵或高价值树种,是海南热带雨林人工林快速转型为天然林的典型案例。树干环剥是海南热带雨林国家公园内将具备条件的人工林快速转型为天然林的重要生态修复技术措施之一。

参考文献 (References):

- [1] 刘钊军. 海南热带雨林国家公园保护价值及高质量建设计划. 国家公园(中英文),2023,1(4):250-254.
- [2] 黄耀,梁彩群,莫燕妮,刘畅,张翔,郝杰威,李东海,戚春林,张顺卫,李婧涵,杨小波.长期干扰对海南热带雨林国家公园森林群落木本植物特征的影响.国家公园(中英文),2024,2(4):235-245.
- [3] 文志,陈沂章,倪一农,董鹏,符明开,王永另,郑华. 国家公园热带森林恢复对植物多样性和土壤性质的影响. 国家公园(中英文),2023,1 (4): 223-231.
- [4] 中央全面深化改革委员会. 海南热带雨林国家公园体制试点方案,2019.
- [5] 国家林业和草原局.海南热带雨林国家公园总体规划(2023—2030年). (2023-8-19)[2024-8-30]. https://www.hntrnp.com/news/2023/

show-2641.html.

- [6] 王金池.中亚热带人工林转型天然阔叶林的基本条件[D].北京:中国林业科学研究院,2022.
- [7] 中国林学会.中亚热带人工林转型天然阔叶林技术指南: T/CSF 023-2021. 北京: 中国林学会,2021.
- [8] 王金池,黄清麟,严铭海,黄如楚,郑群瑞. 由邓恩桉人工林转型的7年生丝栗栲天然林特征. 林业科学,2021,57(1): 12-19.
- [9] 王金池,黄清麟,严铭海,黄如楚,郑群瑞. 由巨桉人工林转型的 13 年生青冈栎天然林特征. 林业科学,2021,57(9): 13-20.
- [10] 王少杰,严铭海,黄清麟,宋磊,彭文成. 环剥研究综述. 世界林业研究,2023,36(6): 38-44.
- [11] 侯元兆. 热带林学: 基础知识与现代理念. 北京: 中国林业出版社,2002.
- [12] Reque J A, Bravo F. Viability of thinning sessile oak stands by girdling. Forestry, 2007, 80(2): 193-199.
- [13] Ohlson-Kiehn C, Pariona W, Fredericksen T S. Alternative tree girdling and herbicide treatments for liberation and timber stand improvement in Bolivian tropical forests. Forest Ecology and Management, 2006, 225(1/2/3): 207-212.
- [14] Bancroft B G, RPBio M R M, Wood C M. Habitat Assessment and Prescriptions for Riparian Restoration Measures for the Sarita Watershed Huu-ay-aht Traditional Territory 2019 Update. Victoria: Symmetree Consulting Group Ltd, 2019: 7.
- [15] Merceron N R, Lamarque L J, Delzon S, Porté A J. Killing it softly: girdling as an efficient eco-friendly method to locally remove Invasive *Acer negundo*. Ecological Restoration, 2016, 34(4): 297-305.
- [16] Kane J M, Engber E A, McClelland J E. Effectiveness and impacts of girdling treatments in a conifer-encroached Oregon white oak woodland. Forest Ecology and Management, 2019, 447: 77-86.
- [17] 王少杰,严铭海,黄清麟,彭文成,廖立国,黄士绮. 海南热带雨林国家公园 3 种半天然林特征. 森林与环境学报,2023,43(5): 498-506.
- [18] 王家鸣,许涵,李意德,林明献,周璋,骆土寿,陈德祥. 地形异质性对尖峰岭热带山地雨林木本植物群落结构及多样性的影响. 林业科学, 2018,54(1): 1-11.
- [19] 郭晓伟,骆土寿,李意德,许涵,陈德祥,林明献,周璋,杨怀. 海南尖峰岭热带山地雨林土壤有机碳密度空间分布特征. 生态学报,2015,35 (23):7878-7886.
- [20] 蒋有绪. 中国海南岛尖峰岭热带林生态系统. 北京: 科学出版社,1991: 3-6.
- [21] 许涵,李意德,林明献,吴建辉,骆土寿,周璋,陈德祥,杨怀,李广建. 海南尖峰岭热带山地雨林 60 ha 动态监测样地群落结构特征. 生物多样性,2015,23(2): 192-201.
- [22] 庄崇洋,黄清麟,马志波,郑群瑞,王宏. 中亚热带天然阔叶林林层划分新方法:最大受光面法. 林业科学,2017,53(3):11.
- [23] 王伯荪,余世孝,彭少麟,李鸣光. 植物群落学实验手册. 广州: 广东高等教育出版社,1996: 101-106.
- [24] 宋永昌. 植被生态学. 上海: 华东师范大学出版社,2001.
- [25] 海南木材研究联合工作组. 海南木材:鉴别、材性及利用. 广州: 广东省林业厅,1966: 329-356.
- [26] 海南省人民政府. 关于公布海南省省级重点保护陆生野生动物名录和野生植物名录的通告: 琼府[2006]78 号. (2006-12-18)[2024-08-26]. https://www.hainan.gov.cn/hainan/ztwkfggw/200612/00835d8b857a468281bec61be0aa412d.shtml.
- [27] Fujimori T. Silvicultural strategies for sustainable forest management//Ecological and Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management.

 Amsterdam: Elsevier, 2001; 239.
- [28] Daudet F A, Améglio T, Cochard H, Archilla O, Lacointe A. Experimental analysis of the role of water and carbon in tree stem diameter variations. Journal of Experimental Botany, 2005, 56(409): 135-144.
- [29] Ueda M, Shibata E, Fukuda H, Sano A, Waguchi Y. Girdling and tree death: lessons from *Chamaecyparis pisifera*. Canadian Journal of Forest Research, 2014, 44(9): 1133-1137.
- [30] Aulén G. Increasing insect abundance by killing deciduous trees: a method of improving the food situation for endangered woodpeckers. Ecography, 1991,14(1): 68-80.
- [31] Wilson B F, Gartner B L. Effects of phloem girdling in conifers on apical control of branches, growth allocation and air in wood. Tree Physiology, 2002, 22(5): 347-353.
- [32] Noel A R A. The girdled tree. The Botanical Review, 1970, 36: 162-195.
- [33] Ashton M S, Kelty M J. The practice of silviculture; applied forest ecology. New York; John Wiley and Sons, 2018.
- [34] Peri P, Martinez Pastur G, Vukasovic R, Diaz B, Lencinas M V, Cellini J M. Thinning schedules to reduce risk of windthrow in Nothofagus pumilio forests of Patagonia, Argentina. Bosque: Valdivia, 2002, 23(2):19-28.
- [35] Gray A N, Spies T A. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. Ecology, 1997, 78(8): 2458-2473.
- [36] Bunnell F L, Houde I. Down wood and biodiversity—implications to forest practices. Environmental Reviews, 2010, 18; 397-421.
- [37] McCay T S, Komoroski M J. Demographic responses of shrews to removal of coarse woody debris in a managed pine forest. Forest Ecology and Management, 2004, 189(1/2/3): 387-395.
- [38] 孙博,国庆喜. 胜山阔叶红松林粗木质残体空间分布格局. 生态学报,2024,44(13):5706-5716.