

濒危植物驼峰藤的扦插繁殖及野外回归*

熊武建^{1,3}, 孙红梅², 刘盼盼², 冯璐¹, 关开朗¹, 廖文波¹, 由文辉³

(1. 有害生物控制与资源利用国家重点实验室/广东省热带亚热带植物资源重点实验室/
中山大学生命科学学院, 广东 广州 510275;
2. 中山市国有森林资源保护中心, 广东 中山 528400;
3. 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室/
华东师范大学生态与环境科学学院, 上海 200241)

摘要: 驼峰藤 *Vincetoxicum hainanense* 是国家Ⅱ级珍稀濒危保护植物, 具有重要的生态学价值。以生物统计的正交试验设计为理论依据, 列出影响驼峰藤扦插生根成苗率的插穗水平、扦插基质、生长激素 3 个主要因子, 每个因子设 3 个不同的水平, 根据 $L_9(3^3)$ 正交试验因素、水平组合进行了 9 个 3 因素 3 水平的正交试验。结果表明: 通过 $L_9(3^3)$ 正交试验, 获得了濒危植物驼峰藤的枝条扦插繁殖最佳方案。以三级枝条作为插穗, 竹园土和腐殖质为扦插基质, 0.5 g/L 生长素萘乙酸 (NAA) 处理切口, 扦插期间给予插穗充足的水分管理, 扦插 7 ~ 10 d 插穗切口即可产生不定根, 12 ~ 15 d 萌发不定芽形成新植株, 一个月后扦插成苗率可达 87%。将获得的扦插繁殖再生植株定植于中山市田心森林公园的驼峰藤原生森林生态生境地, 次生开发阴香林生态生境地和次生开发蒲桃林生态生境地进行野外回归对比试验。原生森林生态居群的回归植株平均存成活率为 96.7%, 6 个月后株高达 252.0 cm, 基径达 0.78 cm, 主茎分枝数达 3.7。回归植株种植 9 个月后即可开花结实, 开花率 45.5%, 结实率 32.7%, 回归植株能在原生地良好的生长, 是驼峰藤野外回归的可行方法。

关键词: 濒危植物; 驼峰藤; 扦插繁殖; 回归; 成活率

中图分类号: Q945.52 文献标志码: A 文章编号: 0529-6579(2020)02-0145-07

Cutting propagation and reintroduction of endangered plant *Vincetoxicum hainanense*

XIONG Wujian^{1,3}, SUN Hongmei², LIU Panpan², FENG Lu¹, GUAN Kailang¹,
LIAO Wenbo¹, YOU Wenhui³

(1. State Key Laboratory of Biocontrol / Guangdong Provincial Key Laboratory of Plant Resources /
School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China;
2. Zhongshan State-Owned Forest Resources Protected Center, Zhongshan 528400, China;
3. Shanghai Key Lab for Urban Ecological Processes and Eco-Restoration / School of Ecological and
Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China)

Abstract: *Vincetoxicum hainanense* is a national level II rare and endangered plant in China. It has important ecological value. In this study, we selected three main factors, cutting slips, cutting medium and growth hormone that affect the seedling rate of *V. hainanense*, each factor included 3 levels, the optimum cutting propagation conditions were obtained by orthogonal test consisting of 3 factors and 3 levels.

* 收稿日期: 2019-04-30

基金项目: 中山市财政资金项目 (ZSCG2016-06-044-C0809); 广州市科技计划项目 (201903010076)

作者简介: 熊武建 (1989 年生), 男; 研究方向: 城市生态学; E-mail: xiongwj5@mail.sysu.edu.cn

通信作者: 廖文波 (1963 年生), 男; 研究方向: 植物分类学、保护生物学; E-mail: lsslwb@mail.sysu.edu.cn

由文辉 (1964 年生), 男; 研究方向: 城市生态学、水域生态学; E-mail: youwh@yjsy.ecnu.edu.cn

Results showed that: The seedling rate was highest by taking level 3 branches as cutting slips and bamboo grove soil with humus as cutting medium and 0.5 g/L NAA as growth hormone. With regular watering, adventitious roots emerged 7 ~ 10 d later and cuttings became seedling 12 ~ 15 d later, the seedling rate reached 87.0% after 1 month. We transplanted these seedlings in three natural distribution areas to do a reintroduction test. These areas are primeval forest of *V. hainanense*, secondary forest of *Cinnamomum burmanni* and secondary forest of *Syzygium jambos*. The results showed that reintroduction plants grew very well in primeval forest of *V. hainanense*, the average survival rate was 96.7%. After 6 month, the height of plant reached 252.0 cm, base diameter of plant reached 0.78 cm and branch number of the main stem was 3.7, after 9 month, reintroduction plants would blossom and set fruit, the flowering rate and fruit setting rate was 45.5% and 32.7%, it is a feasible method of reintroduction. 45.5% and the seed setting rate 32.7%. Together, it can be concluded that it is a feasible method of ecological restoration.

Key words: endangered plants, *Vincetoxicum hainanense*, cutting propagation, reintroduction, survival rate

在传统的植物分类系统中, 驼峰藤 *Vincetoxicum hainanense* (synonym *Merrillanthus hainanensis*) 隶属于萝藦科 Asclepiadaceae、驼峰藤属 *Merrillanthus*^[1-2], 但按基于分子系统发育建立的 APG IV 被子植物分类系统及最新的分类学研究, 驼峰藤则被归并到夹竹桃科 Apocynaceae^[3]、白前属 *Vincetoxicum*^[4]。驼峰藤是国家 II 级保护植物和第 1 批国家重点保护野生植物^[5], 具有重要的生态学价值。随着世界人口的迅速膨胀和经济活动的不断加剧, 大面积森林被砍伐, 生态系统正在受到严重的破坏, 适宜驼峰藤生存的生境不断萎缩和消失。植物资源调查表明驼峰藤分布区域狭窄, 仅在海南保亭、万宁、白沙及广东高要等地有过标本采集记录^[6-8]。2007 年中山市野生植物调查首次发现在中山田心伯公坳有驼峰藤野生分布^[9]。2015 年 6 月, 在中山市田心森林公园再次发现驼峰藤的踪迹, 林业部门立即对驼峰藤进行科学保护并开展科研试验。

目前关于驼峰藤的研究甚少, 仅有侯俊等^[10]对驼峰藤的组织培养及植株再生进行了相关研究, 廖浩斌等^[11]对驼峰藤的物候与繁育特征进行了研究, 熊武建等^[12]对驼峰藤进行了叶绿体基因组测序研究, 而关于其扦插繁殖和野外回归等方面尚未有研究报告, 因此探索驼峰藤扦插繁殖和野外回归的有效途径, 为驼峰藤种植资源的有效保育和种群恢复提供理论依据, 具有重要的科学价值和实践价值。回归 (reintroduction) 是基于迁地保护的基础, 通过人工繁殖把植物引种到原来分布的自然或半自然的生境中, 以建立具有足够的遗传资源来适应进化改变、可自然维持和更新新种群^[13]。作为物种保护及种群恢复的重要策略之一, 回归在越来

越多的珍稀濒危植物保护实践中得到了应用^[14-15]。

1 材料与方法

1.1 研究地点和材料

研究区位于中山市田心森林公园 (22°24'39" N, 113°28'21"E)。该地区属南亚热带海洋季风气候, 年日照为 1 694.4 h, 光照充足, 四季分布比较均匀, 年平均气温 20.3 °C。年平均降雨量 1 858.2 mm, 雨量充足, 水热丰富, 地势大致呈东北高西南低, 平地较少、山地较多, 最高峰海拔为 383.7 m。土壤以沙壤土和红壤土为主。植被群落组成以驼峰藤为特征种, 主要伴生种有艳山姜 *Alpinia zerumbet*、地桃花 *Urena lobata*、土沉香 *Aquilaria sinensis*、粉单竹 *Bambusa chungii*、粗叶榕 *Ficus hirta*、海芋 *Alocasia macrorrhiza*、猴耳环 *Pithecellobium clypearia*、假苹婆 *Sterculia lanceolata* 等。

选取生长茁壮的驼峰藤植株, 剪取无病虫害的枝条带回中山大学引种栽培温室内进行扦插繁殖。如图 1 所示, 将枝条分为四个等级, 分别剪下一、二、三级枝条 (其中一级枝条枝茎约 0.3 cm、二级枝条枝茎约 0.5 cm、三级枝条枝茎约 0.7 cm), 将每级枝条剪成长约 12 cm 的小段, 每段保留 2 个节。截取插穗时, 上端距节 1 cm 处平切并保留一片叶子, 下端距节约 1 cm 处斜切, 于 2018 年 4 月 10 日进行插穗扦插实验。

1.2 扦插繁殖正交试验

根据驼峰藤的适生环境及栽培技术要点, 从影响驼峰藤扦插生根成活的插穗水平、扦插基质和生长激素等因素中, 以生物统计的正交试验设计为理论依据, 列出影响扦插生根成苗率的主要因子, 进行 3 因素 3 水平正交试验 (表 1), 共 9 个处理,

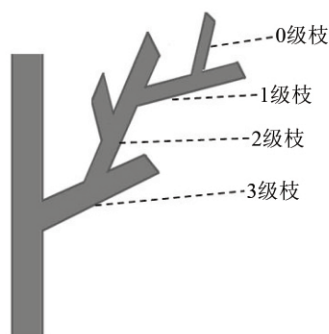


图 1 枝条分级定义模式图

Fig. 1 Scheme of branch classification

每个处理 30 个插穗, 3 次重复。本试验以萘乙酸 (NAA) 作为生长素, 共设 2 个不同浓度, 以不加任何激素作对照, 将驼峰藤插穗剪好后浸入 0.25 g/L 的多菌灵溶液中进行消毒, 浸泡时间 15 min, 后取出晾干, 再将插穗基部浸入 NAA 激素液 2 ~ 3 cm, 浸泡 10 min 后取出晾干, 然后进行扦插, 从扦插开始 7 ~ 10 d 后开始观测最早生根和不定芽萌发时间, 一个月后统计成苗率。待插穗生根成苗后进行复壮栽培, 直至植株生长健壮并具有 8 ~ 10 片成熟叶片。

1.3 野外回归对比实验

2018 年 6 月 3 日起苗保湿处理包装, 于 2018 年 6 月 4 日定植于自然分布地进行野外回归对比实验。结合野外调查结果和驼峰藤的生长习性, 野外回归选择中山市田心森林公园内 3 个具有代表性的生态群落, 即原生森林生态群落: 植被群落以艳山姜 *Alpinia zerumbet*、鸭跖草 *Commelina communis*、地桃花 *Urena lobata*、土沉香 *Aquilaria sinensis*、粉单竹 *Bambusa chungii*、粗叶榕 *Ficus hirta*、海芋

Alocasia macrorrhiza、猴耳环 *Pithecellobium clypearia*、假苹婆 *Sterculia lanceolata*、鲫鱼胆 *Maesa perlaris* 和娃儿藤 *Tylophora ovata* 等植物群落组成; 次生开发阴香林群落: 植被群落由阴香 *Cinnamomum burmanni*、樟树 *Cinnamomum bodinieri*、木油桐 *Vernicia montana*、小叶榕 *Ficus concinna*、锡叶藤 *Tetracera asiatica*、华山姜 *Alpinia chinensis*、鬼针草 *Bidens pilosa*、九节 *Psychotria rubra*、五爪金龙 *Ipomoea cairica* 等植物群落组成; 次生开发蒲桃林群落: 植被群落由蒲桃 *Syzygium jambos*、牛耳枫 *Daphniphyllum calycinum*、华山姜 *Alpinia chinensis*、鹅掌柴 *Schefflera octophylla*、水东哥 *Saurauia tristylata*、鸛蛄菊 *Wedelia chinensis*、葛 *Pueraria lobata*、华南毛蕨 *Cyclosorus parasiticus*、麦冬 *Ophiopogon japonicus* 等植物群落组成。在进行回归引种对比试验时, 每个群落定植 100 株回归试验苗, 共 300 株。分别于 2018 年 7 月 4 日 (定植 1 个月), 2018 年 12 月 4 日 (定植 6 个月), 2019 年 3 月 4 日 (定植 9 个月) 对其成活及生长状况进行调查。回归引种结果调查计算:

$$\text{成活率} = \frac{\text{成活株数}}{\text{定植株数}} \times 100\%$$

$$\text{开花率} = \frac{\text{开花株数}}{\text{成活株数}} \times 100\%$$

$$\text{结实率} = \frac{\text{结实株数}}{\text{成活株数}} \times 100\%$$

生长状况记录株高, 基径, 主茎分枝数等。

1.4 数据处理

试验数据均采用 SPSS 20.0 进行单因素方差 (ANOVA) 分析, 并用 Duncan ($\alpha = 0.05$) 分析法对数据进行多重比较。统计分析和制图通过 EXCEL 实现。

表 1 正交试验因素水平表

Table 1 Factors and levels of orthogonal test

| 水平 Level | 因素 Factor | | |
|----------|--|---|---|
| | A | B | C |
| | 插穗 Cutting slip | 扦插基质 Cutting medium | 激素处理 Hormone treatment |
| 1 | A ₁ (一级枝) (Level 1 branch) | B ₁ (竹园土: 腐殖土 = 1: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 1) | C ₁ (萘乙酸 0.1 g/L) (NAA 0.1 g/L) |
| 2 | A ₂ (二级枝) (Level 2 branch) | B ₂ (竹园土: 腐殖土 = 2: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 2: 1) | C ₂ (萘乙酸 0.5 g/L) (NAA 0.5 g/L) |
| 3 | A ₃ (三级枝) (Level 3 branch) | B ₃ (竹园土: 腐殖土 = 1: 2) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 2) | C ₃ (不处理) (No treatment) |

2 结果与分析

2.1 扦插繁殖正交试验结果与分析

正交试验结果表明 (表 2, 图 2), A 因素中 K_3 值等于 217 最大, 即插穗因素中的最优水平是 3 水平 (枝茎 0.7 cm), B、C 因素中的最大 K 值依次为 $K_3 = 154$ 、 $K_2 = 187$, 即扦插基质、激素处理两个因素中的最优水平依次为 3 水平 (竹园土: 腐殖土 = 1: 2)、2 水平 (萘乙酸 0.5 g/L), 最佳因素水平搭配是 $A_3B_3C_2$ 。因此, 采用三级枝条作为插穗、以竹园土: 腐殖土 = 1: 2 作为扦插基质、0.5 g/L 萘乙酸处理切口是驼峰藤扦插生根成苗的最佳方案。

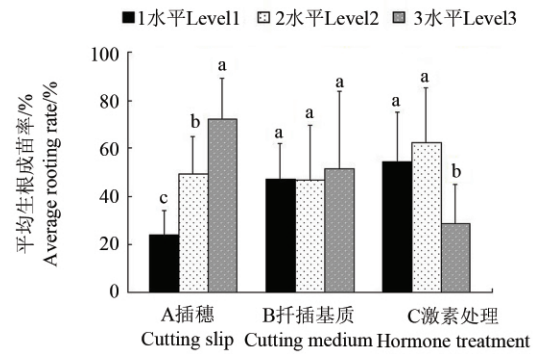


图 2 各因素水平平均生根成苗率

Fig. 2 Average rooting rate of each factor level

不同字母表示显著差异 ($P < 0.05$)

Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$)

表 2 $L_9 (3^3)$ 正交试验及其统计分析结果¹⁾
Table 2 $L_9 (3^3)$ Orthogonal test and statistical analysis results

| 试验号 Test number | 因素水平 Factor levels | | | 观测指标 成苗率 K / % Planting rate / % |
|--------------------|-----------------------------|--|----------------------------------|--|
| | A | B | C | |
| | 插穗 Cutting slip | 扦插基质 Cutting medium | 激素处理 Hormone treatment | |
| 1 | 1 (一级枝) (Level 1 branch) | 1 (竹园土: 腐殖土 = 1: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 1) | 1 (萘乙酸 0.1 g/L) (NAA 0.1 g/L) | 28 |
| 2 | 1 (一级枝) (Level 1 branch) | 2 (竹园土: 腐殖土 = 2: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 2: 1) | 2 (萘乙酸 0.5 g/L) (NAA 0.5 g/L) | 33 |
| 3 | 1 (一级枝) (Level 1 branch) | 3 (竹园土: 腐殖土 = 1: 2) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 2) | 3 (不处理) (No treatment) | 10 |
| 4 | 2 (二级枝) (Level 2 branch) | 1 (竹园土: 腐殖土 = 1: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 1) | 2 (萘乙酸 0.5 g/L) (NAA 0.5 g/L) | 56 |
| 5 | 2 (二级枝) (Level 2 branch) | 2 (竹园土: 腐殖土 = 2: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 2: 1) | 3 (不处理) (No treatment) | 28 |
| 6 | 2 (二级枝) (Level 2 branch) | 3 (竹园土: 腐殖土 = 1: 2) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 2) | 1 (萘乙酸 0.1 g/L) (NAA 0.1 g/L) | 68 |
| 7 | 3 (三级枝) (Level 3 branch) | 1 (竹园土: 腐殖土 = 1: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 1) | 3 (不处理) (No treatment) | 49 |
| 8 | 3 (三级枝) (Level 3 branch) | 2 (竹园土: 腐殖土 = 2: 1) (Bamboo grove soil: Humus = 2: 1) | 1 (萘乙酸 0.1 g/L) (NAA 0.1 g/L) | 86 |
| 9 | 3 (三级枝) (Level 3 branch) | 3 (竹园土: 腐殖土 = 1: 2) (Bamboo grove soil: Humus = 1: 2) | 2 (萘乙酸 0.5 g/L) (NAA 0.5 g/L) | 87 |
| K_1 | 72 | 142 | 163 | |
| K_2 | 148 | 140 | 187 | |
| K_3 | 217 | 154 | 87 | |
| K_1 平均值 | 24 | 47 | 54 | |
| K_2 平均值 | 49 | 47 | 62 | |
| K_3 平均值 | 72 | 51 | 29 | |
| R_K | 48 | 4 | 33 | |

1) 生根成苗率 (K) = (生根成苗株数/插穗个体数) $\times 100\%$; K_1 、 K_2 、 K_3 为各列中 1、2、3 水平的生根成苗率合计; R_K 表示全距 (K_1 平均值、 K_2 平均值、 K_3 平均值中最大值减最小值)

1) Planting percent (K) = (Total number of rooted cuttings / Total number of cuttings) $\times 100\%$; K_1 was total of rooting rate in each column of Level 1 and so forth K_2 , K_3 ; R_K = Range (Difference between the maximum and the minimum between K_1 , K_2 and K_3 average values)

2.2 野外回归对比试验结果与分析

回归引种的对比试验结果表明 (表 3), 原生森林生态居群回归引种植株定植 1 个月后的成活率是 100.0%, 定植 6 个月后的植株成活率 96.7%, 株高 252.0 cm, 基径 0.78 cm, 主茎分枝数 3.7, 定植 9 个月后的植株开花率 45.5%, 结实率 32.7%; 次生开发阴香林生态居群相应的成活率是 97.8%, 定植 6 个月后的植株成活率 87.8%, 株高 189.6 cm, 基径 0.63 cm, 主茎分枝数 1.9, 定植 9 个月后的植株开花率 5.0%, 结实率 1.7%; 次生开发蒲桃林生态居群相应的成活率是 100.0%, 定植 6 个月后的植株成活率 86.7%, 株

高 163.6 cm, 基径 0.59 cm, 主茎分枝数 1.9, 无开花结实植株。差异显著性分析的结果表明原生森林生态居群的回归引种成活率及生长发育明显优于次生开发阴香林和次生开发蒲桃林生态居群。也进一步明确植被稀疏、郁闭度小的原生森林生态环境有利于驼峰藤的生长和保存, 是驼峰藤的适生生境; 而植被茂密、郁闭度较大、光照略弱的次生开发阴香林生态群落及次生开发蒲桃林生态群落不利于驼峰藤的生长发育和自然繁衍。驼峰藤插穗扦插成苗及在原生森林生境下回归引种植株的生长过程如图 3 所示。

表 3 回归引种成活及生长状况调查表¹⁾

Table 3 Investigation of growth status and survival rate of reintroduction plants

| 处理 Treatment | 定植 1 个月 After 1 month of planting | 定植 6 个月 After 6 month of planting | | | 定植 9 个月 After 9 month of planting | | |
|----------------------|---|--------------------------------------|---------------------------|------------------------|--|-------------------------------|----------------------------------|
| | 成活率/% Survival rate/% | 成活率/% Survival rate/% | 株高/cm Height /cm | 基径/cm Diameter/cm | 主茎分枝数 Branch number of the main stem | 开花率/% Flowering rate /% | 结实率/% Seed setting rate /% |
| 居群 1 Population 1 | 97.8 ± 1.9 ^a | 87.8 ± 5.1 ^a | 189.6 ± 14.3 ^b | 0.6 ± 0.0 ^a | 1.9 ± 0.3 ^a | 5.0 ± 8.7 ^b | 1.7 ± 2.9 ^b |
| 居群 2 Population 2 | 100.0 ± 0.0 ^a | 86.7 ± 3.4 ^a | 163.6 ± 16.3 ^a | 0.6 ± 0.1 ^a | 1.9 ± 0.1 ^a | 0.0 ± 0.0 ^a | 0.0 ± 0.0 ^a |
| 居群 3 Population 3 | 100.0 ± 0.0 ^a | 96.7 ± 3.4 ^b | 252.0 ± 5.4 ^c | 0.8 ± 0.1 ^b | 3.7 ± 0.4 ^b | 45.6 ± 5.1 ^c | 32.8 ± 2.5 ^c |

1) 居群 1: 次生开发阴香林居群; 居群 2: 次生开发蒲桃林居群; 居群 3: 原生森林生态居群。不同字母表示显著差异 ($P < 0.05$)

1) Population 1: Ecological population of secondary forest of *Cinnamomum burmanni*; Population 2: Ecological population of secondary forest of *Syzygium jambos*; Population 3: Ecological population of primeval forest. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$)

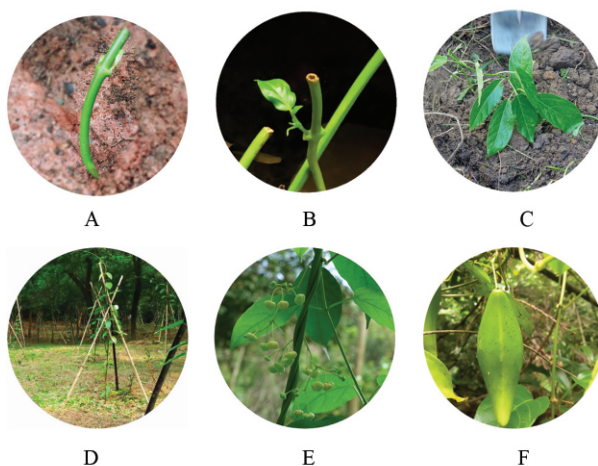


图 3 驼峰藤扦插成苗及原生境下回归引种的植株

Fig. 3 Cutting seedling of *Vincetoxicum hainanense* and reintroduction plants in primary habitat

A: 插穗扦插; B: 不定芽萌发; C: 幼苗移栽; D: 原生地回归种植幼株; E: 回归引种开花植株; F: 回归引种结实植株
A: Cutting slip; B: Adventitious buds; C: Seedling transplanting; D: Reintroduction plant in primary habitat; E: Reintroduction plant with flower; F: Reintroduction plant with fruit set

3 结论与讨论

驼峰藤扦插过程中剪取枝条的等级和激素浸泡浓度对扦插成活存在显著的影响,而扦插基质的配比对扦插成活也有影响,但未达显著水平。驼峰藤扦插繁殖的最佳方案为剪取三级枝条作为插穗,保留一叶片和两个节,以竹园土:腐殖土=1:2作为扦插基质,以0.5 g/L的萘乙酸(NAA)处理切口进行扦插繁殖。近年来,许多学者对影响濒危植物繁殖成活率的插穗规格、外源激素和扦插时间等因素进行了大量研究^[16-18],不同学者所得出的研究结果不尽相同。本研究将扦插繁殖获得的驼峰藤再生植株回归自然,定期对其进行监测,调查统计其成活率和生长势,结果表明,回归6个月后,部分植株因受到自然环境的淘汰,有叶发黄、枝枯死等现象,回归过程中其成活率随着时间的延长而降低,但成活的驼峰藤植株生长良好,基茎变大,每个植株主茎长出1~4个分枝。其中原生森林生态居群回归种植的植株明显优于次生开发阴香林和次生开发蒲桃林生态居群,9个月后即可开花结实,植株开花率达45.5%,结实率达32.7%,因此回归引种必须以植物群落及生态环境为基础。有研究表明,特定的植物群落组成及其形成的特殊生态环

境的变化会影响植物的生长率和开花^[19-22]。此方案的获得为驼峰藤的迁地保护和回归引种等就地保护击开了一个突破点,可有效地保护和保存驼峰藤的遗传种质资源。但是,回归植株的种群繁衍、管理监测及遗传性状稳定性等需要继续深入研究。

珍稀濒危植物因物种进化史、所处生态环境、物种本身种群结构及遗传特性等而不能适应人类的干扰和生态环境的迅速变化^[23-24]。开展珍稀濒危植物的野外回归,是一项困难的工作,需要考虑一系列科学和社会经济问题,成功的案例并不多^[25]。珍稀濒危植物保护的主要方式是就地保护、迁地保护和野外回归。开展珍稀濒危植物的繁育技术攻关和基础研究,再进行市场化生产和野外回归,具有重要的科学和实践价值,可实现对濒危植物的有效保护。基于本研究的试验结果和驼峰藤的濒危现状,提出以下保育建议:1) 为了提高自然回归成活率增强植株生长势,建议选择与原生地相似的适宜生境,在回归初期,加强监测管理,为植物的顺利生长提供充足的养分和空间;2) 植物是生物多样性的的重要组成部分,特别是珍稀濒危植物,在对其保护和回归时,需要综合考虑社会、经济、生态等问题,把植物回归与自然生态、人类社会等相联系,以产生良好的社会、生态和经济效益。

参考文献:

- [1] CHUN W Y, TSIANG Y. *Merrillanthus hainanensis* [J]. *Sunyatsenia*, 1941(6): 107-108.
- [2] 蒋英,李秉滔. 中国植物志(第63卷): 夹竹桃科萝藦科[M]. 北京: 科学出版社, 1977: 249-258.
TSIANG Y, LI P T. *Flora of China*(Vol. 63): Apocynaceae, Asclepiadaceae [M]. Beijing: Science Press, 1977: 249-258.
- [3] 王瑞江. 广东维管植物多样性编目[M]. 广州: 广东科技出版社, 2017: 272.
WANG R J. Inventory of species diversity of Guangdong vascular plants [M]. Guangzhou: Science and Technology Press, 2017: 272.
- [4] LIEDE S S, MEVE U. *Vincetoxicum* (Apocynaceae—Asclepiadoideae) expanded to include *Tylophora* and allies [J]. *Phytotaxa*, 2018, 369: 129-184.
- [5] 傅立国,曾晓辉. 中国植物红皮书: 稀有濒危植物(第1册) [M]. 北京: 科学出版社, 1992: 454-455.
FU L G, ZENG X H. Plant red data book of Chinese rare and endangered plants (Vol. 1) [M]. Beijing: Science Press, 1992: 454-455.
- [6] 邢福武,吴德邻,李泽贤,等. 海南岛特有植物的研究[J]. 热带亚热带植物学报, 1995, 3(1): 1-12.
XING F W, WU D L, LI Z X, et al. Endemic plants of Hainan Island [J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 1995, 3(1): 1-12.
- [7] 陈封怀,吴德邻. 广东植物志(第1卷) [M]. 广州: 广东科技出版社, 1987: 513.
CHEN F H, WU D L. *Flora of Guangdong*(Vol. 1) [M]. Guangzhou: Science and Technology Press, 1987: 513.
- [8] 张荣京,邢福武,萧丽萍,等. 海南鹦哥岭的种子植物区系[J]. 生物多样性, 2007, 15(4): 382-392.
ZHANG R J, XING F W, SIU L P, et al. Spermatophyte flora of Yinggeling Mountain, Hainan [J]. *Biodiversity Science*, 2007, 15(4): 382-392.
- [9] 蒋谦才,何秀云,修小娟,等. 中山市野生珍稀濒危植物和国家重点保护野生植物调查[J]. 广东林业科技, 2007(2): 28-31.
JIANG Q C, HE X Y, XIU X J, et al. Studies on rare and endangered species and state key protected species in Zhongshan, Guangdong Province [J]. *Guangdong Forest Science*, 2007(2): 28-31.
- [10] 侯俊,王彩云,张翔宇,等. 驼峰藤组织培养及快速

- 繁殖[J]. 湖北农业科学, 2017, 56(17): 3345 - 3348.
- HOU J, WANG C Y, ZHANG X Y, et al. Tissue culture and rapid propagation of *Merrillanthus hainanensis* [J]. Hubei Agricultural Science, 2017, 56(17): 3345 - 3348.
- [11] 廖浩斌, 冯璐, 熊武建, 等. 夹竹桃科驼峰藤物候与繁育特征[J]. 中山大学学报(自然科学报), 2019, 58(3): 48 - 53.
- LIAO H B, FENG L, XIONG W J, et al. Phenological and breeding characteristics of *Merrillanthus hainanensis* (Apocynaceae, Asclepiadoideae) [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2019, 58(3): 48 - 53.
- [12] XIONG W J, LEE S Y, LIU P P, et al. Complete chloroplast genome of *Vincetoxicum hainanense* (Apocynaceae: Asclepiadoideae), an endangered liana endemic to China [J]. Mitochondrial DNA (Part B), 2019, 4(2): 3608 - 3609.
- [13] MAUNDER M. Plant reintroduction: an overview [J]. Biodiversity and Conservation, 1992, 1(1): 51 - 61.
- [14] 周翔, 高江云. 珍稀濒危植物的回归: 理论和实践 [J]. 生物多样性, 2011, 19: 97 - 105.
- ZHOU X, GAO J Y. Reintroduction of rare and endangered plants: theories and practices [J]. Biodiversity Science, 2011, 19: 97 - 105.
- [15] 陈宝玲, 宋希强, 余文刚, 等. 濒危兰科植物再引入技术及其应用 [J]. 生态学报, 2010, 30(24): 7055 - 7063.
- CHEN B L, SONG X Q, YU W G, et al. Reintroduction technology and its application in the conservation of endangered orchid [J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(24): 7055 - 7063.
- [16] 杨平, 陆婷, 邱志敬. 濒危植物秦岭石蝴蝶的叶插繁殖研究 [J]. 北方园艺, 2016(11): 57 - 60.
- YANG P, LU T, QIU Z J. Study on leaf cuttings of endangered *Petrocosmea qinlingensis* [J]. Northern Horticulture, 2016(11): 57 - 60.
- [17] 周志刚, 刘果厚, 邱润生, 等. 珍稀濒危植物四合木嫩枝扦插生根特性的研究 [J]. 种子, 2011, 30(12): 21 - 25.
- ZHOU Z G, LIU G H, QIU R S, et al. Study on rooting capability of softwood cuttings of endangered and endemic *Tetraena Mongolica* Maxim [J]. Seed, 2011, 30(12): 21 - 25.
- [18] 朱弦, 田奔, 李文倩, 等. 外源激素和扦插时间对濒危植物永瓣藤插穗成活率的影响 [J]. 安徽农业科学, 2016, 44(5): 189 - 227.
- ZHU X, TIAN B, LI W Q, et al. Effects of exogenous hormones and cutting time on survival rate of *Monimopetalum chinense* cutting [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2016, 44(5): 189 - 227.
- [19] HORVITZ C C, SCHEMSKS D W. Spatiotemporal variation in demographic transitions of a tropical understory herb: projection matrix analysis [J]. Ecol Monog, 1995, 65(2): 155 - 192.
- [20] DAMMAN H, CAIN M L. Population growth and viability analyses of the clonal woodland herb, *Asarum canadense* [J]. Journal of Ecology, 1998, 86(1): 13 - 26.
- [21] ENDELS P, JACQUEMYN H, BRYS R, et al. Rapid response to habitat restoration by the perennial *Primula veris* as revealed by demographic monitoring [J]. Plant Ecology, 2005, 176(2): 143 - 156.
- [22] KARI L, KIMMO S, LEIMU R, et al. Habitat Change and Demography of *Primula veris*: Identification of management targets [J]. Conservation Biology, 2006, 20(3): 833 - 843.
- [23] 杨立荣, 张治礼, 云勇, 等. 濒危植物海南龙血树的种群结构与动态 [J]. 生态学报, 2018, 38(8): 201 - 214.
- YANG L R, ZHANG Z L, YUN Y, et al. The population structure and dynamics of *Dracaena cambodiana*, an endangered tree on Hainan Island [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(8): 201 - 214.
- [24] 姜在民, 和子森, 宿昊, 等. 濒危植物羽叶丁香种群结构与动态特征 [J]. 生态学报, 2018, 38(7): 230 - 239.
- JIANG Z M, HE Z S, SU H, et al. Population structure and dynamic characteristics of endangered *Syringa pinatifolia* Hemsl [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(7): 230 - 239.
- [25] 任海, 简曙光, 刘红晓, 等. 珍稀濒危植物的野外回归研究进展 [J]. 中国科学(生命科学), 2014, 44(3): 230 - 237.
- REN H, JIAN S G, LIU H X, et al. Research advances on reintroduction of rare and endangered plants [J]. Scientia Sinica Vitae, 2014, 44(3): 230 - 237.

(责任编辑 张冰)