

南岭小坑小红栲-荷木群落的地上生物量*

谢亭亭¹ 李根² 周光益^{1**} 吴仲民¹ 赵厚本¹ 邱治军¹ 梁瑞友³

(¹中国林业科学研究院热带林业研究所, 广州 510520; ²上海森语景观绿化工程有限公司, 上海 201703; ³韶关市曲江区国营小坑林场, 广东小坑 512162)

摘要 采用皆伐法对南岭小坑 800 m² 小红栲-荷木次生群落(24 a)的生物量进行实测, 并建立了生物量回归模型, 分析群落地上部总生物量(AGB)在森林各层次、各树种及乔木层各器官中的分配规律。结果表明: 在亚热带次生常绿阔叶林, 构建混合树种生物量模型的标准木数量最好在 12 株以上。基于伐倒实测 265 株阔叶乔木树木的群落混合阔叶树种地上生物量模型为: $AGB = 0.128D^{2.372}$ 和 $AGB = 242.331(D^2H)^{0.947}$, 并且获得小红栲、荷木和萌条杉木单个树种的生物量模型。群落地上部总生物量为 115.20 t · hm⁻², 其中, 乔木层和下木层分别为 111.25 和 1.01 t · hm⁻², 层间植物 0.36 t · hm⁻², 调落物层 2.58 t · hm⁻²。小红栲和荷木分别占乔木层地上部总生物量的 39.1% 和 28.7%。树干和枝叶生物量分别占乔木层地上部总生物量的 81.0% 和 19.0%。

关键词 生物量 小红栲-荷木群落 亚热带 次生林 南岭

文章编号 1001-9332(2013)09-2399-09 **中图分类号** S718.55 **文献标识码** A

Aboveground biomass of natural *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community in Xiaokeng of Nanling Mountains, South China. XIE Ting-ting¹, LI Gen², ZHOU Guang-yi¹, WU Zhong-min¹, ZHAO Hou-ben¹, QIU Zhi-jun¹, LIANG Rui-you³ (¹Research Institute of Tropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, Guangzhou 510520, China; ²Shanghai Senyu Landscape Engineering Co. Ltd, Shanghai 201703, China; ³Xiaokeng State Forest Farm in Qujiang, Shaoguan, Xiaokeng 512162, Guangdong, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2013, 24(9): 2399–2407.

Abstract: By the method of clear cutting, a measurement was made on the aboveground biomass (AGB) of 24-year old natural *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community in an 800 m² plot in Xiaokeng of Nanling Mountains, South China. The distribution patterns of the total AGB in different forest layers, tree species, and tree layer organs were investigated, and the AGB regression models were constructed. The results showed that when constructing the AGB regression models, more than 12 samples would be feasible. Based on the measured AGB of 265 felled trees, the AGB models of mixed broadleaved species were $AGB = 0.128D^{2.372}$ and $AGB = 242.331(D^2H)^{0.947}$. The single tree's AGB model of *C. carlesii*, *S. superba*, and *Cunninghamia lanceolata* was also established. The total AGB of the forest community was 115.20 t · hm⁻², of which, the AGB of tree layer, understory layer, liana, and litter layer was 111.25, 1.01, 0.36, and 2.58 t · hm⁻², respectively. The AGB of *C. carlesii* and *S. superba* took up 39.1% and 28.7% of the tree layer AGB, respectively. The AGB of tree stem and branch-leaf occupied 81.0% and 19.0% of the tree layer AGB, respectively.

Key words: biomass; *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community; subtropics; secondary forest; Nanling Mountains.

生物量是研究生态系统碳储量和碳平衡的基础^[1-2], 是评价森林生态系统生产力、能量流动和物质循环及其他生态功能的关键。亚热带常绿阔叶林是我国面积最大的森林类型, 在世界森林中占有重要的地位^[3]。20世纪90年代以来, 很多学者研究了

* 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050205)、中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(CAFYBB2011004-04, RITFY-WZX2012-01, RITFYWZX2011-12)、国际合作创新团队项目(CAFYBB2010003-2)和广东省林业创新项目(2009KJCX15-02)资助。

** 通讯作者。E-mail: cheersrif@163.com

2012-11-20 收稿, 2013-06-28 接受。

亚热带地区多种森林类型的生物量和生产力^[3-4]。由于常绿阔叶林类型多样,不同群落类型的生物量差异较大。有必要弄清各类型的生物量及其估算模型^[5]。小红榜-荷木群落是我国南亚热带地区代表性植被类型^[6],也是森林演替早期典型的次生林群落类型。小红榜(*Castanopsis carlesii*)分布较广、适应性及萌芽力强^[7];荷木(*Schima superba*)生态位较宽,是我国亚热带常见的常绿乔木树种^[8]。

目前,如何准确测定森林生物量、降低碳储量估算的不确定性已受到广泛关注^[9-11]。传统的生物量研究方法主要有皆伐法和相对生长法^[12],其中采用相对生长法估算人工林生物量的较多^[13]。相对生长模型是利用胸径(DBH)或树高(H)等易测因子来推算林木生物量,以减少对森林的破坏和生物量测定时的外业工作量^[10,14-15]。本研究基于800 m²皆伐样地的实测生物量数据,分析了小红榜-荷木天然次生林群落的地上部生物量(aboveground biomass, AGB),建立了主要优势种和混合阔叶树种的生物量回归模型,以期为亚热带地区天然林碳汇的研究提供基础数据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究地区概况

研究地区位于广东省韶关市曲江区东南部的国营小坑林场,地处南岭南山地的大庾岭南缘(24°39'42" — 24°42'33" N, 113°49'08" — 113°52'12" E),海拔200 ~ 1301 m,以中山和丘陵为主。该地区属亚热带季风气候区,年均气温20.3 ℃,最高和最低气温分别为39.5 ℃和-5.3 ℃,年均降雨量1530 mm,年均相对湿度79%,年均日照时数1706 h,全年无霜期约350 d。地带性植被类型为中亚热带常绿阔叶林。生物量测定点位于小坑林场大芒坑,海拔280 m,坡向为西南,土壤为红壤,成土母质为石灰岩。该森林是1986年杉木(*Cunninghamia lanceolata*)人工林采伐后恢复演替形成的次生林。

1.2 研究方法

1.2.1 样地调查 2009年9月,小坑林场规划在大芒坑林区砍伐800 m²林地,作为道路规划建设用地。本课题组借此在800 m²(20 m×40 m)林地的基础上扩展为1200 m²(30 m×40 m)作为标准样地,记录胸径≥3 cm树木的树种、胸径、树高、枝下高和冠幅,并计算乔木层各树种的立木密度、胸高断面积(BA)、平均胸径(\bar{D})、平均树高(\bar{H})和相对密度(RA)、相对频度(RF)、相对显著度(RD)以及重要

值(IV)等指标。

1.2.2 取样及生物量测定 在供砍伐的800 m²的样地上,运用皆伐法获得单株树木的树干、枝、叶生物量,以及下层植被、层间植物地上生物量和凋落物生物量的数据。在伐倒乔木之前,先测定下层植被和凋落物的生物量:将800 m²划分为8个10 m×10 m的样方,在每个样方内定点框出5个1 m×1 m的小样方,每个小样方的取样中心坐标为(2.5, 5)、(5, 2.5)、(5, 5)、(5, 7.5)和(7.5, 5),收集各小样方内的凋落物并称鲜质量,均匀混合5个小样方的凋落物,8个样方分别取300 g作为样品;将8个100 m²的样方内所有DBH<3 cm的下木层植被(包括乔木幼树、幼苗、灌木)和草本植物的地上部分收集起来,称量,各取样300 g。用收获法测定每株乔木的干、枝、叶生物量^[16]。将胸径≥3.0 cm的树木编号(1~295号,其中阔叶树265株,杉木30株),依次伐倒,就地称取树干、枝、叶鲜质量,同时,按树种、径阶挑选每种乔木1~5株作为解析木,在胸径处截取3份树干样品,每株解析木取树干的上、中、下3根枝条为树枝样品,同步进行树叶取样,称取鲜质量,样品鲜质量≥100 g;收集800 m²样地中藤本等层间植物的地上部分,称取鲜质量,枝、叶各取3份300 g样品。所有样品带回实验室在85 ℃恒温下烘干至恒量,计算含水率,以及树干、枝和叶,下层植被、凋落物、层间植物的生物量干质量。

生物量回归模型的建立:选择常用的线性函数($Y=a+bX$)、幂函数($Y=aX^b$)^[12,15,17]、二项式函数($Y=a+bX+cX^2$)^[18],以胸(D)和胸径-树高(D^2H)作为自变量,分别拟合小红榜(80株)、荷木(89株)、萌条杉木(30株)和混合阔叶树种(265株,包括除杉木以外的所有阔叶树种)的地上生物量(M_a)、树干生物量(M_s)、枝叶生物量(M_{bl})的回归模型。通过检验从中选择相关系数(R^2)和精度高并具有统计意义的方程计算生物量^[18]。与皆伐法实测的生物量偏差率=(根据模型估测的生物量-实测生物量)/实测生物量×100%。

地上部分生物量除以林分平均树高得到地上生物量密度(ABD),表示空间单位森林拥有的干物质质量^[19]。

1.3 数据处理

采用SPSS 18.0和Microsoft Excel 2003软件对数据进行分析和绘图。采用线性回归和非线性回归分析建立生物量回归方程,用Pearson相关系数评价不同因子间的相关关系,显著性水平设定为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 小红栲-荷木的群落学特征

小红栲-荷木群落高度在 16~18 m, 结构较复杂。乔木层的主要优势树种为小红栲、荷木, 其次为杉木、山乌柏(*Sapium discolor*)、微毛山矾(*Symplocos wikstroemiiifolia*)。林下植物中南酸枣(*Choerospondias axillaris*)、罗浮柿(*Diospyros morrisiana*)等较多。草本植物比较稀疏, 多为芒萁(*Dicranopteris dichotoma*), 层间植物多为鸡血藤(*Millettia dielsiana*)、酸藤子(*Embelia laeta*)。群落乔木层中, 小红栲、荷木、杉木、山乌柏、微毛山矾、南酸枣、罗浮柿和野漆树(*Toxicodendron succedaneum*)的重要值之和占乔木层总量的 76.9%, 其余 17 个树种: 赤杨叶(*Alniphylum fortunei*)、密花山矾(*Symplocos congesta*)、越南山矾(*Symplocos cochinchinensis*)、尖叶柃(*Eurya acuminatissima*)、青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)、广东润楠(*Machilus kwangtungensis*)、千年桐(*Vernicia montana*)、枫香(*Liquidambar formosana*)、灰岩润楠(*Machilus calcicola*)、黄杞(*Engelhardia roxburghiana*)、冬桃(*Elaeocarpus duclouxii*)、羊角杜鹃(*Rhododendron cavaleriei*)、狗骨柴(*Diplospora dubia*)、岭南槭(*Acer tutcheri*)、鸭脚木(*Schefflera minutistellata*)、细叶青冈(*Cyclobalanopsis myrsinaefolia*)和中华槭(*Acer sinense*)共占 23.1% (表 1)。

2.2 小红栲、荷木和杉木的生物量回归模型

小红栲-荷木群落是杉木皆伐后天然形成的次生林, 先锋树种杉木仍占有一定比重, 因此对萌条杉木独立建模。利用 800 m²样地中砍伐的小红栲(80 株)、荷木(89 株)和萌条杉木(30 株)的生物量数据进行实测, 并以 D 、 D^2H 为变量, 拟合小红栲和荷木地上生物量回归模型(表 2)。

由表 2 可以看出, 无论是用 D 还是用 D^2H 作为幂函数的自变量拟合回归模型, 荷木和小红栲的树干和地上部总生物量都表现出很高的相关性, 与皆伐法实测的生物量偏差率在 $\pm 10\%$ 以内。多项式拟合小红栲枝叶生物量模型效果较好, 荷木枝叶生物量以幂函数模型拟合较好。同时, 根据小红栲和荷木不同径阶(≤ 5 、 $5.1 \sim 10$ 、 $10.1 \sim 15$ 、 $15.1 \sim 20$ 和 ≥ 20 cm)分别选取 12 株(2、4、4、1、1)和 6 株(1、1、2、1、1)标准木, 建立模型。结果表明, 12 株模型略优于 6 株模型, 在模拟树干和地上生物量时都具有明显的统计学意义。

表 1 小红栲-荷木群落中乔木树种的密度、胸高断面积、平均胸径和树高及重要值

Table 1 Tree density, basal area, average D , average tree height and importance value of each tree in plot of *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community

树种 Species	密度 Density (ind. · hm ⁻²)	胸高断 面积 Basal area (m ² · hm ⁻²)	平均胸径 \bar{D} (cm)	平均树高 \bar{H} (m)	重要值 IV
小红栲 <i>C. carlesii</i>	866.7	12.11	10.2	10.9	72.19
荷木 <i>S. superba</i>	1058.3	9.61	8.3	10.0	70.50
杉木 <i>C. lanceolata</i>	333.3	2.58	8.5	7.7	23.07
山乌柏 <i>S. discolor</i>	158.3	1.66	9.0	11.2	18.25
微毛山矾 <i>S. wikstroemiiifolia</i>	175.0	2.44	10.8	10.1	16.11
南酸枣 <i>C. axillaris</i>	108.3	0.67	7.7	9.7	11.95
罗浮柿 <i>D. morrisiana</i>	83.3	0.74	9.0	11.9	9.47
野漆树 <i>T. succedaneum</i>	83.3	0.29	5.5	9.0	9.16
其他 17 个种 Other 17 species	575.1	4.26	7.8	9.1	69.39
合计 Total	3441.6	34.36			300.00
平均 Mean			8.8	9.9	

分别以 D 、 D^2H 为变量, 对 30 株萌条杉木的地上生物量进行拟合。同时, 在 ≤ 5 、 $5.1 \sim 10$ 、 $10.1 \sim 15$ cm 径阶分别选取 2、7、3 和 1、3、2 株标准木拟合树干和地上生物量, 12 株和 6 株标准木拟合的模型具有统计学意义。从表 2 可以看出, 以 D 拟合的模型相关系数高于 D^2H 拟合的模型, 但后者生物量与实测值偏差较小。杉木生物量较优模型为: $M_s = 132.203(D^2H)^{0.941}$ 、 $M_a = 161.099(D^2H)^{0.957}$ 。3 种不同数量样本拟合的枝叶生物量模型的相关系数较小, 统计意义不明显, 故未列出。

2.3 混合阔叶树种地上生物量回归模型及验证

无论是用 D 还是用 D^2H 作为自变量, 该群落混合阔叶树种 265 株样本拟合的模型中, 群落 M_s 和 M_a 均显著相关。分别选取 2 组 12 和 6 株标准木建立模型(表 3), 结果表明, 两者拟合的树干和地上生物量的相关系数较高, 但拟合的枝叶生物量模型中只有 12 株标准木拟合的模型($M_{bl} = a + bD + cD^2$)具有高度统计学意义。因此选择偏差较小, 以 D 构建生物量模型进行混合阔叶树种的乔木层地上生物量的估算: $M_s = 0.093D^{2.412}$, $M_a = 0.128D^{2.372}$ 。

单木水平的验证结果显示, 针对混合阔叶树种建立的树干和地上生物量模型的单木偏差均较小, 而枝、叶生物量模型偏差均较大(表 4)。

表 2 小红栲、荷木和萌条杉木的地上生物量回归模型

Table 2 Regression models for estimating AGB of *Castanopsis carlesii*, *Schima superba* and *Cunninghamia lanceolata*

树种 Species	样木数 Samples	回归方程 Regression function	相关系数 R^2	偏差 Deviation (%)	幅度 Range (cm)
小红栲 <i>C. carlesii</i> (n=80)	全部 All	$M_s = 0.106D^{2.366}$	0.965 ***	1.3	$3.1 \leq D \leq 29.9$
		$M_{bl} = 11.458 - 3.163D + 0.229D^2$	0.912 ***	0.4	$4.6 \leq H \leq 17.3$
		$M_a = 0.124D^{2.383}$	0.970 ***	-1.9	
		$M_s = 201.694(D^2H)^{0.968}$	0.979 ***	-1.1	
		$M_{bl} = -3.783 + 77.001D^2H$	0.873 ***	0	
		$M_a = 249.620(D^2H)^{0.973}$	0.980 ***	-3.9	
	12 株	$M_s = 0.086D^{2.462}$	0.988 ***	7.5	$3.1 \leq D \leq 29.9$
	12 samples	$M_{bl} = 18.575 - 5.081D + 0.334D^2$	0.989 **	18.8	$4.6 \leq H \leq 17.3$
		$M_a = 0.100D^{2.493}$	0.995 ***	7.6	
		$M_s = 224.590(D^2H)^{1.034}$	0.975 ***	3.0	
荷木 <i>S. superba</i> (n=89)		$M_{bl} = -7.334 + 106.440D^2H$	0.966 *	17.9	
		$M_a = 290.138(D^2H)^{1.047}$	0.983 ***	3.6	
	6 株	$M_s = 0.076D^{2.541}$	0.989 *	18.6	$3.3 \leq D \leq 20.4$
	6 samples	$M_a = 0.104D^{2.489}$	0.944 *	10.6	$9.1 \leq H \leq 17.3$
		$M_s = 265.363(D^2H)^{1.099}$	0.958 **	14.3	
		$M_a = 309.056(D^2H)^{1.077}$	0.991 **	7.2	$3.1 \leq D \leq 28.4$
		$M_{bl} = 0.048D^{2.147}$	0.878 ***	-15.5	$3.0 \leq H \leq 17.2$
		$M_a = 0.138D^{2.395}$	0.947 ***	-5.0	
		$M_s = 226.084(D^2H)^{0.969}$	0.971 ***	-6.3	
		$M_{bl} = 41.561(D^2H)^{0.838}$	0.894 ***	-18.6	
萌条杉木 <i>C. lanceolata</i> (n=30)		$M_a = 265.486(D^2H)^{0.938}$	0.970 ***	-8.5	
	12 株	$M_s = 0.061D^{2.517}$	0.973 **	-27.0	$3.1 \leq D \leq 20.0$
	12 samples	$M_a = 0.084D^{2.494}$	0.970 **	-25.0	$4.2 \leq H \leq 15.3$
		$M_s = 172.419(D^2H)^{0.939}$	0.981 ***	-25.3	
		$M_{bl} = 47.629(D^2H)^{0.904}$	0.917 **	-16.3	
		$M_a = 221.335(D^2H)^{0.929}$	0.976 ***	-22.7	
	6 株	$M_s = 0.045D^{2.612}$	0.989 *	-30.8	$3.1 \leq D \leq 20.0$
	6 samples	$M_a = 0.059D^{2.617}$	0.991 *	-27.0	$4.2 \leq H \leq 15.3$
		$M_s = 189.277(D^2H)^{0.982}$	0.994 **	-23.1	
		$M_a = 252.606(D^2H)^{0.983}$	0.992 **	-18.6	
萌条杉木 <i>C. lanceolata</i> (n=30)	全部 All	$M_s = 0.029D^{2.662}$	0.904 **	-5.9	$4.6 \leq D \leq 13.5$
		$M_a = 0.028D^{2.743}$	0.910 **	-14.9	$1.6 \leq H \leq 10.8$
		$M_s = 103.118(D^2H)^{0.855}$	0.761 **	-5.1	
		$M_a = 118.378(D^2H)^{0.848}$	0.711 **	-7.8	
	12 株	$M_s = 0.028D^{2.700}$	0.954 *	5.0	$4.6 \leq D \leq 13.5$
	12 samples	$M_a = 0.029D^{2.765}$	0.967 *	5.0	$4.3 \leq H \leq 10.8$
		$M_s = 132.203(D^2H)^{0.941}$	0.951 **	-2.2	
		$M_a = 161.099(D^2H)^{0.957}$	0.951 **	-4.9	
	6 株	$M_s = 145.637(D^2H)^{0.985}$	0.963 *	-3.6	$4.6 \leq D \leq 12.9$
	6 samples	$M_a = 166.109(D^2H)^{0.977}$	0.960 *	-6.7	$4.3 \leq H \leq 10.5$

s) 树干 Stem; bl) 枝叶 Branch & leaf; a) 地上部 Aboveground. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$. 下同 The same below.

林分水平的验证结果显示, 对萌条杉木和混合阔叶树种分别建立生物量模型, 估算其树干和地上生物量, 相加得到群落树干和地上部总生物量; 用 $M_{bl} = M_a - M_s$ 计算枝、叶生物量。对 800 m^2 的实测生物量与各模型估算的生物量进行对比(图 1), 模型估算的 M_s 、 M_{bl} 和 M_a 偏差均较小。

2.4 小红栲-荷木群落的生物量组成

2.4.1 森林各层次中生物量的分配 根据建立的群落生物量模型, 结合收获法测得的灌木生物量数据,

计算出该群落地上部总生物量为 $115.20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。其中, 乔木层地上生物量为 $111.25 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 占总生物量的 96.6%, 下木层、层间植物和凋落物层分别为 1.01 、 2.58 和 $0.36 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 分别占群落地上生物量的 0.9%、0.3% 和 2.2%。

2.4.2 乔木层各树种的生物量分配 由表 5 可见, 该群落乔木层生物量为 $111.25 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 小红栲和荷木生物量分别占乔木层地上部生物量的 39.0% 和 28.7%。两者占乔木层生物量的 67.7%; 其他 19

表3 混合阔叶树种地上生物量模型

Table 3 Regression models for estimating AGB of mixed broadleaf species

样木数 Samples	回归方程 Regression function	相关系数 R^2	偏差 Deviation (%)	幅度 Range (cm)
265 株	$M_s = 0.093D^{2.412}$	0.950 ***	-1.8	$3.1 \leq D \leq 29.9$
265 samples	$M_{bl} = 7.189 - 2.127D + 0.188D^2$	0.893 ***	0.2	$2.9 \leq H \leq 17.3$
	$M_a = 0.128D^{2.372}$	0.951 ***	-4.1	
	$M_s = 201.359(D^2H)^{0.965}$	0.967 ***	-4.6	
	$M_{bl} = -1.424 + 71.225D^2H$	0.877 ***	0	
	$M_a = 242.331(D^2H)^{0.947}$	0.965 ***	-7.1	
12 株	$M_s = 0.103D^{2.379}$	0.992 ***	-3.0	$4.4 \leq D \leq 22.6$
12 samples	$M_{bl} = 4.773 - 1.442D + 0.152D^2$	0.993 *	-0.4	$5.6 \leq H \leq 15.0$
	$M_a = -0.134D^{2.366}$	0.996 ***	-1.2	
	$M_s = 192.367(D^2H)^{0.924}$	0.982 ***	-3.3	
	$M_a = 237.949(D^2H)^{0.915}$	0.976 ***	-4.4	
6 株	$M_s = 0.104D^{2.357}$	0.994 **	-5.1	$4.5 \leq D \leq 22.6$
6 samples	$M_a = 0.134D^{2.358}$	0.998 **	-3.3	$6.0 \leq H \leq 15.0$
	$M_s = 197.421(D^2H)^{0.946}$	0.999 ***	-3.9	
	$M_a = 252.949(D^2H)^{0.943}$	0.997 ***	-2.5	

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

表4 阔叶树种单木水平回归模型的验证

Table 4 Verification of regression model on individual tree level of all broadleaf species

样木数 Samples	树号 Tree number	模型偏差百分比 Deviation percentage of model (%)					
		$M_s = aX^b$		$M_{bl} = a+bX+cX^2$		$M_{bl} = a+bX$	
		D	D^2H	D	D^2H	D	D^2H
265 株	1	-2.4	21.0	-20.0	-18.6	3.0	27.3
265 samples	2	-22.0	-2.4	-21.1	-18.1	-14.8	6.2
	3	-6.6	3.3	-26.9	-38.1	11.4	8.5

	265	-0.4	52.2	-1.1	91.4	9.8	66.4
	平均值 Mean	4.3	2.9	47.5	-49.7	4.3	3.0
12 株	1	2.0	32.4	5.2		6.7	38.9
12 samples	2	-18.5	6.8	3.7		-11.7	15.9
	3	-2.5	13.3	-2.5		1.7	18.7

	253	-33.8	7.7	-62.5		-39.0	-0.8
	平均值 Mean	8.4	11.6	46.9		8.2	11.8
6 株	1	-1.0	26.3			5.2	34.6
6 samples	2	-20.8	1.9			-13.0	12.3
	3	-5.4	8.0			0.3	14.8

	259	-37.6	-25.0			-33.5	-19.9
	平均值 Mean	4.6	6.9			6.3	9.0

表5 小红栲-荷木群落各树种的生物量分配

Table 5 AGB of different tree species in *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community

树种 Species	树干 Stem		枝叶 Branch and leaf		地上 Above	
	生物量 Biomass ($t \cdot hm^{-2}$)	%	生物量 Biomass ($t \cdot hm^{-2}$)	%	生物量 Biomass ($t \cdot hm^{-2}$)	%
小红栲 <i>C. carlesii</i>	35.31	81.3	8.12	18.7	43.44	39.0
荷木 <i>S. superba</i>	25.75	80.7	6.18	19.4	31.93	28.7
微毛山矾 <i>S. wikkstroemiiifolia</i>	6.77	80.9	1.60	19.1	8.38	7.5
山乌桕 <i>S. discolor</i>	4.54	80.8	1.08	19.2	5.62	5.1
杉木 <i>C. lanceolata</i>	3.27	85.4	0.56	14.6	3.83	3.4
广东润楠 <i>M. kwangtungensis</i>	2.11	82.0	0.46	18.0	2.57	2.3
其他 19 个种 Other 19 species	12.32	79.5	3.18	20.5	15.50	13.9
合计 Total	90.07	81.0	21.19	19.0	111.25	100

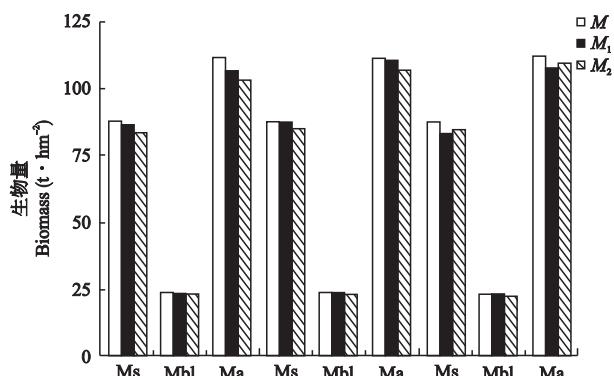


图 1 小红栲-荷木群落实测和模型估算的生物量

Fig. 1 Measured and estimated aboveground biomass of *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community.

M : 实测生物量 Measured biomass; M_1 : 根据模型 $M = aD^b$ 估算生物量 Estimated biomass with $M = aD^b$; M_2 : 根据模型 $M = a(D^2 H)^b$ 估算生物量 Estimated biomass with $M = a(D^2 H)^b$; 265, 12 和 6 分别代表建模的标准木个数 265, 12 和 6 代表了用于建立模型的样本数。

表 6 小红栲-荷木群落各径阶的地上生物量及其分配

Table 6 Distribution of tree biomass in different DBH classes of *Castanopsis carlesii*-*Schima superba* community

径阶 DBH class (cm)	平均胸径 D (cm)	平均树高 H (m)	立木密度 Tree density (ind. · hm⁻²)	比率 Rate (%)	生物量 Biomass (t · hm⁻²)			占乔木层 生物量比率 Rate of total AGB (%)
					树干 Stem	枝叶 Branch and leaf	小计 Sum	
<5	3.99	6.76	750	21.8	2.01	0.60	2.60	2.3
5 ~ 10	7.31	9.56	1600	46.5	17.90	4.63	22.53	20.3
10 ~ 15	12.02	11.91	741.7	21.5	26.99	6.48	33.47	30.1
15 ~ 20	17.54	13.46	250	7.3	23.55	5.34	28.89	26.0
20 ~ 25	20.63	14.39	58.3	1.7	8.06	1.77	9.82	8.8
≥25	27.52	15.26	41.7	1.2	11.57	2.37	13.94	12.5

表 7 群落中乔木 ($D \geq 3$ cm) 地上生物量的垂直分配Table 7 Vertical AGB biomass for arbor layer with $D \geq 3$ cm of the community

高度级 H class (m)	株数密度 Individual density (t · hm⁻²)	平均树高 H (m)	乔木层 地上生物量 Arbor layer AGB (t · hm⁻²)	地上生物量 密度 ABD (t · hm⁻² · m⁻¹)	生物量 Biomass (t · hm⁻²)		占乔木层 生物量比率 Rate of total AGB (%)
					树干 Stem	枝叶 Branch and leaf	
≤5	192	3.99	0.96	0.24			
5 ~ 10	1517	7.80	16.81	2.16			
10 ~ 20	1733	12.41	93.48	7.53			
总计 Total	3442		111.25				

ABD 值随林分的高度级依次增加, 说明群落垂直结构非常明显。

3 讨论

3.1 生物量模型参数的选择

本研究构建的幂函数模型拟合单树种、群落的树干和地上生物量的精度较好; 而树枝、树叶单独建模拟合精度不高, 可能是亚热带树种树枝伸展各异,

个种的生物量仅占 13.9%。

2.4.3 乔木层植物各器官的生物量分配 由表 5 可见, 乔木层中树干生物量为 $90.07 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 占乔木层地上部生物量的 81.0%; 枝叶生物量为 $24.22 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 占 19.0%。

2.4.4 乔木层各径阶地上部生物量 生物量在林木各径阶中的分配比例是反映森林生态系统动态平衡的标志^[20]. 由表 6 可见, 该群落立木密度峰值出现在 5 ~ 10 cm 径阶, 而乔木层地上生物量峰值出现在 10 ~ 15 cm 径阶, 说明在早期演替的次生林, 小径阶树木的生物量占有很大的比例。

2.4.5 $D \geq 3$ cm 的乔木生物量垂直结构 根据树高和株数分布规律, 将 $D \geq 3$ cm 的乔木分为 3 层: 第一层, $10 < H \leq 20$; 第二层, $5 < H \leq 10$; 第三层, $H \leq 5$. 由表 7 可以看出, 株数密度、乔木层地上生物量和

树叶大小差异较大所致^[21], 而对枝叶总体以 D 采用二次项方程建模拟合较理想。

研究表明, 模拟单木胸径与生物量间的关系大都选用幂函数, 并得到广泛的认可和应用^[15]. 选择 D 或 $D^2 H$ 为自变量模型的精确度是许多学者争论的话题. 独立变量的预测强度对模型的贡献更大^[22], D 是预测各个树种和生态系统的整个地上生物量的可靠因素^[23-24]. 热带和亚热带森林中树种多样, 对树高估计的误差较大, 因此在进行生物量估算时, H 并不是一个很好的参数^[14, 23]; 为了避免树高测量所带来的生物量估算误差, 采用以 D 为单变量的幂函数方程的效果较好^[14]. 有些学者认为, 生物量回归方程只有一个因变量有失准确性^[25], 以 $D^2 H$ 为自变量的二元幂函数模型要优于以 D 为自变量的单因子模型^[18]. 本研究用胸径和树高模拟乔木 W_s 和 W_a , 结果表明, 以 D 为自变量的模型和以 $D^2 H$ 为自变量的模型均能达到较高的精度, 以 D 为自变量的模型总体较好. 不同立地条件下形成的林分, 树

表 8 南亚热带森林地上生物量比较

Table 8 Comparison of aboveground biomass of subtropical forests in the southern of China

群落类型 Community type	地点 Location	林龄 Age (a)	生物量 Biomass										地上部 AGB (t · hm ⁻²)	文献来源 Source		
			乔木层 Arbor layer		灌木层 Shrub layer		草本层 Herb layer		藤本植物 Liana		凋落物 Litter					
			(t · hm ⁻²)	%	(t · hm ⁻²)	%	(t · hm ⁻²)	%	(t · hm ⁻²)	%	(t · hm ⁻²)	%				
黄果厚壳桂 <i>C. concinna</i>	鼎湖山	400	165.4	97.8	0.5	0.3	0.7	0.4	2.5	1.5			169.2	[3]		
黄果厚壳桂 <i>C. concinna</i>	鼎湖山	400	239.8	97.0	7.0	2.8	0.2	0.1	0.3	0.1			247.3	[19]		
甜槠 <i>C. eyrei</i>	武夷山	51	348.0	99.2	2.4	0.7	0.4	0.1					350.8	[34]		
粘木-小叶胭脂 <i>I. chinesis-A. styacifolius</i>	粤西黑石顶	>50	281.2	98.9	2.8	1.0	0.4	0.1					284.3	[27]		
马尾松-吊皮椎-荷木 <i>P. assoniana-C. kawakamii-S. superba</i>	粤西黑石顶	40~50	237.0	97.8	2.7	1.1	1.1	0.5	1.5	0.6			242.3	[27]		
短刺栲 <i>C. echinocarpa</i>	云南普洱	12	61.4	91.6	5.3	7.9	0.1	0.2	0.2	0.3			67.0	[35]		
		42	129.3	98.6	1.4	1.1	0.3	0.3	0.0	0.0			131.1			
荷木 <i>S. superba</i>	杭州	35	75.5	79.1	9.0	9.4	3.6	3.7			7.5	7.8	95.6	[29]		
青冈-硬叶樟林 <i>C. glauca-C. calcareum</i>	茂兰	中龄	89.2	88.9	2.4	2.4	0.3	0.3	2.0	2.0	6.5	6.5	100.4	[36]		
福建青冈林 <i>C. chungii</i>	闽清	35	271.4	88.8	26.0	8.5	0.8	0.3			7.4	2.4	305.7	[37]		
荷木-小红栲 <i>S. superba-C. carlesii</i>	天童	35	147.3	90.8	8.9	5.5	0.7	0.4	0.5	0.3	4.9	3.0	162.3	[5]		
藜蒴栲 <i>C. fissa</i>	小坑林场	23	129.9	99.0	1.6	1.2			0.3	0.2	2.4	1.8	131.1	[31]		
小红栲-荷木 <i>C. carlesii-S. superba</i>	小坑林场	23	111.3	96.6	1.0	0.9			0.4	0.3	2.6	2.2	115.2	本研究 This study		

木个体间生物量差异很大,构成了各自林分结构特征。这种特征不可能用同一个回归模型来准确刻画。因此在模型选择时,应视具体对象而定,并对方程加以必要的检验^[10]。

3.2 建立生物量模型的标准木选择

研究表明,在保证群落生物量估算精度的基础上,减少标准木的数量,能有效地降低选取标准木的工作量。无论单一树种还是混合阔叶树种,在建立树干和地上生物量模型时,均可将样本数降低到6株;在建立枝叶生物量模型时,则需要将样本增加到12株;而建立萌条杉木枝叶模型则需要进一步的研究探讨。对于林分复杂的亚热带群落,标准木的数量需要参考树种的数量进行选取。

3.3 相近林分生物量的比较

在空间上,森林生物量会随着分布区域、森林群落、生境条件、温度和湿度等变化而变化;在时间上,自然状态下的森林生物量会随着森林的演替阶段而变化^[26]。随着群落的正向演替,群落内不同物种生物量呈现明显的消长关系,针叶树种明显减少,而阔叶树的生物量明显增加。在针-阔物种转化替代过程中,群落总生物量呈现明显增加的趋势^[27]。

目前,我国华南地区森林生物量研究多集中在

成熟林中^[28]。本研究中,24年生的小红栲-荷木早期演替群落地上部生物量为115.2 t · hm⁻²,略高于35年生木荷地上生物量(95.6 t · hm⁻²)^[29],略低于浙江荷木(145.88 t · hm⁻²)^[30]、南岭小坑藜蒴群落(131.1 t · hm⁻²)^[31]及天童木荷-米槠林群落地上生物量(162.3 t · hm⁻²)^[5]。同是二代杉木林采伐迹地上营造的阔叶林和杉木林,在土地使用历史、立地条件、气候和林龄一致的情况下,阔叶林的碳储量高于杉木林,这与湖南会同火力楠人工林^[32]和福建三明格式栲^[33]的研究结果一致。其原因可能是本群落由杉木林演替而来,林分中含有一定比例的杉木,导致群落地上生物量较其他相近群落低。

本群落地上生物量介于云南普洱的短刺栲林12~42年生地上生物量、中龄青冈-硬叶樟林和35年生福建青冈林之间,说明除林龄的差异以外,群落优势种类和气候、立地条件等因素也是影响群落地上部生物量差异的重要因素^[5]。同时,本研究的群落地上生物量明显低于51年生的甜槠林^[34]和400年生的黄果厚壳桂林^[3,19]地上生物量,说明相对成熟林分的生物量较高^[5]。

4 结 论

小红栲-荷木群落地上部生物量的幂函数模型

$W_a = aD^b$ 和 $W_a = a(D^2H)^b$ 的相关系数均较高, 总体以 D 为自变量拟合的效果较好, 可用二项式函数模型 $W_{bl} = a + bD + cD^2$ 拟合枝叶生物量。对亚热带次生常绿阔叶林进行混合阔叶树种模型构建时, 标准木数量在 12 株以上最佳。森林自然更新 24 年的小红榜-荷木群落地上部生物量为 $115.20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。其中, 乔木层和下木层为 111.25 和 $1.01 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 层间植物 $0.36 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 调落物层 $2.58 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。乔木层生物量占 96.57% 。优势种小红榜、荷木分别占乔木层地上部生物量的 39.1% 和 28.7% 。

参考文献

- [1] Brown SL, Schroeder P, Kern JS. Spatial distribution of biomass in forests of the eastern USA. *Forest Ecology and Management*, 1999, **123**: 81–90
- [2] Nair PKR, Kumar BM, Nair VD. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2009, **172**: 10–23
- [3] Zhang Z-P (张祝平), Ding M-M (丁明懋). Biomass and efficiency of radiation utilization in monsoon evergreen broadleaved forest in Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 1996, **16**(5): 525–534 (in Chinese)
- [4] Mo J-M (莫江明), Peng S-L (彭少麟), Sandra B, et al. Response of biomass production to human impacts in a pine forest in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2004, **24**(2): 193–200 (in Chinese)
- [5] Yang TH, Song K, Da LJ, et al. The biomass and aboveground net primary productivity of *Schima superba-Castanopsis carlesii* forests in east China. *Science China Life Sciences*, 2010, **53**: 811–821
- [6] Peng S-L (彭少麟), Fang W (方 炜). Studies on dynamics of *Castanopsis chinensis* and *Schima superba* population in forest succession of Dinghushan Mountain. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 1995, **19**(4): 311–318 (in Chinese)
- [7] Liang W-B (梁文斌), Xie B-X (谢碧霞), Wu T (巫涛), et al. Studies on phytocoenological characteristics of *Castnopsis carlesii* community in Nanyue. *Journal of Central South University of Forestry & Technology* (中南林业科技大学学报), 2011, **31**(10): 15–20 (in Chinese)
- [8] Zhu L-W (朱丽薇), Zhao P (赵 平), Cai X-A (蔡锡安), et al. Characteristics of transpiration and canopy stomatal conductance of *Schima superba* plantation and their responses to environmental factors. *Journal of Tropical and Subtropical Botany* (热带亚热带植物学报), 2010, **18**(6): 599–606 (in Chinese)
- [9] Zeng H-Q (曾慧卿), Liu Q-J (刘琪璟), Feng Z-W (冯宗炜), et al. Estimation models of understory shrub biomass and their applications in red soil hilly region. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2007, **18**(10): 2185–2190 (in Chinese)
- [10] Xu H (胥 辉). Forest biomass model research and commentary. *Forest Resources Management* (林业资源管理), 1997(5): 33–37 (in Chinese)
- [11] Yan W-D (闫文德), Tian D-L (田大伦), He G-X (何功秀). Biomass distribution and dynamics of Chinese fir plantation in Huitong. *Forest Resources Management* (林业资源管理), 2003(2): 5–7 (in Chinese)
- [12] Li Y-D (李意德). Comparative analysis for biomass measurement of tropical mountain rain forest in Hainan Island, China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 1993, **13**(4): 313–320 (in Chinese)
- [13] Zianis D, Mencuccini M. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management*, 2004, **187**: 311–332
- [14] Lü X-T (吕晓涛), Tang J-W (唐建维), He Y-C (何有才), et al. Biomass and its allocation in tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, Southwest China. *Chinese Journal of Plant Ecology* (植物生态学报), 2007, **31**(1): 11–22 (in Chinese)
- [15] Adel H, Travis W. Allometric models for predicting above- and belowground biomass of *Leucaena-KX₂* in a shaded coffee agroecosystem in Hawaii. *Agroforestry Systems*, 2011, **83**: 331–345
- [16] Zheng Z (郑 征), Feng Z-L (冯志立), Cao M (曹敏), et al. Biomass and primary production of primary tropical wet seasonal rainforest in Xishuangbanna. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 2000, **24**(2): 197–203 (in Chinese)
- [17] Chave J, Riera B, Dubois MA. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: Spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 2001, **17**: 79–96
- [18] Li X-R (李轩然), Liu Q-J (刘琪璟), Chen Y-R (陈永瑞), et al. Aboveground biomass of three conifers in Qianyanzhou plantation. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2006, **17**(8): 1382–1388 (in Chinese)
- [19] Wen D-Z (温达志), Wei P (魏 平), Kong G-Z (孔国辉), et al. Biomass study of the community of *Castanopsis chinensis* + *Cryptocarya concinna* + *Schima superba* in a southern China reserve. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 1997, **17**(5): 497–504 (in Chinese)
- [20] Liu S (刘 申), Luo Y (罗 艳), Huang Y-H (黄钰辉), et al. Studies on the community biomass and its allocations of five forest types in Dinghushan Nature Reserve. *Ecological Science* (生态科学), 2007, **26**(5): 387–393 (in Chinese)
- [21] Brown IF, Martinelli LA, Thomas WW, et al. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 1995, **75**: 175–189
- [22] Otieno K, Onim JFM, Bryant MJ, et al. The relation between biomass yield and linear measures of growth in *Sesbania sesban* in western Kenya. *Agroforestry Systems*, 1991, **13**: 131–141
- [23] Litton CM, Kauffman JB. Allometric models for predicting aboveground biomass in two widespread woody

- plants in Hawaii. *Biotropica*, 2008, **40**: 313–320
- [24] Sampaio EV, Silva GC. Biomass equations for Brazilian semiarid *caatinga* plants. *Acta Botanica Brasilica*, 2005, **19**: 935–943
- [25] Claesson S, Sahlen K, Lundmark T. Functions for biomass estimation of young *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula* spp. from stands in Northern Sweden with high stand densities. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2001, **16**: 138–146
- [26] Yang J-M (杨金明), Fan W-Y (范文义), Li M-Z (李明泽). *et al.* Quantitative driving analysis of forest biomass changes in Changbai Mountain forest region. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2011, **22**(1): 47–52 (in Chinese)
- [27] Yang Q-P (杨清培), Li M-G (李鸣光), Wang B-S (王伯荪), *et al.* Dynamics of biomass and net primary productivity in succession of south subtropical forests in Southwest Guangdong. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2003, **14**(12): 2136–2140 (in Chinese)
- [28] Yang K (杨昆), Guan D-S (管东生). Forest biomass and its dynamics in Pearl River Delta. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2007, **18**(4): 705–712 (in Chinese)
- [29] Yu Y-W (俞益武), Shi D-F (施德法), Jiang Q-Y (蒋秋怡), *et al.* On the biomass of secondary *Schima superba* forest in Hangzhou. *Journal of Zhejiang Forestry College* (浙江林学院学报), 1993, **10**(2): 157–161 (in Chinese)
- [30] Liu Q-X (刘其霞), Chang J (常杰), Jiang B (江波), *et al.* The biomass of the evergreen broad-leaved ecological public-welfare forests in Zhejiang, East China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2005, **25**(9): 2139–2144 (in Chinese)
- [31] Li G (李根), Zhou G-Y (周光益), Wang X (王旭), *et al.* Aboveground biomass of natural *Castanopsis fissa* community at the Xiaokeng of Nanling Mountain, Southern China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2011, **31**(13): 3650–3658 (in Chinese)
- [32] Huang Y (黄宇), Feng Z-W (冯宗炜), Wang S-L (汪思龙), *et al.* C and N stocks under three plantation forest systems of Chinese-fir, *Michelia macclurei* and their mixture. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2005, **25**(12): 3146–3154 (in Chinese)
- [33] Yang Y-S (杨玉盛), Chen G-S (陈光水), Wang Y-X (王义祥), *et al.* Carbon storage and allocation in *Castanopsis kawakamii* and *Cunninghamia lanceolata* plantations in subtropical China. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), 2006, **42**(10): 43–47 (in Chinese)
- [34] Lin Y-M (林益明), Lin P (林鹏), Li Z-J (李振基), *et al.* The biomass and productivity of *Castanopsis eyrei* in Wuyishan. *Journal of Xiamen University (Natural Science)* (厦门大学学报·自然科学版), 1996, **35**(2): 269–275 (in Chinese)
- [35] Dang C-L (党承林), Wu Z-L (吴兆录). Studies on the biomass for *Castanopsis echidnocarpa* community of monsoon evergreen broad-leaved forest. *Journal of Yunnan University* (云南大学学报), 1992, **14**(2): 95–107 (in Chinese)
- [36] Yang H-K (杨汉奎), Cheng S-Z (程仕泽). Study on biomass of the Karst forest community in Maolan, Guizhou Province. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 1991, **11**(4): 307–312 (in Chinese)
- [37] Huang D-Z (黄典忠). Biomass characteristics of secondary forest community of *Cyclobalanopsis chungii* in the lower Minjiang River. *Protection Forest Science and Technology* (防护林科技), 2006(1): 16–18 (in Chinese)

作者简介 谢亭亭,女,1987年生,硕士研究生。主要从事森林生态学研究。E-mail: xting_1987@163.com

责任编辑 李凤琴