

文章编号: 1001-1498(2001)06-0610-06

深圳福田无瓣海桑+ 海桑- 秋茄 人工林结构的研究

咎启杰¹, 王勇军¹, 廖宝文², 郑德璋², 陈玉军²

(1. 广东内伶仃福田国家级自然保护区, 广东 深圳 518040;

2. 中国林业科学研究院 热带林业研究所, 广东 广州 510520)

摘要: 深圳福田自然保护区天然林前缘种植无瓣海桑、海桑、秋茄的试验表明, 7 a 后, 群落明显分为乔木层、幼树层和幼苗层 3 层。乔木层的无瓣海桑、海桑、秋茄的平均高分别为 9.1、8.06、2.89 m。在群落形成过程中, 物种多样性先下降, 后上升, 并超过种植时的多样性; 无瓣海桑和海桑的死亡率第 1 年最高, 后趋于稳定, 秋茄的死亡率最高是第 4 年, 后趋于降低; 7 年生时无瓣海桑、海桑、秋茄的存活率分别为 56.3%、51%、39%。无瓣海桑和海桑的高度和地径的生长速度明显比秋茄快。

关键词: 无瓣海桑; 海桑; 人工林群落结构

中图分类号: S718.54⁺2 **文献标识码:** A

深圳福田红树林是我国的重要湿地之一, 它不仅是沿海候鸟南迁北徙的“停歇站”, 而且对维护深圳湾及珠江口地区的生态平衡也起着十分重要的作用^[1,2]。但是, 由于城市建设和无计划的开发滥用, 深圳湾福田红树林在过去 10 a 面积减少 45% 以上, 红树林资源遭到了严重破坏, 所以保护和发展红树林在深圳福田红树林自然保护区显得日益重要。

从 20 世纪 90 年代开始, 保护区进行红树林育苗、造林、引种栽培等试验^[3-5], 取得明显效果。但由于受滩涂潮位的影响, 适宜种植本地红树林树种的滩涂面积有限, 特别是在天然红树林前缘滩涂上, 种植本地红树树种难以存活成林。为此, 我们试图用从孟加拉国引进的无瓣海桑 (*Sonneratia apetala* Buch.-Ham)^[6] 和从海南东寨港引进的海桑 [*S. caseolaris* (L.) Engl.], 与本地树种秋茄 (*Kandelia candel* Druce) 混交种植, 以期探索在深圳福田红树林保护区人工种植红树林的方法, 为深圳湾红树林的保护和可持续发展作出贡献。

1 试验地概况

试验地设在深圳福田红树林自然保护区 (22°32' N, 114°03' E) 车公庙观鸟亭南面的天然红树林前缘滩涂上。试验地属滩涂淤泥, 脚踩泥深度约 40 cm 以上, 平均潮差 1.9 m, 属于南亚热带季风气候, 年平均气温 22℃, 极端高温 38.7℃ (7 月), 极端低温 0.2℃ (1 月), 年降水量 1 927 mm, 但分布不均, 干湿季节交替明显, 雨量多集中在 5~ 9 月, 年均相对湿度 79%。该区土壤基质为花岗岩及砂页岩, 地带性土壤为砖红壤, 种植人工林的土壤为淤粘海泥, 有效 N、P、K 分别为 42.1、40.7、838.1 mg·kg⁻¹, 颗粒组成: > 0.25 mm 为 6.31%, 0.25~ 0.01 mm

收稿日期: 2001-03-27

基金项目: 国家“九五”攻关项目 (96-007-03-04); 国家自然科学基金项目 (30070144); 深圳市科技局项目 (99-1-33)

作者简介: 咎启杰 (1968-), 男, 湖北房县人, 助理研究员, 博士生

为 24.87% , < 0.01 mm 为 67.35%^[4]。

2 研究方法

2.1 样地设置及种植方法

1993 年 6 月, 在福田红树林观鸟亭南面的天然林前缘向海滩 5 m 处, 设置长(沿平行于天然林林缘方向) × 宽(沿垂直于天然林林缘方向) 为 250 m × 40 m 的永久固定样地, 在样地内平行于天然林方向设置 4 条长(同上) × 宽(同上) 为 250 m × 3 m 的小样条, 小样条内按 0.5 m × 0.4 m (行距 × 株距) 插植成熟健壮的秋茄胚轴, 插植深度为胚轴长度的 1/3, 4 条小样条随机区组设计。

无瓣海桑、海桑种子采自海南岛东寨港红树林保护区, 在深圳福田苗圃育苗。

无瓣海桑于 1993 年育苗(用海泥装袋, 冬季防寒), 1994 年 5 月种植, 随机取生长较好的幼苗, 按 2.5 m × 5 m 的株行距种植, 保留育苗袋, 种植深度以覆盖育苗袋 5~8 cm 厚为宜, 压实即可。海桑于 1994 年 7 月育苗, 1995 年 5 月种植, 选较好植株按 2 m × 8 m 株行距种植。方法同无瓣海桑。

2.2 试验观测

每年对样地内所有种植苗木测量 1 次, 记录每株的树高、地径、冠幅, 并对自然进入样地的天然苗木进行测量、统计。

2000 年, 群落 7 年生时, 在试验地选取 40 m × 40 m 的样地, 随机把样地划分成 16 个 10 m × 10 m 的小样方, 分别测量每个小样方内每个个体的树高、胸径、地径、冠幅, 并对 2 m 以下的幼树层种群进行每木调查测定, 在每个小样方内随机调查 2 个 1 m × 1 m 的小区, 统计每个小区的幼苗种类、株数、高度和盖度。

2.3 数据处理

(1) 用 2000 年调查的数据, 计算群落乔木层、幼树层、幼苗层各种群的多度、频度、盖度、显著度及重要值等。重要值按以下公式计算^[7]: 重要值 = 相对多度 + 相对频度 + 相对显著度。幼树层和幼苗层的相对显著度用相对盖度取代。

(2) 分析群落各种群立木级结构分布, 采用 5 级立木划分^[8]: I 级幼苗, 高度在 33 cm 以下; II 级苗木, 高度在 33 cm 以上, 胸径不足 2.5 cm; III 级幼树, 胸径在 2.5~7.5 cm; IV 级立木, 胸径在 7.5~22.5 cm; V 级大树, 胸径在 22.5 cm 以上。

(3) 多样性的测度选用在丰富度指数(即样地内的总种数)、均匀度指数(即 Pielou 指数)和物种多样性指数(即 Shannon 指数和 Simpson 指数) 3 类。计算公式如下^[9, 10]:

$$\text{Shannon 指数 } H = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$$

$$\text{Simpson 指数 } D = N(N-1) / \sum_{i=1}^s n_i(n_i-1)$$

$$\text{Pielou 均匀度指数 } J_H = H / \ln S, \quad J_D = (1 - \sum_{i=1}^s P_i^2) / (1 - 1/S)$$

上式中 P_i 为种 i 的个体数占群落总个体数的百分比, n_i 为种 i 的个体数, N 为种 i 所在样地的各个种的个体数之和, S 为种 i 所在样地的物种种类总数, 即物种丰富度指数。

3 结果与分析

3.1 群落的种类组成

至2000年,群落7年生时,1600 m²的固定样方内有无瓣海桑、海桑、秋茄和桐花树 [*Aegiceras corniculatum* (L.) Blanco] 共4种,其中桐花树是天然扩散进来的,秋茄既有人工种植的,也有天然扩散进来的,海桑和无瓣海桑是人工种植的。群落乔木层由4个种群组成,幼树层由2个种群组成,幼苗层由4个种群组成,详见表1。表中显示,在乔木层,秋茄重要值最高,主要是因为人工种植时其个体数比无瓣海桑和海桑多得多,加之大量秋茄种源的自然扩散进来,幼苗及苗木数量增多造成的;无瓣海桑和海桑的重要值次之。从显著度、重要值方面,并结合群落外貌特征分析,该群落可命名为无瓣海桑+海桑—秋茄群落。

群落乔木层种群全都是建立试验样地时人工种植的幼苗生长起来的,幼树层和幼苗层基本上是群落内种群定居后,滩涂环境发生变化之后自然繁衍和扩散进来的。在幼树层中,秋茄占绝对优势,幼苗层由桐花树和秋茄2种幼苗占绝对优势。从群落的组成看,人工林促进了天然种群向海滩前缘的扩散和定居。

表1 群落组成

层次	树种	株数	频度/ %	显著度* / cm ²	相对多度/ %	相对频度/ %	相对显著度/ %	重要值/ %
乔木层 (> 2.5 m) (1 600 m ²)	无瓣海桑	72	100	32 418.6	6.69	30.77	38.64	76.10
	海桑	51	100	19 209.29	4.74	30.77	22.89	58.40
	秋茄	936	100	32 169.32	86.90	30.77	38.34	156.01
	桐花树	18	25	108.39	1.67	7.69	0.13	9.49
幼树层 (< 2.5 m) (1 600 m ²)	秋茄	155	62.50	265 600.00	80.31	52.63	78.37	211.31
	桐花树	38	56.25	73 300.00	19.69	47.37	21.63	88.69
幼苗层 (32 m ²)	桐花树	124	93.75	14 880.00	64.24	44.77	49.80	158.81
	秋茄	33	68.75	7 425.00	17.10	32.84	24.85	74.79
	海桑	29	34.38	6 525.00	15.03	16.42	21.84	53.29
	无瓣海桑	7	12.50	1 050.00	3.63	5.97	3.51	13.11

3.2 群落的垂直结构

该群落7年生时,群落分层明显,分为乔木一层、乔木二层、幼树层、幼苗层4层(表1)。乔木一层高度在5 m以上,盖度达80%,全部由无瓣海桑和海桑组成,无瓣海桑最高可达13.5 m,胸径达26.34 cm,最大冠幅达5 m×6 m;海桑最高可达12.5 m,胸径达23.38 cm,最大冠幅为6 m×6 m;乔木二层高度在2.5~4 m,盖度为60%,以秋茄为主,伴有少量的桐花树,由于早期密植的秋茄小样带多在3年后开花结果,以及天然林内每年有大量的秋茄胚轴漂到试验林地内,使海桑和无瓣海桑林下有较多的秋茄更新个体,早期进入的少数个体也已进入乔木二层。由于1998年冬至1999年春的温暖气候,使得海桑和无瓣海桑的极少数幼苗越过了冬天,得以在林地光照较好的林隙出现。

从表2看,2.5 m以下个体占85.3%,主要是秋茄、桐花树的幼苗,极少数的海桑幼苗是当年生幼苗;2.5~5 m的个体占12.4%,主要是人工种植和天然扩散的秋茄,及天然扩散的桐花树等,5 m以上的个体占2.3%,全是人工种植的海桑和无瓣海桑。整个群落的高度级分布呈现正金字塔型分布,表明群落正处在增长型,这也是一种合理利用空间资源的分布。

表 2 群落高度级分布

树 种	高度/m					
	0~ 2.5	2.5~ 5	5~ 8	8~ 11	11~ 13	> 13
海 桑	1 363	0	3	34	14	1
无瓣海桑	1 130	0	4	23	27	18
秋 茄	1 207	653	0	0	0	0
桐花树	3 141	14	0	0	0	0
合 计	4 602	669	7	57	41	19
比例/%	85.3	12.4	0.13	1.06	0.76	0.35

表 3 群落立木级结构分布

立木级	树 种				合 计
	海桑	无瓣海桑	秋茄	桐花树	
I 级	361	29	824	3 117	4 331
II 级	3	1	247	20	271
III 级	0	0	689	18	707
IV 级	50	70	0	0	120
V 级	1	2	0	0	3

注: 处于分界线上的个体归于较高一级的高度级。

从表 3 看, 群落的 I 级苗占绝对优势, III 级立木次之, 目前在上层空间占绝对优势的 IV 级、V 级立木的数量较少, 所以这一层次的空间竞争较小, 生长相对较茂盛。这种群落立木级的分布体现了典型人工林的特征, 立木级的分布呈两头大, 中间小的“工”字型。但随着群落的发展, 由于海桑和无瓣海桑这两种相对高大乔木的幼苗是阳性的, 对光照需要强, 越冬又比较困难, 因此, 自我更新比较困难, 个体数会越来越来少, 种群会逐渐衰退。而秋茄和桐花树这两个本地种, 有天然林源源不断地供应种源, 进入试验地, 个体数会逐渐增多; 海桑和无瓣海桑有大量的呼吸根从地下伸出泥滩, 一方面起到消浪的作用, 另一方面可以网罗凋落物、涨潮带来的垃圾、海水沉积物等, 促进林地内泥滩面升高, 为林下本地树种的生长创造适宜的条件, 促进本地树种的更新。本地树种秋茄和桐花树, 因其遗传及生长特性难以进入 IV 级、V 级立木, 因此, 群落的高度级会随着演替趋于自然化。

3.3 群落的多样性

表 4 为群落形成过程中物种多样性的变化。人工种植幼苗后第 2 年, 桐花树开始进入群落, 物种增加, 群落由 4 个种组成。

从群落个体总数看, 1994~ 1996 年, 个体数逐渐减少, 这主要是因为人工种植的 3 个种群死亡率较高, 天然扩散进来的个体数又较少造成的。1997 年以后, 人工种植的种群存活率趋于稳定, 新的个体不断进入, 特别是秋茄和桐花树的幼苗大量进入, 群落物种个体总数显著增加, 到 2000 年, 个体总数是 1994 年个体总数的 2.52 倍。

整个群落(含乔木层、幼树层、幼苗层)多样性测试指标的结果见表 4, 物种数量增加, 丰富度指数(N)前 3 a 降低, 以后逐渐升高; 多样性指数和均匀度指数也表现出前 3 a 略有下降, 以后逐年上升。这充分体现了该人工林形成过程中群落物种结构的变化, 即前 3 a 人工种植种群的死亡数量比新进入样地的个体数量多, 以后人工种植种群的存活率保持基本稳定, 而每年进入样地的新个体又逐渐增多。

3.4 群落形成中种群的生长

3.4.1 主要种群存活率的变化 3 个种群存活率的变化见图 1。

表 4 群落多样性变化

年份	S	N	H	D	J_H	J_D
1994	3	2 197	0.380 0	1.214 7	0.345 9	0.264 9
1995	4	2 185	0.413 0	1.219 0	0.297 9	0.239 2
1996	4	1 937	0.409 2	1.212 2	0.295 2	0.233 2
1997	4	2 047	0.455 3	1.247 9	0.328 4	0.264 8
1998	4	2 640	0.864 5	2.123 5	0.623 6	0.705 2
1999	4	3 527	0.789 2	1.899 9	0.569 3	0.631 3
2000	4	5 532	0.954 5	2.251 4	0.688 6	0.741 0

注: S ——种数, N ——样地内的总种数(丰富度指数), H ——Shannon 多样性指数, D ——Simpson 多样性指数, J_H ——均匀度指数(即 Pielou 指数), J_D ——Pielou 均匀度指数。

从图 1 可知,无瓣海桑与海桑的存活率逐年减少,5 年后则趋于稳定,至 2000 年,7 年生无瓣海桑和 6 年生海桑的存活率分别为 56.3%、51%。分析其原因,无瓣海桑主要是 4 年之前受病虫害危害以及个体较弱小对滩涂生境适应能力低,5 a 后,个体强壮和高大,抵抗病虫害和风害的能力增强;海桑则主要是前 4 a 受冬季寒流和台风等影响致使一些个体死亡,因此,逐年累积的死亡率增大,存活率直到第 5 年后才稳定。秋茄的死亡率主要出现在第 3、4 年,这可能是前 2 a 有其繁殖体(胚轴)储备的营养供应而提高其抗逆性,后来随着胚轴储备营养的消耗,抗逆性减弱,加之海水淹浸及风浪的影响而死亡率增加,到 2000 年,秋茄的存活率仅为 39%。

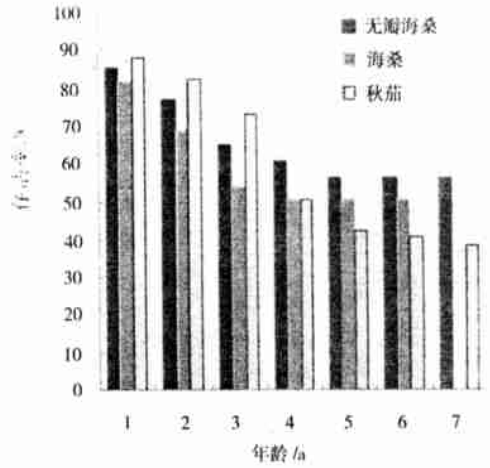


图 1 3 个种群的存活率变化

3.4.2 主要种群生长动态 3 个种群的高生长和地径生长见图 2、3。图 2 显示,无瓣海桑和海桑的树高生长远远快于秋茄,秋茄的高生长速度比较均匀,无瓣海桑和海桑在第 3 年有一个加速生长。7 年生的无瓣海桑平均高达 9.11 m,6 年生海桑平均高达 8.06 m,而本地种秋茄 7 年生时平均高仅有 2.89 m,因此,与本地红树树种秋茄相比,无瓣海桑和海桑属于速生树种。

图 3 显示,无瓣海桑和海桑的地径生长速度比较接近,都远远快于秋茄,呈稳定快速的生长。

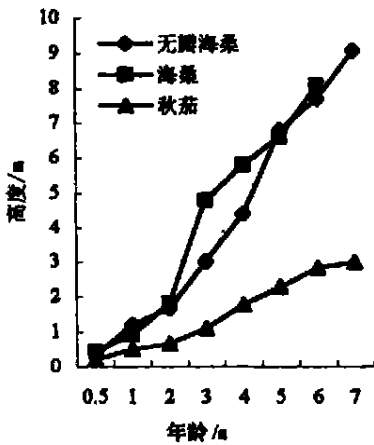


图 2 3 个种群的树高生长

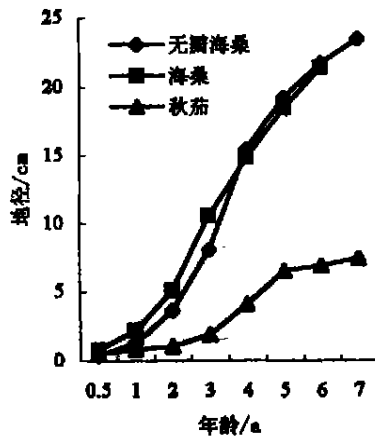


图 3 3 个种群的地径生长

4 结 语

在深圳福田红树林自然保护区天然林前缘种植本地红树林树种秋茄、桐花树等,进行过多次试验,主要由于风浪大,水浸深,难以定居成林。本研究应用外来种无瓣海桑、海桑和本地树

种秋茄混种, 7 a 后群落分层明显, 乔木层达 9 m 以上, 林下有天然幼苗侵入更新, 表明试验的成功, 同时, 对天然林向海滩扩散的促进效果明显。

群落形成中, 无瓣海桑和海桑的高度、地径的生长速度明显比本地种秋茄要快, 能在滩涂前缘快速定居, 因此, 在深圳福田保护区, 无瓣海桑和海桑是较好的前缘滩涂速生先锋红树树种。

无瓣海桑、海桑的死亡率在第 1 年很高, 主要是无瓣海桑幼苗易生病虫害, 海桑的幼苗难以过冬, 在 8 以下难以存活, 在今后人工造林中, 特别需对无瓣海桑早期防虫防病, 对海桑要做好防寒工作。

参考文献:

- [1] 王勇军, 林鹏, 宋晓军. 深圳福田红树林湿地水鸟的周年动态[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 1998, 137(1): 122~129.
- [2] 王勇军, 管启杰. 深圳福田红树林陆鸟类变迁及保护研究[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 1999, 38(1): 137~144.
- [3] 廖宝文, 郑德璋, 郑松发, 等. 红树植物秋茄造林技术研究[J]. 林业科学研究, 1996, 9(6): 586~592.
- [4] 廖宝文, 郑德璋, 郑松发, 等. 红树植物桐花树育苗造林技术的研究[J]. 林业科学研究, 1998, 11(5): 474~480.
- [5] 李云, 郑德璋, 廖宝文, 等. 无瓣海桑引种育苗试验[J]. 林业科技通讯, 1995, 5: 21~25.
- [6] 李云, 郑德璋, 廖宝文, 等. 红树植物无瓣海桑引种初步研究[J]. 林业科学研究, 1998, 11(1): 39~44.
- [7] 王伯荪, 余世孝, 彭少麟, 等. 植物群落学实验手册[M]. 北京: 高等教育出版社, 1996: 1~15.
- [8] 王伯荪. 植物群落学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1987: 14~29.
- [9] 彭少麟, 王伯荪. 鼎湖山森林群落分析 III 物种多样性[J]. 生态科学, 1983, 2(1): 11~17.
- [10] Pielou E C. 数学生态学引论[M]. 卢泽愚译. 北京: 科学出版社, 1978: 308~331.

The Structure of *Sonneratia apetala*+ *S. caseolaris*- *Kandelia candel* Mangrove Plantations of Futian, Shenzhen

ZAN Qi-jie¹, WANG Yong-jun¹, LIAO Bao-wen², ZHENG De-zhang², CHEN Yu-jun²

(1. Neilingding-Futian National Nature Reserve of Guangdong, Shenzhen 518040, Guangdong, China;

2. Research Institute of Tropical Forestry, CAF, Guangzhou 510520, Guangdong, China)

Abstract: The plantation experiments of *Sonneratia apetala* + *S. caseolaris* - *Kandelia candel* forest in front of the natural forests in Futian of Shenzhen Natural Reserve indicated that the 7-year-old community was divided obviously into three layers: arbor layer, shrubs layer and seedlings layer. The average heights of *S. apetala*, *S. caseolaris* and *K. candel* in the arbor layer were 9.11 m, 8.06 m, and 2.89 m respectively. During the course of community forming, the biodiversity decreased at first and then increased, exceeding the diversity when planting. The mortality of *S. apetala* and *S. caseolaris* was the highest in the first year, and gradually tended to be stable. The mortality of *K. candel* was the highest in the third and fourth year, and gradually tended to be stable. The survival rates of *S. apetala*, *S. caseolaris* and *K. candel* after 7 years were 56.3%, 51% and 39% respectively. The growth speed of height and diameter of *S. apetala*, *S. caseolaris* was obviously faster than that of *K. candel*.

Key words: *Sonneratia apetala*; *S. caseolaris*; plantation community structure