

文章编号: 1001-1498(2009)04-0603-05

## 利用无瓣海桑控制入侵种互花米草的初步研究

管伟<sup>1</sup>, 廖宝文<sup>1</sup>, 邱凤英<sup>2</sup>, 谷兴华<sup>2</sup>, 韩静<sup>2</sup>, 田广红<sup>3</sup>, 杨雄邦<sup>3</sup>

(1. 中国林业科学研究院热带林业研究所, 广东 广州 510520; 2. 中南林业科技大学, 湖南 长沙 410004;

3. 珠海淇澳-担杆岛省级自然保护区管理处, 广东 珠海 519000)

关键词: 无瓣海桑; 互花米草; 淇澳岛; 生物入侵; 生态控制

中图分类号: S763.3

文献标识码: A

### A Preliminary Study on Controlling the Invasive Species *Spartina alterniflora* Using *Sonneratia apetala*

GUAN Wei<sup>1</sup>, LAO Bao-wen<sup>1</sup>, QIU Feng-ying<sup>2</sup>, GU Xing-hua<sup>2</sup>, HAN Jing<sup>2</sup>, TAN Guang-hong<sup>3</sup>, YANG Xiong-bang<sup>3</sup>

(1. Research Institute of Tropical Forestry, CAF, Guangzhou 510520, Guangdong, China;

2. Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, Hunan, China;

3. Qi 'ao-Dan 'gan Provincial Nature Reserve, Zhuhai 519000, Guangdong, China)

**Abstract:** The controlling effects on *Spartina alterniflora* through planting various densities of *Sonneratia apetala* were studied conducted. The results showed that with the increasing forest density of *S. apetala*, *S. alterniflora* were more effectively controlled, especially in the planting density of 2 200 ind · hm<sup>-2</sup>. In the 2 200 ind · hm<sup>-2</sup> forest, the light intensity was 50% of that on the non-forest meadow; the *S. alterniflora* coverage degree and density were less than 5%; the *S. alterniflora* height declined to 64%; and the above-ground biomass of *S. alterniflora* decreased to 9.1%, while the below-ground biomass to 27.2%. The net photosynthetic rate, stomatal conductance and transpiration rate of *S. alterniflora* leaves in the 2200 ind · hm<sup>-2</sup> forest were only 26.8%, 33.1% and 52.6% of those in the non-forest meadow, respectively. *S. alterniflora* almost subsided from the dense *S. apetala* forest.

**Key words:** *Sonneratia apetala*; *Spartina alterniflora*; Qi 'ao island; biological invasion; ecological control

禾本科草本植物互花米草 (*Spartina alterniflora* Loisel), 原产北美洲中纬度海岸潮间带) 由于对潮间带生境的适应性特征而具有较宽的生态幅, 现已严重入侵了世界许多河口和海湾, 包括我国整个大陆沿海的潮间带<sup>[1-3]</sup>, 尤其对我国南方沿海红树林的更新繁殖、潮间带物种多样性、河道畅通以及滩涂养殖业等带来严重的负面影响<sup>[4-5]</sup>, 单在经济上, 每年给广东、福建沿海养殖业带来的损失可达数亿至数十亿元人民币<sup>[6]</sup>。互花米草已被公认为危害最严

重的全球性入侵杂草之一<sup>[2]</sup>。如何有效控制互花米草入侵成为近年研究的热点, 也是难题<sup>[7]</sup>, 世界各国学者针对其强入侵性和严重的生态与进化后果, 已开展了物理、化学、生物和综合管理等各种方法来控制该植物, 并有了初步的防治成果<sup>[8-11]</sup>; 但单一的防治方法却存在一定的局限性 (成本、时效、应用条件等) 或者负面影响 (污染、不可控因素等)<sup>[12]</sup>, 因此, 目前尚无有效和环境友好的生态控制方法。

生物替代是根据植物群落演替的自身规律, 利

收稿日期: 2008-12-16

基金项目: 国家“十一五”林业科技支撑计划专题 (2006BAD03A1402), 广东省科技厅项目 (2007B080701016; 2004B50201002), 中国林科院热林所中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金 (2008-03), 广东省林业科技创新专项资金项目 (2008KJCX2-03)

作者简介: 管伟 (1978—), 男, 博士, 助研, E-mail: guanwei1997@126.com

用有经济或生态价值的本地植物取代外来入侵物种的生态方法<sup>[12]</sup>,如国外已有利用 *S. pectinata* Link (米草属的一种)成功替代入侵植物 *Phalaris amundinacea* Linn 的研究,南京大学正试用芦苇 (*Phragmites communis* Trin.) 替代互花米草<sup>[4]</sup>,但在特定地区找出快速、有效、安全的替代种以及防除方法仍是个难题。对已成功入侵的物种,依靠一种方法往往不能彻底根除,而需要进行综合管理,这就需要考虑各种方法的有效性、潮汐、各环境因子和其它减缓因素的作用以及植物生物学和生态学特征。

在我国红树林分布区域的华南沿海滩涂,利用速生红树植物无瓣海桑 (*Sonneratia apetala* Buch - Ham)对互花米草进行控制是近些年所取得的新成果。1985年,从孟加拉国将无瓣海桑引入我国海南东寨港红树林自然保护区,后北移至广东广大沿海滩涂,长势良好,现在不仅在生产实践中获得认可,且越来越多的沿海地区均在扩种,以期在海岸防护林中发挥更大的作用;但鉴于它也是外来种,有必要探讨其生物入侵的可能性。研究表明,尽管无瓣海桑每年有大量漂移种子,且具有一定的扩散能力,但种子萌发受潮汐动力、光照(阳光充足)、盐度(<15‰)、温度(极端低温 >5℃)和深厚、松软滩涂基质以及滩涂动物咬食等诸多条件的限制,绝大多数难以在潮间滩涂定居,更新幼苗很少,难以自我更新成林,但在成林的无瓣海桑林下却为乡土红树植物定居生长创造了一定条件,因此,对其生物生态学特性及生态影响进行跟踪研究均未表明其会造成生态入侵<sup>[13-15]</sup>。由此,利用无瓣海桑的速生性以及生态位特点,对互花米草进行生态控制成为可能。陈玉军等<sup>[16]</sup>、唐国玲等<sup>[17]</sup>曾分别对珠海淇澳岛内互花米草与无瓣海桑的种间竞争作过研究,发现种植的无瓣海桑林不仅生长良好,且林内互花米草也受到控制,有所衰退。从已有控制互花米草的研究和实践,可以预见对环境友好的生态控制技术及其相关理论必将是控制我国华南沿海滩涂米草蔓延的有效途径和发展的必然趋势。本研究利用速生先锋红树植物无瓣海桑控制互花米草入侵,阐明抑制互花米草蔓延的技术与理论,阻止互花米草对华南沿海红树林湿地生态系统的威胁,对有效保护、恢复红树林资源具有十分重要的科学意义;同时,对我国整个沿海滩涂互花米草入侵蔓延的有效控制提供理论依据。

## 1 研究区概况

研究地点位于珠海市淇澳岛西北部,属南亚热带

季风气候,光照充足,年光照时间为 1 700 ~ 2 000 h;年降水量 1 700 ~ 2 200 mm,4—9月降水量约占全年降水量的 85.6%;年均气温 22.4℃,最冷月 1 月的平均气温 15.3℃,历年极端最低气温 2.5℃,最热月 7 月的平均气温 28.3℃,历年极端最高气温 38.5℃;年均相对湿度 79%;潮汐属不正规半日潮,平均高潮位 0.17 m,平均低潮位 - 0.14 m,水质比较清洁;海水盐度年平均均值 18.2 g · kg<sup>-1</sup>,土壤属于滨海盐渍草甸沼泽土,其表土(0 ~ 13 cm)全盐量为 20.82 g · kg<sup>-1</sup><sup>[18]</sup>。目前,包括引种栽培在内,淇澳岛真红树植物有 8 科 10 属 13 种,半红树有 6 科 8 属 8 种。

历史上该岛四周滩涂上曾生长茂密的红树林,但由于过度的人类活动,面积不断减少,仅大围湾幸存 32.2 hm<sup>2</sup>的天然红树林。林缘外围的大片滩涂(约 60%)被密集的互花米草占据,使以秋茄 (*Kandelia candel*(L.) Druce)和桐花 (*Aegiceras comiculatum* (L.) Blanca)等为主体的原生红树的繁殖体难以在其中定居生长,天然红树林面临严重威胁,因此,近年来保护区采取了一系列保护天然红树林的措施,并在外缘扩种造林,其中,速生树种海桑和无瓣海桑对互花米草的控制效果明显。

## 2 试验方法

试验样地设在珠海淇澳岛大澳由互花米草侵占滩涂上营造的不同密度的无瓣海桑纯林林内,林下植被单一,只有互花米草。该无瓣海桑纯林为 2001 年营造。按密度 500、1 000、2 200、3 600 株 · hm<sup>-2</sup> 分别设置 4 块 10 m × 10 m 无瓣海桑林样地(、和),同时,选取未营造林分的互花米草滩涂设置 1 个 10 m × 10 m 的对照样地(CK)。于 2008 年 9 月对各样地进行群落调查,并在每个样地内随机选取 3 个 1 m × 1 m 的互花米草样方,进行调查。

样地调查指标分别为:样木数量、高度(m)、胸径(cm)、冠幅(m)、枝下高(m),样地相对光照强度(%),林分郁闭度;林下互花米草盖度(%),密度(株 · m<sup>-2</sup>)、高(cm)、地上及地下生物量(g · m<sup>-2</sup>)等,其中地上生物量为 1 m<sup>2</sup>样方内的总生物量,地下部分则在每个互花米草样方内,分别取 25 cm × 25 cm × 50 cm(长 × 宽 × 高)的土柱,洗净泥土,获得根生物量。

光照强度采用照度计(ZDS-10型,上海)测定,仪器放置高度为离地面 1.0 m,以未造林的互花米

草滩涂测定的光照强度为 100%, 林内各样地的相对光照强度按以下公式计算:

样地相对光照强度 = 林内光照强度 / 林外滩涂光照强度  $\times 100\%$

互花米草净光合速率 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )、气孔导度 ( $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )、蒸腾速率 ( $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) 等指标采用美国 LI-6400 便携式光合测定系统测定, 测定时间为 2008 年 9 月 10 日 10:00 - 11:00。每样方取 5 株样草, 每株草取 3 片叶。

### 3 结果与分析

#### 3.1 不同密度的无瓣海桑林分生长状况比较

从表 1 可看出: 随着无瓣海桑林分密度的增加, 林内相对光照强度逐渐降低, 由 500 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  的 72.9% 降到 3 600 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  的 48.1%, 降幅达 24.8%, 说明栽植密度会对林内光照产生显著影响, 将直接导致光照敏感型的林下植被产生响应。无瓣海桑植株树高、胸径、枝下高、冠幅均随林分密度的上升而有所差异: 当栽植密度低于 2 200 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  时, 各指标均随密度的增加而降低, 说明在一定程度上密度越大, 林木之间的竞争越强, 表现在生长指标上就越低; 当栽植密度达到 3 600 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  时, 各指标的数值同密度 2 200 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  时相差不大, 但略

有上升, 其中, 树高达最大值, 说明相对密植对高生长具有促进作用。

表 1 各样地无瓣海桑林分生长状况

样地	密度 / (株 $\cdot \text{hm}^{-2}$ )	相对光照 强度 / %	树高 / m	胸径 / cm	枝下高 / m	冠幅 / m
CK	0	100.0	0	0	0	0
	500	72.9	6.3	11.2	1.55	3.60
	1 000	59.2	5.3	8.9	1.32	3.20
	2 200	52.7	5.2	8.1	1.26	2.50
	3 600	48.1	6.5	8.7	1.27	2.66

#### 3.2 不同林分密度对林下互花米草盖度和密度的影响

从表 2 可看出: 随着林分密度的增加, 林下互花米草的盖度和密度均表现为先增后降, 即当林分密度增加到一定数值 (本试验为 2 200 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$ , 林内光照为裸滩的 50% 左右) 时, 互花米草的盖度和密度会有一个突然的变化过程, 而在该密度的一侧 (样地和 之间或样地和 之间), 互花米草盖度和密度的变化量并不大, 但都远远低于无林分遮荫的样地 (CK), 这在一定程度上说明互花米草对光照的响应存在一个临界值。由于本研究样地数量的限制, 该临界值的确定还需要深入的研究。随着林分密度的继续增加, 林下互花米草基本绝迹。

表 2 各样地互花米草生长状况

样地	林分密度 / (株 $\cdot \text{hm}^{-2}$ )	盖度 / %	草密度 / (株 $\cdot \text{m}^{-2}$ )	平均高 / cm	地上生物量 / ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )	根生物量 / ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )
CK	0	95.0	298.7	47.4	246.4	10 675
	500	55.0	162.7	43.0	124.5	3 750
	1 000	60.0	192.0	41.9	90.7	4 450
	2 200	3.0	11.7	30.4	22.3	2 900
	3 600	<1.0	<0.1	29.3	<0.1	2 200

#### 3.3 不同林分密度对林下互花米草高生长的影响

各样地林下互花米草平均高随林分密度的增加而降低 (表 2), 其中, 当密度小于 1 000 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  时, 互花米草高度下降的幅度较小; 当林分密度为 2 200 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  时, 互花米草的高度降为 30.4 cm, 与对照相比降幅达 36%, 说明无瓣海桑林分密度为 2 200 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  会显著控制互花米草。

#### 3.4 不同林分密度对林下互花米草生物量的影响

由表 2 可看出: 各林内样地中, 互花米草的地上生物量和地下生物量, 均大大低于裸滩, 仅是对照的 50% 以下。当无瓣海桑林密度为 2 200 株  $\cdot \text{hm}^{-2}$  时, 互花米草的地上生物量仅为 22.3  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 地下生物量也降到 2 900  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 此时互花米草盖度已

降到 3.0%, 即几乎完全消退。

同时可以看到, 不论有无林分覆盖, 也不论林分密度如何, 互花米草的地下生物量都远远大于地上生物量, 为其 30 倍以上; 随着林分密度的增大, 其倍数也增加, 直至互花米草地上部消失, 地下仍有 2 200  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$  的生物量; 说明营造无瓣海桑 6 年后, 地下仍有互花米草的根系, 如果去除上部遮荫, 很可能互花米草会复萌。由此可知, 彻底消灭互花米草还需要更长一段时间。

#### 3.5 不同林分密度对林下互花米草光合速率、气孔导度和蒸腾速率的影响

由表 3 看出: 裸滩 (CK) 上互花米草的净光合速率在各样地中最高, 随着无瓣海桑林分密度的增加,

互花米草的净光合速率显著下降,均不到 CK 的 50%,且各林地之间的差异也非常大,当林分密度为  $2\ 200\ \text{株} \cdot \text{hm}^{-2}$  时,互花米草的净光合速率已不到裸滩的 30%;气孔导度也存在同样的规律,随着林分密度的增加,互花米草的气孔导度从裸滩 (CK) 的  $57.6\ \text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  下降到  $9.7\ \text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

(样地),降幅达 83.2%;同样,蒸腾速率也有大幅度的下降,林分密度为  $2\ 200\ \text{株} \cdot \text{hm}^{-2}$  时,已下降到裸滩的 52.6%。

可见,随着林分密度的增加,在低光强照射下,互花米草的光合作用指标均显著下降。

表 3 各样地互花米草净光合速率、气孔导度和蒸腾速率

样地	净光合速率 / ( $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )		气孔导度 / ( $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )		蒸腾速率 / ( $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )	
	值	与 CK 的比率 / %	值	与 CK 的比率 / %	值	与 CK 的比率 / %
	8.494 ± 0.025	47.8	35.1 ± 0.3	60.9	1.330 ± 0.010	93.1
	5.750 ± 0.025	32.4	27.8 ± 0.4	48.3	1.045 ± 0.010	73.2
	4.756 ± 0.045	26.8	19.0 ± 0.4	33.0	0.751 ± 0.016	52.6
	2.622 ± 0.035	14.8	9.7 ± 0.3	16.8	0.408 ± 0.015	28.6
CK	17.760 ± 0.050	100	57.6 ± 1.1	100	1.428 ± 0.025	100

## 4 讨论

在一定的生长条件下,外来入侵植物对乡土植物的生长、繁殖和资源分配产生强烈的影响,甚至能取代乡土植物<sup>[19-20]</sup>,从而导致乡土植物群落结构改变和多样性降低<sup>[21-22]</sup>。一些研究表明,外来植物对乡土植物的遮荫,减少了乡土植物对光资源的利用,从而导致乡土植物在竞争中失败<sup>[23]</sup>。比较外来植物与乡土植物的生长特征和种间相对竞争能力,有助于阐明外来植物成功入侵的机制,也有利于发现控制外来物种的有效途径。

复旦大学与华东师范大学主要从草类之间,即对互花米草与海三棱藨草 (*Scirpus mariqueter* Tang et Zhang)、互花米草与芦苇种间竞争作了较多的研究<sup>[3,5]</sup>,认为对生态位空间的占领以及植被遮荫可能与互花米草竞争取代海三棱藨草的机理有一定关系;另外,通过模拟海三棱藨草在长江口的最适生长土壤盐度条件发现,互花米草的种间竞争能力显著大于土著种海三棱藨草,同时互花米草的种间竞争强于其种内竞争,而海三棱藨草的种内竞争强于其种间竞争。

对于乔木树种与互花米草种间的竞争,尤其是竞争机制的研究报道还较少,其中唐国玲等<sup>[17]</sup>报道了用红树植物无瓣海桑对互花米草的生态控制效果:随着无瓣海桑种植年限的增加,互花米草生长状况明显受到抑制,表现为株高变矮,盖度明显减少,多度降低,频度较小。

本研究地区互花米草之所以造成入侵,同样是在对光资源的争夺中,乡土红树植物由于生长缓慢,

缺乏竞争力。因此,利用更加速生的乔木红树植物——无瓣海桑同互花米草争夺光资源成为切实可行的方法,但如何利用最小而又有效的栽植密度控制互花米草,而后又有利于乡土树种的恢复则是该方法的技术关键。本研究对无瓣海桑不同栽植密度的控制效果进行了分析,其结果是:随林分密度的增加,互花米草的盖度、密度、高度以及地上部分和地下部分的生物量、光合指标等均呈下降趋势,其中,当无瓣海桑林分密度为  $2\ 200\ \text{株} \cdot \text{hm}^{-2}$  时,林内的光照强度为裸滩的 50% 左右,互花米草各指标均显著下降,盖度突降到 3%,密度则为  $11.7\ \text{株} \cdot \text{m}^{-2}$ ,高度与林外相比下降 36%,地上生物量仅为  $22.3\ \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,地下生物量也降到  $2\ 900\ \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,净光合速率已不到裸滩的 30%,气孔导度则为裸滩的 33.0%,蒸腾速率为裸滩的 52.6%。可以说,此时互花米草已完全消退,但从根生物量来看却未完全根除。由此得到两个有意义的推论:一是互花米草对光资源的需求存在临界值,本研究得到的初步结果是裸滩照度的 50%,即无瓣海桑的栽植密度达  $2\ 200\ \text{株} \cdot \text{hm}^{-2}$  (因本试验所设样地数量和无瓣海桑栽植密度的选择限制,只能给出初步结果,还需要设计更多的试验加以证实);二是即使地表以上互花米草被有效控制,但如果去除上部遮荫,很可能互花米草会复萌,由此可知彻底消灭互花米草还需要更长的时间。

另外,对于无瓣海桑控制互花米草更进一步的机理,二者相互作用所产生的生境变化,尤其是无瓣海桑对互花米草生境的影响,无瓣海桑对互花米草的化感作用等均需要深入研究探讨。

## 参考文献:

- [1] Daehler C C, Strong D R. Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA [J]. *Biological Conservation*, 1996, 78: 51 - 58
- [2] Ayres D R, Strong D R. The *Spartina* invasion of San Francisco Bay [J]. *Aquatic Nuisance Species Digest*, 2002, 4(4): 37 - 39
- [3] 赵广崎, 张利权, 梁霞. 芦苇与入侵植物互花米草的光合特性比较 [J]. *生态学报*, 2005, 25(7): 1604 - 1611
- [4] 郭云文, 陈莉丽, 卢百灵, 等. 我国对互花米草的研究进展 [J]. *草业与畜牧*, 2007, 142(9): 1 - 6
- [5] 陈中义, 李 博, 陈家宽. 互花米草与海三棱藨草的生长特征和相对竞争能力 [J]. *生物多样性*, 2005, 13(2): 130 - 136
- [6] 杜文琴, 马丽娜, 刘 建, 等. 红树林区内互花米草防除技术研究 [J]. *中国生态农业学报*, 2006, 14(3): 154 - 156
- [7] 王 卿, 安树青, 马志军, 等. 入侵互花米草—生物学、生态学与管理 [J]. *植物分类学报*, 2006, 44(5): 559 - 588
- [8] Major W W, Grue C E, Grassley J M, *et al* Mechanical and chemical control of smooth cordgrass in Willapa Bay, Washington [J]. *Journal of Aquatic Plant Management*, 2003, 41: 6 - 12
- [9] Silliman B R, Zieman J C. Top - down control of *Spartina alterniflora* production by periwinkle grazing in a Virginia salt marsh [J]. *Ecology*, 2001, 82(10): 2830 - 2845
- [10] Grevstad F S, Strong D R, Garcia-Rossi D, *et al* Biological control of *Spartina alterniflora* in Willapa Bay, Washington using the planthopper *Prokelisia marginata*: agent specificity and early results [J]. *Biological Control*, 2003, 27: 32 - 42
- [11] Grevstad F S. Simulating control strategies for a spatially structured weed invasion: *Spartina alterniflora* (Loisel) in Pacific Coast estuaries [J]. *Biological Invasions*, 2005, 7: 665 - 677
- [12] 王 蔚, 张 凯, 汝少国. 米草生物入侵现状及其防治技术研究进展 [J]. *海洋科学*, 2003, 27(7): 38 - 42
- [13] 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
- [14] 廖宝文, 田广红, 杨雄邦, 等. 珠海淇澳岛无瓣海桑种苗天然更新与扩散分析 [J]. *生态科学*, 2006, 25(6): 485 - 488
- [15] 潘 辉, 薛志勇, 陈国荣. 无瓣海桑造林是否造成九龙江口生物入侵的探讨 [J]. *湿地科学管理*, 2006, 2(2): 51 - 55
- [16] 陈玉军, 郑松发, 廖宝文, 等. 珠海市淇澳岛红树林引种扩种问题的探讨 [J]. *广东林业科技*, 2002, 18(2): 33 - 36
- [17] 唐国玲, 沈禄恒, 廖宝文, 等. 无瓣海桑对互花米草的生态控制效果 [J]. *华南农业大学学报: 自然科学版*, 2007, 28(1): 10 - 13
- [18] 王树功, 黎 夏, 周勇章, 等. 珠江口淇澳岛红树林湿地变化及调控对策研究 [J]. *湿地科学*, 2005, 3(1): 13 - 20
- [19] Levine J M, Vila M D, Antonio C M, *et al* Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions [J]. *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences*, 2003, 270: 775 - 781
- [20] Daehler C C. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 2003, 34: 183 - 211
- [21] Bakker J, Wilson S. Competitive abilities of introduced and native grasses [J]. *Plant Ecology*, 2001, 157: 117 - 125
- [22] Gorchovd L, Triseld E. Competitive effects of the invasive shrub, *Lonicera maackii* (Rupr.) Herder (Caprifoliaceae), on the growth and survival of native tree seedlings [J]. *Plant Ecology*, 2003, 166: 13 - 24
- [23] Woods K D. Effects of invasions by *Lonicera tatarica* L. on herbs and tree seedlings in four New England forests [J]. *American Midland Naturalist*, 1993, 130: 62 - 74