

文章编号: 1674-7054(2011)04-0342-07

无瓣海桑人工林下乡土树种 自然更新的初步研究

王仁恩^{1,2}, 陈玉军², 黄勃¹, 杨文杰¹, 张钰¹, 李诗川³, 梁振辉³, 李隆飞³

(1. 海南大学海洋学院, 海南 海口 570228; 2. 中国林业科学研究院热带林业研究所, 广东 广州 510520; 3. 海南东寨港国家级自然保护区管理处, 海南 海口 571129)

摘要: 为了探明无瓣海桑(*Sonneratia apetala* Buch.-Ham.) 人工林下乡土树种自然更新的机理及无瓣海桑对其影响, 用野外样方调查法, 对海南东寨港地区的14年生人工无瓣海桑林试验样地进行了调查分析。结果表明: 14年生人工无瓣海桑林处于自然更新的初期; 种源距、滩面高度、林间距、林下呼吸根数目均与林下乡土树种的自然更新存在相关关系, 灌木模型为: $Y_1 = 0.998X_1 + 0.324X_2 + 8.54X_3 - 0.122X_1X_3 - 75.953$; 幼苗模型为: $Y_2 = 151.934 - 0.565X_1 - 1.682X_4$; 无瓣海桑呈林圈和林间带种植能够加快乡土树种自然更新的速度。

关键词: 无瓣海桑; 乡土树种; 自然更新; 物种多样性

中图分类号: S 718.54; Q 948.12

文献标志码: A

无瓣海桑(*Sonneratia apetala* Buch.-Ham.) 为海桑科海桑属的一种乔木植物, 于1985年从孟加拉国成功引入我国后, 由于具有速生、耐浸淹、抗逆性强等特性^[1], 已作为红树林造林的先锋树种, 在我国南部沿海的滩涂上得到广泛的种植。这不但丰富了当地的物种多样性, 对红树林面积的急剧减少起了一定的抑制作用^[2], 而且还在生态、经济和社会文化等方面产生了巨大的效益。目前, 对无瓣海桑的研究, 多在生理特性、育苗和造林技术等方面。CHEN L 和周涵韬等对无瓣海桑的适应机理进行了研究, 认为其不具盐腺, 主要通过高负压从含盐基质中分离出淡水供其生长^[3-4]。DAS P 和钟才荣等通过对无瓣海桑育苗技术, 可使其发芽率达95%以上, 且能有效防治立枯病、灰霉病和炭疽病等病害^[5-6]。有些学者担心无瓣海桑的引进会引起物种入侵, 从而对其生态影响也进行了大量的评估, 如陈玉军和廖宝文等对无瓣海桑的生物学特性和生态环境适应性进行了大量试验, 结果表明, 无瓣海桑虽有一定的扩散能力, 但受潮汐动力、盐度、温度和滩涂基质等条件限制, 不构成入侵物种的特征^[7-9]。目前, 有关无瓣海桑人工林下乡土树种自然更新的情况尚不清楚。因此, 笔者对无瓣海桑人工林下乡土树种自然更新的影响因子进行了探讨, 旨在为有效恢复红树林植被提供依据。

1 研究地区与方法

1.1 试验样地概况 研究地点位于海南省东寨港红树林保护区内, 该试验样地面积约0.72 hm², 属热带季风海洋性气候, 年平均气温23.5℃, 年平均日照2 200 h, 年平均降雨量为1 676.4 mm, 潮汐属不正规半

收稿日期: 2011-11-03

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划专题(2009BADB2B0404); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(6309)

作者简介: 王仁恩(1986-) 男, 安徽六安人, 海南大学海洋学院2009级硕士研究生。

通信作者: 陈玉军, 中国热带林业科学院热带林业研究所副研究员, E-mail: yujunchen@hotmail.com

日潮,平均潮差为 1 m,海水盐度为 21.9。试验地土壤为滩涂淤泥^[10],其理化性状见表 1。

表 1 土壤的理化性状

淤泥深/ cm	有机质/ (mg·g ⁻¹)	全 N/ (mg·g ⁻¹)	全 P/ (mg·g ⁻¹)	全 K/ (mg·g ⁻¹)	含盐量	粘土含量/ %	pH 值
20~30	253.77	0.88	0.51	13.98	17.97	88.35	6.25

1.2 样地设置 紧邻秋茄(*Kandelia candel*)、桐花(*Aegiceras corniculatum*)天然混交林的试验地中的无瓣海桑林为 1997 年种植,株行距为 2 m×4 m,呈带状或圈状,从天然林向前缘海滩方向,沿林带、林间带、林缘及裸滩每隔 20 m 设置 1 个 2 m×5 m 的样方,共 67 个样方(图 1)。

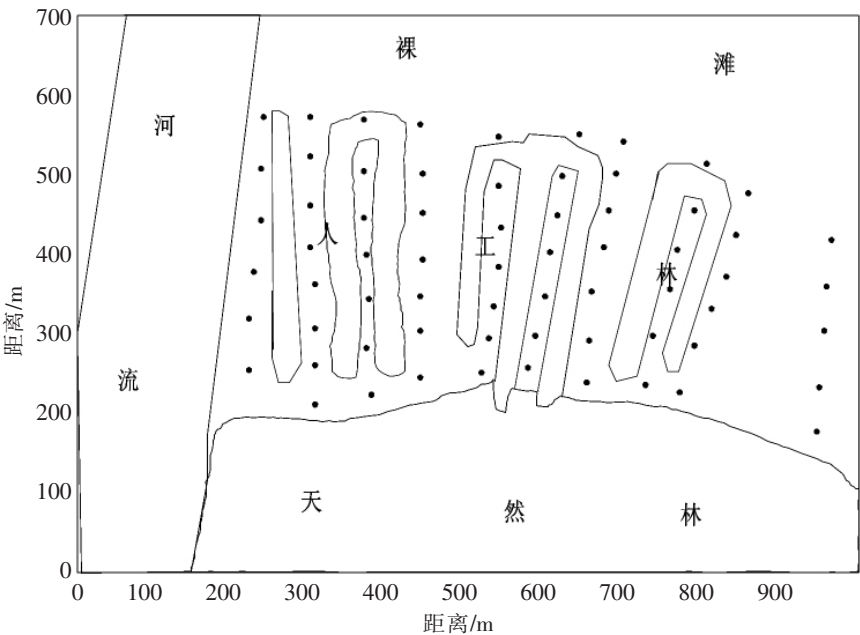


图 1 样方布局图

1.3 样地调查及数据分析 于 2010 年 11 月,对样方进行调查,记录乔木和灌木的种类、数量、树高、地径,计算每个种群的频度、平均高度及平均地径。记录样方内幼苗的种类、数量和高度,统计分析幼苗的频度、多度及平均高度,并测量林间距、种源距、样方内呼吸根的数量。地势的海拔采用波潮仪测定。比较群落内乔木层、灌木层和幼苗层的物种多样性测度指标的变化。物种多样性的测度指标选用物种丰富度指数、物种多样性指数(Shannon-Wiener 指数)、物种均匀度(Pielou 指数)^[11-12]。各指数的计算公式如下:

Shannon-Wiener 指数: $H = - \sum_{i=1}^s (P_i \ln P_i)$,

Pielou 均匀度指数: $J = \frac{H'}{H'_{\max}} = - \left(\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i \right) / (\ln s)$,

式中 s 表示样地中的物种总数; H' 表示群落的实测多样性; $H'_{\max}$ 表示最大多样性; P_i 表示第 i 种在样地中出现的概率。

2 结果与分析

2.1 群落结构特征 从表 2 可以看出,群落组成中除建群种无瓣海桑和少量海桑(*Sonneratia caseolaris*)外,还有秋茄、桐花、海莲(*Bruguiera sexangula*)等种群,人工种植的无瓣海桑和海桑构成了试验地群落的乔木层,自然更新的秋茄和桐花构成了灌木层,而幼苗中除了主要组成的秋茄、桐花外,还有海莲和老鼠

簕(*Acanthus ilicifolius*)。该试验地乔木层、灌木层和幼苗层的 Shannon-Wiener 指数变化是逐渐递增,而 Pielou 均匀度指数是乔木层最低、灌木层最高,而幼苗时居中。这些均符合 MARGALEF^[13]和 ODUM^[14]提出的演替的顶极群落中物种多样性最大,在群落演替的发展阶段,物种多样性指数随演替进行而增加。所以,该试验地内 14 年生无瓣海桑人工林群落为自然更新的初期。

表 2 14 年生无瓣海桑人工林群落结构

层次	树种	林木均高/m	平均地径/cm	频度/%	Shannon-Wien 指数	Pielou 均匀度指数
乔木层 (>3 m)	无瓣海桑	12.5	23.48	100	0.35	0.51
	海桑	11.0	17.52	11		
灌木层 (0.8 ~3 m)	桐花	1.5	1.63	71	0.68	0.98
	秋茄	2.1	2.82	89		
	桐花	0.3	0.51	96		
幼苗 (<0.8 m)	秋茄	0.4	0.63	74	0.86	0.62
	老鼠簕	0.4	0.56	6		
	海莲	0.5	0.52	5		

2.2 乡土树种自然更新的影响因素

2.2.1 光照对乡土树种自然更新的影响 光照是植物生长和发育的必要条件之一,对无瓣海桑人工林下乡土树种自然更新有重要的影响。对样方进行调查的结果见表 3。从表 3 可知,林缘处郁闭度低,则灌木和幼苗的总数最高,林间带次之,而林圈处郁闭度高,灌木和幼苗的总数最低。经对数据分析后发现(见图 2),在郁闭度最低的林缘处,幼苗和灌木的数目均最高,平均值分别为 9.48 株·m⁻²,1.99 株·m⁻²。幼苗的数目基本上随郁闭度的增加而减少,而灌木的数目变化则无规律。

表 3 光照与乡土树种自然更新的关系

样方 位置	样地 号	灌木 数/株	幼苗 数/株	郁闭 度/%	样方 位置	样地 号	灌木 数/株	幼苗 数/株	郁闭 度/%	样方 位置	样地 号	灌木 数/株	幼苗 数/株	郁闭 度/%	样方 位置	样地 号	灌木 数/株	幼苗 数/株	郁闭 度/%
林缘 1	1	0	109	35	林圈 2	6	0	21	55	林圈 4	2	2	36	42	林缘 2	5	23	23	60
	2	1	128	35		7	0	21	55		3	0	25	42		6	2	13	60
	3	0	68	35		1	22	18	75		4	0	30	42		7	1	25	60
	4	0	60	35		2	14	49	75		5	0	31	42		8	3	14	60
	5	0	56	35		3	19	5	75		6	1	31	42		1	38	55	32
	6	0	10	35		4	2	13	75		7	0	16	42		2	44	66	32
林圈 1	1	1	84	68	林圈 3	5	4	6	75	林间带 3	1	18	18	72	裸滩	3	16	77	32
	2	9	17	68		6	1	9	75		2	16	4	72		4	33	64	32
	3	0	30	68		7	0	7	75		3	4	11	72		5	2	128	32
	4	1	13	68		1	21	8	62		4	3	1	72		6	6	163	32
	5	0	17	68		2	8	29	62		5	0	1	72		7	0	109	32
	6	1	7	68		3	4	21	62		6	4	10	72		1	0	7	0
林间带 1	1	6	191	55	林间带 2	4	1	23	62	林间带 3	7	0	13	72		2	0	5	0
	2	7	130	55		5	0	17	62		1	28	7	60		3	0	5	0
	3	2	95	55		6	1	12	62		2	29	30	60		4	0	3	0
	4	1	49	55		7	0	7	62		3	21	1	60		5	0	4	0
	5	1	37	55		1	1	107	42		4	17	12	60					

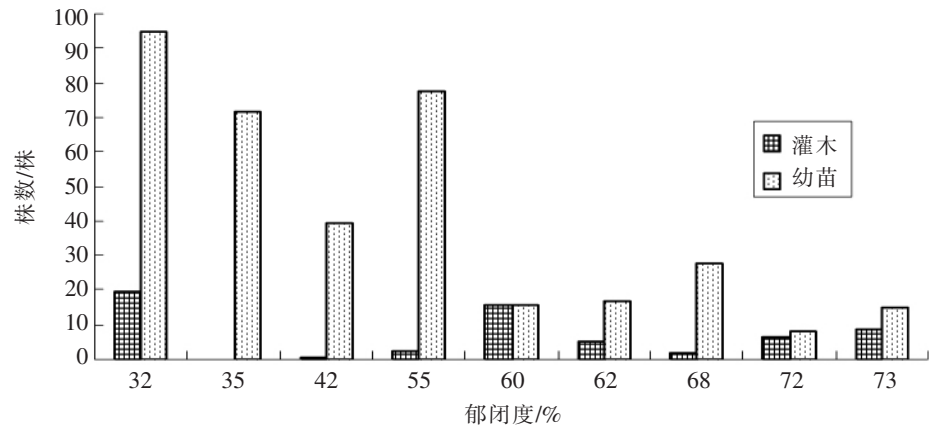


图 2 光照与乡土树种自然更新的关系

2.2.2 种源距对乡土树种自然更新的影响 乡土树种更新的数量与种子的扩散距离具有一定的相关关系。从图 3 可知,在与天然林接壤处,灌木平均 $2.58 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$,幼苗平均为 $4.53 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$ 。随着乡土树种天然林(结实区)距离的增加,样方内乡土树种灌木及幼苗的数量有逐渐减少的趋势,在距 140 m 处,灌木几乎没有,而幼苗仅为 $1.40 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$ 。这说明离乡土树种天然林越远,种子扩散的数量越少,萌发也少,并且受风浪、淹浸等各种因素的影响,幼苗很难长久保存。

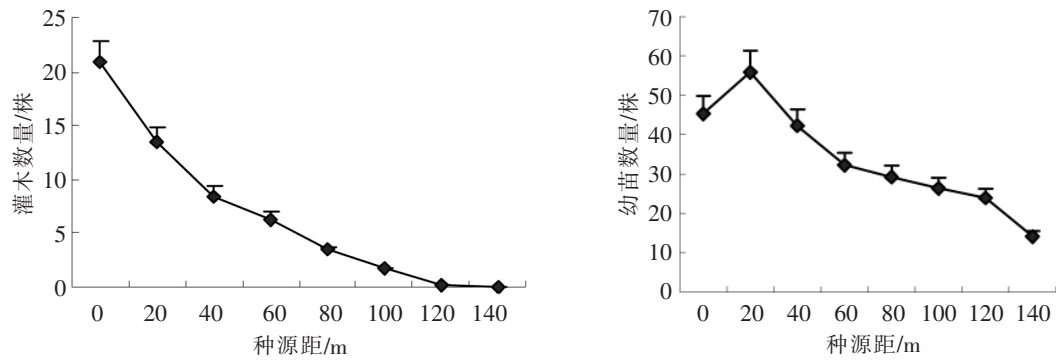


图 3 种源距与乡土树种自然更新的关系

2.2.3 潮水淹浸程度对乡土树种自然更新的影响 海水淹浸程度是限制红树林生长与分布的主要因素之一。通过对各样方比较可知(见图 4),在海拔高度低于 10 cm 的地方,灌木的平均数量为 $0.18 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$,幼苗的平均数量为 $2.1 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$ 。样方内乡土树种灌木及幼苗的数量均随着海拔高度的增加逐渐增加,在海拔高度 24 cm 处,灌木的平均数量为 $1.6 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$,幼苗的数量最大可达 $20.1 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$ 。说明潮水较浅处的乡土树种的天然更新明显优于潮水较深处的。可见,乡土树种的天然更新也会受到海水深度的限制。

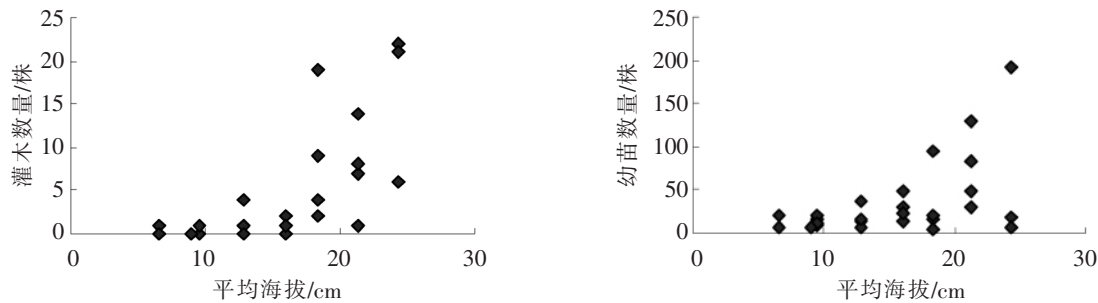


图 4 平均海拔与乡土树种自然更新的关系

2.2.4 呼吸根对乡土树种自然更新的影响 水流的作用直接影响乡土树种种子的散布和传播,从而影响乡土树种的更新状况。在结实期,靠近无瓣海桑人工林的乡土树种种源地内有许多乡土树种种子,会不断随潮水向四周散布和传播。而无瓣海桑对波浪有一定的消减作用,特别是它的高密度呼吸根对涨潮及退潮时水流的减缓具有重要意义。因为无瓣海桑的呼吸根呈笋状,突出地面最高达 20 cm,且具有高密度的特质,每平方米可达 80~200 条。相同条件下,林圈内自然更新的乡土树种数目比林间带内的多,这也是在无瓣海桑人工林内自然更新的乡土树种数目比裸滩上高的原因之一。并且大量突出在外的呼吸根对种子还具有一定的滞留作用。因此,无瓣海桑的呼吸根对乡土树种自然更新有重要影响。

2.3 乡土树种自然更新与各影响因素的关系 通过对乡土树种自然更新的各影响因素的相关性分析(见表 4)结果发现,光照、种源距、潮水深度以及呼吸根数量对乡土树种自然更新均有重要影响。其中灌木数量与种源距、海拔高度以及呼吸根数目的相关性呈极显著相关($P < 0.01$);而幼苗与郁闭度的相关性呈极显著相关,与种源距的相关性呈显著相关($P < 0.05$)。

表 4 乡土树种自然更新与各影响因素的相关性

层次	种源距	海拔高度	呼吸根数目	郁闭度
灌木	-0.542**	0.412**	0.591**	-0.064
幼苗	0.261*	0.209	0.224	0.582**

注: ** 为极显著, * 为显著。

并在一定条件下,遵循表 5 的数学模型。方差分析检验表明,所有模型均达到极显著水平($P < 0.01$)。

表 5 乡土树种自然更新的模型

层次	模型	复相关系数 R	显著性水平 P	均方比 F
灌木	$Y_1 = 0.998X_1 + 0.324X_2 + 8.54X_3 - 0.122X_1X_3 - 75.953$	0.669	< 0.001	15.451
幼苗	$Y_2 = 151.934 - 0.565X_1 - 1.682X_4$	0.638	< 0.001	20.387

注: X_1 为种源距, X_2 为海拔高度, X_3 为每平方米呼吸根数目, X_4 为郁闭度, Y_1 为灌木数目, Y_2 为幼苗数目。

3 讨 论

3.1 物种多样性的动态变化 在无瓣海桑人工林群落内的树木明显分为 3 层: 1) 乔木层, 由人工无瓣海桑及人工海桑构成, 它们作为整个群落的优势种, 维持着整个群落内的生态平衡; 2) 灌木层, 由自然更新的桐花及秋茄构成; 3) 幼苗层, 由桐花、秋茄、老鼠簕及海莲等构成。各层次的物种多样性指数为幼苗层 > 灌木层 > 乔木层, 群落处于自然更新的初期, 与王旭等试验结果基本一致^[15]。通过对幼苗层及灌木层的分析可知, 营造的无瓣海桑人工红树林不但能迅速成林, 而且具有极大的自然更新潜力, 能有效地促进乡土红树树种的自然更新。

3.2 无瓣海桑中乡土树种自然更新的影响因素 对于乡土树种的幼苗的萌发与生长, 陈玉军等认为其主要受到光照强度、种源距等因素影响^[16], 张宜辉等认为还受海岸地形、滩涂潮位的影响^[17], YE Y 发现幼苗的萌发与生长还受土壤盐度等因素限制^[18]。本试验对种源距、地势高低、林间距、林下呼吸根数目等因素进行了分析, 结果表明, 不同的生态因子对红树植物的分布、生长产生不同的影响, 各个生态因子主要通过影响风浪大小、光照强度和养分含量决定红树植物的生存空间、成活保存率和生长发育程度, 结果与 CLARKE P J, KRAUSS K W 以及闫中正等试验基本一致^[19-21]。在林冠层结构、土壤条件、海水盐度相似的环境中, 随着种源距的增大, 无瓣海桑林内乡土树种的物种数、个体数及发育程度呈逐渐下降, 物种多样性呈降低的趋势。随着地势高低、林间距、林下呼吸根数目等增加, 林中各种生态因子也随之发生变化。叶勇等试验发现海莲、桐花及秋茄等红树植物的生长更新均受到风浪的严重影响^[22], 而本试验中由于无瓣海桑林下的呼吸根具有强大的防风浪功能, 可有效防止海莲、桐花及秋茄等幼苗被风浪带入海中。

因此,光照、周期性潮汐淹没深度和种源可能是随离岸距离变化改变最明显的3个环境因子,也可能是导致林分结构和生物多样性差异的关键因子。

3.3 林缘、林圈和林间带效应 陈玉军等首次提出了无瓣海桑人工林与裸滩之间交错区中产生了边缘效应,其对乡土红树植物胚轴在无瓣海桑与天然林间的裸滩及林缘定居生长起了促进作用^[16]。本研究结果表明,林缘、林圈和林间带的地带,自然更新的乡土树种的多度和物种丰富度均较高。林缘、林圈和林间带对乡土树种自然更新的影响主要通过增强光照强度及减少波浪对幼苗的影响。林缘作为一个缓冲带有利于乡土树种的更新,而林圈和林间带对乡土树种的更新也有明显影响。因此建议,为促进红树林恢复演替的进程,在红树林的种植管理中应加强林缘缓冲带的保护。

4 小 结

采用无瓣海桑作为先锋植物营造的人工红树林,因其适应范围广,能成功地存活下来并能迅速成林。无瓣海桑经过多年生长以后,秋茄、桐花、海莲及老鼠勒等乡土红树植物也可在林下天然更新发展。同时,也扩大了乡土红树林群落的分布范围,有效地促进乡土红树树种的自然更新和发展,并最终向着以乡土红树树种为主的方向演替。而林圈、林带的种植模式更能有效地促进乡土红树树种的自然更新和发展,对无瓣海桑的种植具有指导意义。有关无瓣海桑人工林下乡土树种的自然更新与发展是一个十分复杂的问题,笔者仅对其进行了初步的分析,尚待深入探讨。

参考文献:

- [1] 廖宝文,郑松发,陈玉军,等. 外来红树植物无瓣海桑生物学特性与生态环境适应性分析[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 10-15.
- [2] 彭逸生,周炎武,陈桂珠. 红树林湿地恢复研究进展[J]. 生态学报, 2008(2): 786-797.
- [3] CHEN L, TAM N F Y, HUANG J, et al. Comparison of ecophysiological characteristics between introduced and indigenous mangrove species in China[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 79: 644-652.
- [4] 周涵韬,林鹏. 海桑属红树植物遗传多样性与引种关系研究[J]. 海洋科学, 2002, 24(5): 98-106.
- [5] 钟才荣,李海生,陈桂珠. 无瓣海桑的育苗技术[J]. 广州林业科技, 2003, 19(3): 68-70.
- [6] DAS P, BASAK U C, DAS A B. Restoration of the mangrove vegetation in the Mahanadi delta, Orissa, India[J]. Mangroves and Salt Marshes, 1997(1): 155-161.
- [7] 陈玉军,廖宝文,郑松发,等. 无瓣海桑、海桑、秋茄红树人工林群落动态及物种多样性研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15(6): 924-928.
- [8] 廖宝文,李玫,郑松发,等. 海南岛东寨港几种红树植物种间生态位的研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(3): 405-407.
- [9] 廖宝文,李玫,郑松发,等. 外来种无瓣海桑种内、种间竞争关系的研究[J]. 林业科学研究, 2003, 16(4): 418-422.
- [10] 辛琨,赵广孺,孙娟,等. 红树林土壤吸附重金属生态功能价值估算[J]. 生态学报, 2005, 24(2): 206-208.
- [11] 林益明,林鹏. 中国红树林生态系统的植物种类、多样性、功能及其保护[J]. 海洋湖沼通报, 2001(3): 8-16.
- [12] 廖宝文,郑德璋,郑松发,等. 海南岛清澜港红树林群落演替系列的物种多样性特征[J]. 生态科学, 2000, 19(3): 17-22.
- [13] MARGALEF R. On certain unifying principles in ecology[J]. The American Naturalist, 1963, 97: 357-364.
- [14] ODUM E P. The strategy of ecosystem development[J]. Science, 1969, 164: 262-270.
- [15] 王旭,李洪旺,邱志军,等. 不同离岸距离海桑+无瓣海桑红树群落的林分结构差异及其影响因子[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(27): 3312-3316.
- [16] 陈玉军,郑松发,廖宝文,等. 红树植物海桑天然更新的初步研究[J]. 林业科学研究, 2003, 16(3): 306-311.
- [17] 张宜辉,王文卿,吴秋城,等. 福建漳江口红树林区秋茄幼苗生长动态[J]. 生态学报, 2006, 26(6): 1648-1656.
- [18] YE Y, TAM N F Y, LU C Y, et al. Effects of salinity on germination seedling growth and physiology of three salt-secreting mangrove species[J]. Aquatic Botany, 2005, 83: 193-205.
- [19] CLARKE P J, KERRIGAN R A. Dispersal potential and early growth in 14 tropical mangroves: do early life history traits cor-

- relate with patterns of adult distribution [J]. *Journal of Ecology*, 2001, 89: 648 – 659.
- [20] KRAUSS K W, ALLEN J A. Factors influencing the regeneration of the mangrove *Bruguiera gymnorhiza*(L.) Lamk. on a tropical Pacific island [J]. *Forest Ecology and Management*, 2003, 176: 49 – 60.
- [21] 闫中正, 王文卿, 黄伟滨. 红树胎生现象及其对潮间带生境适应性研究进展 [J]. *生态学报*, 2004, 24(10): 2317 – 2323.
- [22] 叶勇, 卢昌义, 郑逢中, 等. 模拟海平面上升对红树植物秋茄的影响 [J]. *生态学报*, 2004, 24(10): 2238 – 2244.

Natural Regeneration of Indigenous Mangroves in *Sonneratia apetala* Buch.-Ham. Plantations

WANG Ren-en^{1 2}, CHEN Yu-jun², HUANG Bo¹, YANG Wen-jie¹, ZHANG Yu¹, LI Shi-chuan³,
LIANG Zhen-hui³, LI Long-fei³

(1. College of Ocean, Hainan University, Haikou 570228, China;

2. The Research Institute of Tropical Forestry, CAF, Guangzhou 510520, China;

3. Dongzhai Harbor National Nature Reserve, Haikou 571129, China)

Abstract: To investigate the mechanism of the natural regeneration of indigenous mangroves in *Sonneratia apetala* Buch.-Ham plantations and the effects of *S. apetala*. The method of survey plots was performed to analysis 14 years of *S. apetala* plantations in Dongzhai Harbor in November 2010. The results indicated that the community of *S. apetala* plantations is in the early stages of natural regeneration; there were correlation between provenance distance, elevation, forest spacing, the number of pneumatophores and natural regeneration of indigenous mangroves which were as followed: Shrubs: $Y_1 = 0.998X_1 + 0.324X_2 + 8.54X_3 - 0.122X_1X_3 - 75.953$; Seedlings: $Y_2 = 151.934 - 0.565X_1 - 1.682X_4$; the natural regeneration was accelerated by the *S. apetala* forest planted with circulation and strips.

Key words: *Sonneratia apetala* Buch.-Ham; indigenous mangroves; natural regeneration; species diversity plantations