



珍稀濒危植物的野外回归研究进展

任海, 简曙光, 刘红晓, 张倩媚, 陆宏芳

中国科学院华南植物园退化生态系统植被恢复与管理重点实验室, 广州 510650

E-mail: renhai@scib.ac.cn

收稿日期: 2013-04-27; 接受日期: 2013-06-21

国家自然科学基金(批准号: 40871249, 30670370)和国家重点基础研究发展计划(批准号: 2009CB421101)资助项目



摘要 由于人类干扰及气候变化, 很多珍稀濒危植物面临加速灭绝风险, 进行植物回归是实现其有效保护的方式之一. 本文从回归生物学建立并变成生物多样性保护的重要工具、回归中的遗传多样性问题、全球气候变化下的回归、回归过程中的定居限制及其克服、回归与生态恢复等 5 个方面综述了植物回归研究进展, 并对植物回归发展趋势进行了展望.

关键词

回归
全球变化
遗传多样性
定居限制
生态恢复
回归生物学

植物种类的形成、发展、濒危与灭绝是物种与环境相互作用的过程, 它主要由物种本身的遗传因素和外部的生态因素决定. 由于过度开采、分布区缩小、生境恶化等人类的干扰, 加上气候变化的影响, 全球植物种类正以空前的速度消失^[1,2]. 据国际自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)估计, 目前世界上已知的 30 多万种高等植物中, 已有 2 万种处于濒危状态, 为此, 《生物多样性公约》缔约国于 2002 年通过了《全球植物保护战略》^[3]. 据中国生物多样性国情研究报告估计, 中国动植物种类中已有总物种数的 15%~20% 受到威胁, 高于世界 10%~15% 的水平. 中国为完成国际植物保护战略于 2008 年发布了《中国植物保护战略》, 该战略的目标 8 中提出, 要使中国 10% 左右的受威胁物种回归原生境^[4].

植物多样性保护的主要方式是就地保护、迁地保护和野外回归. 中国通过自然保护区和国家公园体系就地保护了约 65% 的高等植物群落, 通过植物园

及其他引种设施迁地保护了中国植物区系成分植物物种的 60%^[5,6]. 回归自然是野生植物种群重建的重要途径, 其保护效果超出了单纯的就地保护和单一的物种保护, 能更有效地对极小种群野生植物进行拯救和保护. 2012 年, 中国启动了第二次全国珍稀植物调查和全国极小种群保护工程^[2], 这些工作都是期望在调查编目的基础上利用就地保护、迁地保护和回归的三位一体方式实现对植物的有效保护.

在自然生态系统中, 植物间及其他生物间的关系十分复杂^[1], 一个较稳定的植物群落通常不容易接受一个新物种(即使是原来属于该群落的物种), 珍稀濒危植物在演化过程中存在着某些脆弱环节而不能适应人类的干扰和生态环境的迅速变化. 因此, 珍稀濒危植物的回归很困难. 回归涉及一系列的科学与社会经济问题, 全球成功的案例并不多^[7], 但开展珍稀植物的回归具有重要的科学和实践价值. 本文综述了国内外珍稀植物回归的研究与实践进展, 并作了展望, 以为珍稀植物的保护提供参考.

引用格式: 任海, 简曙光, 刘红晓, 等. 珍稀濒危植物的野外回归研究进展. 中国科学: 生命科学, 2014, 44: 230-237

英文版见: Ren H, Jian S G, Liu H X, et al. Advances in the reintroduction of rare and endangered rild plant species. Sci China Life Sci, 2014, in press

1 回归生物学建立并变成生物多样性保护的重要工具

植物的回归(reintroduction, 也有译为再引种)是在迁地保护的基础上, 通过人工繁殖把植物引入到其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、可自然维持和更新的新种群^[8]. 与之相关的概念还有增强回归(augmentation, reinforcement 或 enhancement, 指在现存种群中通过添加个体增加种群大小)、重建回归(restitution, reestablishment 或 restoration, 指通过人工修复那些受到破坏的种群, 使其尽可能恢复到历史的状态)和异地回归(translocation 或 introduction, 指从某个种历史分布区迁移到分布区外的回归)^[9-12]. Seddon^[13]提出了一个异地回归保护的谱系, 可以分为回归(reintroduction)、增强回归(reinforcement)、生态替代(ecological replacement)、帮助定居(assisted colonization)和群落构建(community construction). 其中前2个是在物种尺度, 且在已知范围内进行的种群恢复; 而后3个是在生态系统尺度, 且在已知范围外进行的保护性引种.

国际上一般把濒危植物和具有重要经济、文化或生态价值的种类列为优先回归种类. 珍稀濒危植物的回归是迁地保护与就地保护的桥梁, 也是迁地保护植物的最终归宿. 在研究与实践的基础上, 多个国际组织提出了回归程序或指南, 如欧洲理事会^[14]、《BGCI 植物园的植物回归手册》^[10]、《IUCN 回归指南》^[15,16]. 这些指南主要内容包括植物回归的目标、如何选择回归的植物物种、回归的生境要求、回归的植株要求、植物种群的调控、物种回归后的管理与监测、植物回归成功的标准、植物回归的步骤等. 中国已建立了“选取适当的珍稀植物, 进行基础研究和繁殖技术攻关, 再进行野外回归和市场化生产, 实现其有效保护, 加强公众的保护意识, 同时通过区域生态规划及国家战略咨询, 推动整个国家珍稀濒危植物回归工作”的模式. 这种模式初步实现了珍稀濒危植物产业化, 产生了良好的社会、生态和经济效益^[2].

Polak 和 Saltz^[17]在科学信息研究所(Institute for Scientific Information, ISI)数据库中检索到1980~2009年的890篇关于回归的论文(检索词: species reintroduction). 目前全球约开展了700个分类群的回归实践, 其中的301个植物种类中有128个获得了成

功, 其中20%是重建回归, 30%是增强回归^[18]. Albrecht 等人^[19]分析了美国植物保护中心国际回归登录系统(CPC International Reintroduction Registry, CPCIRR)中的62个案例发现, 至2009年的49个回归案例中, 92%成活, 76%达到繁殖状态, 33%已产生后代, 16%的下一代又生产了下一代. 这个数据库也显示, 有的回归种群可以存活24年, 一般大于4年, 但大部分是多年生草本. Sheean 等人^[20]统计了澳大利亚54个种的回归案例, 取得成功的只有23个, 其中的14个失败案例大都与缺乏控制捕食者有关. 中国开展的植物回归工作主要由植物园完成, 进行科学实验的类群有42个, 其中研究比较系统有的报春苣苔(*Primulina tabacum* Hance)、虎颜花(*Tigridiopalma magnifica* C. Chen)、漾濞槭(*Acer yangbiense*)、德保苏铁(*Cycas debaoensis* Y.C. Zhong et C.J. Chen)等, 而没有严格科学实验的回归实践涉及的种类约60个^[2]. 近些年接近指数增长的回归案例表明, 回归是战胜全球生物多样性丧失的高效工具^[21].

现在认为, 物种的回归已从保护生物学中分离出来成为了专门的学科, 它成熟的标志是如下3本书. Falk 等人^[22]编撰了 *Restoring Diversity: Strategies for the Reintroduction of Endangered Plants*, 内容有珍稀植物恢复的战略和法律范畴、恢复的生物学、在缓解珍稀种群衰退和保护中正确和错误用法、以及一些美国的回归案例等4部分. Ewen 等人^[23]主编的 *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management* 强调了养护和管理、监测、遗传和健康管理问题, 并认为已可以把回归生物学作为生物保护的重要工具. Maschinski 和 Haskins^[18] 主编的 *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* 主要评述了回归进展及 CPCIRR 的回归案例, 重点讨论了全球变化情况下珍稀植物的回归问题, 书后还附有一套回归实践指南.

2 回归中的遗传多样性问题

在稀有种群回归过程中考虑遗传多样性很重要, 因为它考虑了进化过程及未来适应不同环境的问题, 但也有人认为不重要. 是否考虑遗传多样性决定着种源收集时考虑要多少不同来源个体的问题, 多来源的种苗会携带更多的遗传多样性并在回归过程中有更多的成功机会. 但目前在实际操作时却较少考

考虑更多的遗传多样性种源收集^[18]。

种群生态学和复合种群理论可为回归中的遗传多样性提供参考。理论上, 生境破坏和破碎化会导致常住种群减小和增加居群间隔离, 进而导致减少迁移和基因流; 而地方种群有形态可塑性和适应性遗传分化的方式来适应环境及其变化。因此, 在回归中要考虑遗传挽救来避免低适合度种群。遗传多样性恢复不仅包括遗传挽救, 还包括增加基因流而影响中性变异和适应性变异。因此, 回归的种源要基于种子转移区的原则, 即在乡土种的个体(种子、幼苗、成年植株)的地理分布内的移植对种群没有害处即意味着合适。在群落遗传特征尺度上, 则要考虑关键种的扩展表型效应, 这种效应可能影响一个生态系统的诸如氮矿化、凋落物分解、与植物相连的昆虫的群落结构等过程^[24]。

由于国际上许多回归工作是在植物园迁地保护的基础上做的, 康明等人^[25]发现, 稀有濒危植物在植物园迁地保护过程中存在一系列遗传风险: (i) 由于引种或取样的不足, 容易导致被保存的物种缺乏足够的遗传代表性; (ii) 盲目引种、不合理定植以及材料的来源不清, 会导致稀有濒危植物的遗传混杂、近交衰退或杂交衰退; (iii) 人为选择和生长环境的改变, 容易造成濒危物种对迁地保护的遗传适应。植物迁地保护中的遗传风险将严重影响稀有濒危物种的回归和恢复。

濒危植物漾濞槭仅在云南省漾濞县发现6株, 是典型的濒临高灭绝风险的极小种群, 但遗传多样性较高, 所有实生苗的种子来源于同一个单株, 基因流推测野外可能还有未被发现的漾濞槭单株, 在实生苗群体中出现了3个特有等位基因^[26]。根据研究结果计算, 对人工培育的1606株漾濞槭进行迁地保护和回归自然的随机取样本应在20株以上^[27]。Wang等人^[28]发现, 报春苣苔现存8个居群的遗传差异很大, 居群间几乎没有基因交流, 居群内均有非常大的自交且相似基因型个体呈聚集分布, 但其中2个居群保留相当的遗传多样性, 利于其长期繁衍。Ren等人^[29]还利用2个不同居群的报春苣苔组培苗回归, 取得了成功。

Tollington等人^[30]发现, 回归种群在20年以后其遗传多样性会降低。虽然还存在明显的遗传分化, 但增强回归会导致亚种群间遗传同质化。Lauterbach等

人^[31]指出, 迁地栽培的种群会随着时空隔离而导致较高的遗传分化和遗传多样性减少。因此在迁地保护中要取足够的样品进行保育, 而近自然栽培会允许代际重叠和种间竞争而减少人工选择^[25]。

3 全球气候变化下的回归

全球变化威胁并将重新安排物种的分布范围, 并导致物种与分布地生境关系的调整, 特别是那些“最后机会”的种类急需回归。在全球变化情景下, 一方面, 回归种群可以增加一个种的分布和多度, 改进基因流, 加强复合种群动态并降低种群灭绝的风险^[22]; 另一方面也面临着风险, 在回归中要考虑在自然生态系统中的外来种、生境破碎化、气候变化、稀有性、保护选择和设计等^[22,32]。

在全球变化背景下, 首先要找到适当的回归地点, 这可以利用生境分布模型预测适宜的地点实现^[33]。Lawrence和Kaye^[34]通过研究*Castilleja levisecta*回归过程中的生态相似性、源种群的遗传性以及生境质量的影响发现, 选择回归材料要从生态相似的生境中, 而不是从地理相近处; 选择回归地点要是那些低外来种多度的地点。生态位理论表明, 回归的种类应该有适当的分布区和生境条件^[18], 适当的生境是异地回归必要的先决条件, 但在气候变化情况下, 历史的或乡土范围不再是必要条件^[35]。过去认为, 用于回归的种苗“本土的最好”, 但Maschinski等人^[36]从美国珍稀植物*Jacquemontia reclinata*回归案例发现, 混合来源的种苗组成的回归群落面临极端气候事件时其抗逆性、存活和生长更好。此外, 选择抗病虫害的种类是营救和抵御入侵种、天敌和气候变化的前提^[37]。

在气候变化时, 植物不像动物一样能迁居, 在自然传播过程中还可能遇到高山阻碍等, 因此易于灭绝。Ren等人^[38]通过把极珍稀濒危植物虎颜花迁居到其历史分布区400 km外的相似生境中取得了成功, 说明在人为帮助下可以实现异地回归。需要指出的是, 气候变化加剧了保护性回归的有效性和社会可接受性的冲突, 异地回归关注与目标种有关的风险, 而管理性回归则关注接受回归种的生态系统的风险。此时, 在面临全球变化时, 保护决策和保护技术整合很重要^[39,40]。此外, 异地回归有可能导致种间杂交发生, 在发生大量洲际间物种入侵背景下, 珍稀种的回

归有可能会产生不利的遗传或进化学后果^[41,42].

4 回归过程中的定居限制及其克服

回归时建立可持续性的种群将面临种子数量、萌发的幼苗、幼苗存活和繁殖产生后代的严格限制,目前这个定居限制过程的机理还不清楚^[43]. 定居限制有种子限制(seed limitation,即在加入额外的种子后幼苗的数量增加或草食者引入种子或幼苗的情景)、微样地限制(microsite limitation,即在加入额外种子后种群大小没有增加的情景)、扩散限制(dispersal limitation,即加入种子到其未曾占据的生境中导致种子成功萌发和定居的情景)、生境限制(habitat limitation,即物种的确在所有合适的、由种子播种实验或替代方法种植后导致的定居的情景)、定居限制(recruitment limitation,即种子萌发且幼苗存活较低的情景). 所有上述限制均是某一区域内种群没有达到环境最大承载量情景下的限制,而且有地方和区域两个尺度之分,在早期(前 2~3 年)的各种限制对植物定居很重要^[44]. Godefroid 等人^[45]发现,种子到达定居过程中的一个关键性的步骤,之后环境条件抑制种群定居或种群生长可能会减慢定居速度.

在珍稀植物回归过程中,有些种类的幼苗定居需要较强的光照,但长大后又能在林下荫蔽的条件下生长,有些则相反^[18]. 热带干旱雨林的珍稀种类在干季末收集种子并在土壤足够湿时播种有利于幼苗的定居,同时减少种子被捕食的机会^[46].

植物定居主要由种子及其扩散限制决定,另外影响定居的因素包括种子发芽率、捕食、疾病、草食和资源可得性. 在森林中,光是影响林下植物定居、生长和死亡的关键资源,而林下植被主要通过过滤作用来决定将来的森林树种组成^[44,47].

在回归过程中,实验方法和生物因素是影响回归成败的 2 个重要因子,前者包括繁殖体扩繁方式、回归地点选择、释放生物材料后的监测和管理、土壤理化性质改良等方面;后者包括繁殖体类型选择、回归地点的生境特征、源种群所处的地理位置及所能提供繁殖体的数量等方面^[48]. Ren 等人^[38,49,50]发现,可通过护理植物(指那些能够在其冠幅下辅助或护理其他目标物种生长发育的物种)方式可以帮助珍稀植物克服定居限制而实现回归. 护理植物对目标植物定居的护理机理有冠层构建效应(影响消光系数、PAR

及温度缓冲)、增加遮阴、缓冲小生境中的极端热或冷环境、增加水分渗透、增加营养成分及可获性(通过护理植物的凋落物)、减少食草动物的啃食、对土壤中真菌和固氮菌产生影响等^[51],大部分研究认为护理效应主要通过影响遮阴强度和降雨截留实现^[52].

5 回归与生态恢复

回归要考虑实验是否有可验证的假说、成功的标准、生境合适性及长期监测^[53]. 回归的成功标准分为短期和长期 2 类,前者包括个体的成活、种群的建立和扩散;后者包括回归种群的自我维持和在生态系统中发挥功能等^[54]. 短期评价标准主要有以下 3 个方面:(i) 物种能在回归地点顺利完成生活史;(ii) 能顺利繁衍后代并增加现有种群大小,种群生长速率(λ)至少有一年应该大于 1,同时种子产量和发育阶段分布类似于自然种群;(iii) 种子能够借助本地媒介(如风、昆虫、鸟类等)得到扩散,从而在回归地点之外建立新的种群. 长期评价标准包括 4 个方面:(i) 适应本地多样性的小生境,能够充分利用本地传粉动物完成其繁殖过程,建立与其他物种种群的联系,在生态系统中发挥作用和功能;(ii) 能够得到最小的可育种群,并且可以维持下去;(iii) 建立的回归种群具有在自然和人为干扰的条件下自我恢复的能力;(iv) 在达到有效种群大小的前提下,建立的回归种群能够维持低的变异系数. 由此可见,回归成功最主要是实现回归种群融入生态系统的过程,这个过程包括了种群动态、种群遗传、个体行为和生态系统功能,这也是回归在生态恢复中占有重要地位的表现^[24].

Polak 和 Saltz^[17]认为,植物回归可以在生态系统恢复和功能重建中扮演重要作用. 成功的回归可当作检测一个种对生态系统功能影响的自然的、空间扩散实验. 他们据此认为,在生态系统功能恢复过程中的回归应该纳入回归项目的框架,此外,还要考虑景观尺度的问题.

回归也提供了一个重要机会测试种群建立和自然系统管理的模式与范式. 在选择回归地点时要考虑干扰历史和回归地点的生态过程,回归项目也要考虑生态系统过程. 回归不仅要考虑物种层次的生活史、生境要求、园艺方法、干扰等,而且也要考虑到群落和生态系统功能层次的消费者、分解者、物质循环、能量流动以及空间尺度等问题. 回归最重要的是在种群动态和自然过程中的所有重要的生态联结

性^[22]. Rayburn^[55]则建议, 为了增加回归的成功率, 植物间的正相互作用应用被考虑.

Armstrong 和 Seddon^[56]在总结了大量回归工作的基础上, 认为回归在种群、复合种群(metapopulation)和生态系统水平上存在必须解决的 10 个关键问题. 种群水平包括回归种群的建立和维持 2 个方面. 回归种群的建立方面, 包括回归种群的大小和成分构成对回归种群的成功建立产生怎样的影响? 释放前和释放后的管理会如何影响个体的存活和扩散? 在回归种群的维持方面需要考虑, 什么样的生境条件是回归种群得以维持所必需的? 遗传结构会对回归种群的维持产生怎样的影响? 复合种群水平涉及到 3 方面的问题, 主要是就动物的回归而言: (i) 回归对源种群的压力, 即在一个复合种群中, 从源种群获取用于其他不同地点的回归材料, 在多大程度上是合理的, 不至于对源种群产生危害? (ii) 怎样使个体在各个回归点的分配达到最佳? 虽然在很多回归实验中这都是随机的, 但完全可以通过理论上的最优策略来决定^[57]; (iii) 是否应该通过个体的移动来消除个体之间的隔离? 虽然回归的目的原本是物种的恢复, 但如今已越来越多地成为了生态系统恢复项目的组成部分. 因此在生态系统层面, 必须考虑 3 方面的问题: (i) 回归物种和其寄生物是否都是生态系统的本土物种? 回归强调必须是在濒危物种原有或历史的分布区开展^[15], 这就特别需要防止引入非本土的寄生物; (ii) 回归物种和其寄生物将会对生态系统产生怎样的影响? (iii) 回归的顺序如何影响最终的物种成分? 这主要涉及到捕食和被捕食者相互共存的合理密度关系.

6 发展展望

珍稀濒危植物的回归, 虽然在美国、英国、澳大利亚以及一些发展中国家已经开展了多年, 但成功的甚少. 这主要是因为成功的回归要求进行一系列的基础和应用基础研究, 但已有的研究主要放在种群建立结果报告上, 而不是解释为何成功或不成功的机理上. 当前回归实践与研究的趋势如下.

目前关于回归的科学监测数据还不够, 既有种类及案例不全, 也有某个种类回归监测数据不足的问题, 如长期监测数据缺乏. 特别是那些失败的案例的数据也很重要, 但很少能发表. Godefroid 和

Vanderborcht^[58]调查现有研究就发现, 回归后监测不够(一般不超过 4 年), 对回归过程的记录不足, 对现存种群衰退的潜在原因理解不够, 对基于短期成功的结果进行了乐观的评价, 对回归成功的要求标准太低. Godefroid 等人^[59]还通过对实例研究的分析发现, 回归的经验和教训还不能够广泛交流, 存在信息不畅的问题, 他们也建议建立一个基于网络的快速进行植物回归项目信息交流的项目, 以推动成果共享.

Montalvo 等人^[60]提出了种群恢复研究的 5 个方向, 这在今天对植物回归仍具指导性. (i) 在种群定居、建立、生长和进行过程中原始居群个体数量和遗传变异的影响; (ii) 地方适应性和生活史特征对种群恢复成功的作用; (iii) 景观组成成分的空间格局对复合种群动态和种群过程(如迁移)的影响; (iv) 遗传漂变、基因流和种群持续存在时间(如一个演替阶段内)的选择效应; (v) 种间相互作用对种群动态和群落发展的影响. 他们也指出了实践中存在的问题, 如回归时所用源材料的有限性、使用非乡土种质的材料、遗传瓶颈、在商业中存在而回归中不需要的种子和植物体筛选、缺乏互惠者、与外来入侵者的竞争、珍稀植物种群回归的特殊性等问题.

在全球变化背景下, 人类帮助植物迁居(managed relocation)已被当作保护受威胁种面对气候变化的策略, 但这可能导致迁居的珍稀植物成为入侵种, 这种风险还有待评估. 在这种情况下, 需要用积极适应性管理(active adaptive management)来帮助迁移的珍稀物种^[61]. 此外, 非实验性回归实践案例已很多. 如国际植物园保护联盟(Botanical Garden Conservation International, BGCI)已在中国开展 10 种珍稀树木的回归工作. 这类实践主要集中在种群建立和持续生长的种群水平, 很少有复合种群和生态系统尺度的考虑, 缺乏文件记录会影响效益最大化^[20,56].

为了提高回归成功率和多样性有效保护, 集成技术需要进一步强调, 即强调就地保护、迁地保护和回归三位一体的整合技术. 在回归的实际操作中强调利用生物技术、生态技术、工程技术集成, 实现材料繁殖+生境恢复+园艺措施+种间关系恢复的技术体系.

Jacobs 等人^[62]以美国 *Castanea dentata* 为例建立了濒危种恢复的技术、生态学和社会领域的系统概念框架, 他们还指出社会因素对恢复目标的影响巨大.

当前, 进行珍稀植物保护和回归涉及经济、文化、社会和生态问题, 需要考虑社会经济因素, 把植物回归与自然资本、生态服务、人类需求等相联系, 重建人类与生物多样性的和谐关系.

参考文献

- 1 彭少麟. 热带亚热带恢复生态学研究与实践. 北京: 科学出版社, 2003
- 2 Ren H, Zhang Q M, Lu H F, et al. Wild plant species with extremely small populations require conservation and reintroduction in China. *Ambio*, 2012, 41: 913–917
- 3 Secretariat of Convention on Biological Diversity. The Global Strategy for Plant Conservation. Richmond: Botanic Gardens Conservation International, 2005
- 4 《中国植物保护战略》编撰委员会. 中国植物保护战略. 广州: 广东科技出版社, 2008
- 5 任海. 科学植物园建设的理论与实践. 北京: 科学出版社, 2006
- 6 黄宏文, 张征. 中国植物引种栽培及迁地保护的现状与展望. *生物多样性*, 2012, 20: 559–571
- 7 Guerrant, E O, Kaye T N. Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Aust J Bot*, 2007, 55: 362–370
- 8 Maunder M. Plant reintroduction: an overview. *Biodivers Conserv*, 1992, 1: 51–61
- 9 Griffith B, Scott J M, Carpenter J W, et al. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 1989, 245: 477–480
- 10 Akeroyd J, Jackson P W. A Handbook for Botanic Gardens on the Reintroduction of Plants to the Wild. Richmond: Botanic Gardens Conservation International, 1995
- 11 任海, 刘庆, 李凌浩. 恢复生态学导论. 第2版. 北京: 科学出版社, 2008
- 12 周翔, 高江云. 珍稀濒危植物的回归: 理论和实践. *生物多样性*, 2011, 19: 97–105
- 13 Seddon P J. From reintroduction to assisted colonization: moving along the conservation translocation spectrum. *Restor Ecol*, 2010, 18: 796–802
- 14 Committee of Ministers. Recommendation No. R (85) 15 of the Committee of Ministers on the Reintroduction of Wildlife Species. Committee of Ministers, Council Of Europe, the 388th meeting of the Ministers' Deputies, 23 September 1985
- 15 IUCN. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. Gland Cambridge: International Union for Conservation of Nature, 1998
- 16 Emslie R H, Amin R, Kock R. Guidelines for the *in situ* Re-introduction and Translocation of African and Asian Rhinoceros. Gland: International Union for Conservation of Nature, 2009
- 17 Polak T, Saltz D. Reintroduction as an ecosystem restoration technique. *Conserv Biol*, 2011, 25: 424–425
- 18 Maschinski J, Haskins K E. Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils. Washington: Island Press, 2012
- 19 Albrecht M A, Guerrant E O, Maschinski J, et al. A long-term view of rare plant reintroduction. *Biol Conserv*, 2011, 144: 2557–2558
- 20 Sheean V A, Manning A D, Lindenmayer D B. An assessment of scientific approaches towards species relocations in Australia. *Austral Ecol*, 2012, 37: 204–215
- 21 Moehrenschlager A, Shier D M, Moorhouse T P, et al. Righting past wrongs and ensuring the future. *Key Top Conserv Biol*, 2013, 2: 405–429
- 22 Falk D A, Millar C I, Olwell M. Restoring Diversity: Strategies for the Reintroduction of Endangered Plants. Washington: Island Press, 1996
- 23 Ewen J G, Armstrong D P, Parker K A, et al. Reintroduction Biology: Integrating Science and Management. Chichester: John Wiley & Sons, 2012
- 24 Andel J, Aronson J. Restoration Ecology: The New Frontier. 2nd ed. Chichester: Blackwell, 2012. 315–359
- 25 康明, 叶其刚, 黄宏文. 植物迁地保护中的遗传风险. *遗传*, 2005, 27: 160–166
- 26 Zhao L L, Sun W B, Yang J B. Development and characterization of microsatellite markers the critically endangered species *Acer yangbiense* (Aceraceae). *Am J Bot*, 2011, 98: e247–e249
- 27 Sun W B, Yin Q. Conserving the Yangbi maple *Acer yangbiense* in China. *Oryx*, 2009, 42: 461–462
- 28 Wang Z F, Ren H, Zhang Q M, et al. Isolation and characterization of microsatellite markers for *Primulina tabacum*, a critically endangered perennial herb. *Conserv Genet*, 2009, 10: 1433–1435
- 29 Ren H, Zhang Q M, Wang Z F, et al. Conservation and possible reintroduction of an endangered plant based on an analysis of community ecology: a case study of *Primulina tabacum* Hance in China. *Plant Spec Biol*, 2010, 25: 43–50
- 30 Tollington S, Jones C G, Greenwood A, et al. Long-term, fine-scale temporal patterns of genetic diversity in the restored Mauritius parakeet reveal genetic impacts of management and associated demographic effects on reintroduction programmes. *Biol Conserv*, 2013,

- 161: 28–38
- 31 Lauterbach D, Burkart M, Gemeinholzer B. Rapid genetic differentiation between *ex situ* and their *in situ* source populations: an example of the endangered *Silene otites* (Caryophyllaceae). *Bot J Linn Soc*, 2012, 168: 64–75
- 32 Hoegh-Guldberg O, Hughes L, McIntyre S, et al. Assisted colonization and rapid climate change. *Science*, 2008, 321: 345–346
- 33 Adhikari E, Barika S K, Upadhaya K. Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecol Eng*, 2012, 40: 37–43
- 34 Lawrence B A, Kaye T N. Reintroduction of *Castilleja levisecta*: effects of ecological similarity, source population genetics, and habitat quality. *Restor Ecol*, 2011, 19: 166–176
- 35 Dalrymple S E, Moehrenschrager A. “Words matter.” A response to Jørgensen’s treatment of historic range and definitions of reintroduction. *Restor Ecol*, 2013, 21: 156–158
- 36 Maschinski J, Wright S J, Koptur S, et al. When is local the best paradigm? Breeding history influences conservation reintroduction survival and population trajectories in times of extreme climate events. *Biol Conserv*, 2013, 159: 277–284
- 37 Venesky M D, Mendelson J R, Sears B F, et al. Selecting for tolerance against pathogens and herbivores to enhance success of reintroduction and translocation. *Conserv Biol*, 2012, 26: 586–592
- 38 Ren H, Zeng S J, Li L N, et al. Community ecology and reintroduction of *Tigridiopalma magnifica*, a rare and endangered herb. *Oryx*, 2012, 46: 391–398
- 39 Maunder M, Byers O. Technical guidelines on the management of *ex situ* populations for conservation. *Oryx*, 2004, 38: 342–346
- 40 Schwartz M W, Martin T G. Translocation of imperiled species under changing climates. *Ann NY Acad Sci*, 2013, 1286: 15–28
- 41 Guo Q F. Intercontinental biotic invasions: what can we learn from native populations and habitats? *Biol Invasions*, 2006, 8: 1451–1459
- 42 Ricciardi A, Simberloff D. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends Ecol Evol*, 2009, 24: 248–253
- 43 Wagenius S, Dykstra A B, Ridley C E, et al. Seedling recruitment in the long-lived perennial, *Echinacea angustifolia*: a 10-year experiment. *Restor Ecol*, 2012, 20: 352–359
- 44 任海, 王俊. 试论人工林下乡土树种定居限制问题. *应用生态学报*, 2007, 18: 1855–1860
- 45 Godefroid S, Rucquoi S, Koedam N. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *For Ecol Manage*, 2005, 210: 39–53
- 46 Vieira D L M, Scariot A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restor Ecol*, 2006, 14: 11–20
- 47 Wang J, Ren H, Yang L, et al. Establishment and early growth of introduced indigenous tree species in typical plantations and shrubland in South China. *For Ecol Manage*, 2009, 258: 1293–1300
- 48 Guerrant E O, Havens K, Maunder M. *Ex Situ Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild*. Washington: Island Press, 2004
- 49 Ren H, Yang L, Liu N. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower-subtropics of China. *Prog Nat Sci*, 2008, 18: 137–142
- 50 Ren H, Ma G H, Zhang Q M, et al. Moss is a key nurse plant for reintroduction of the endangered herb, *Primulina tabacum* Hance. *Plant Ecol*, 2010, 209: 313–320
- 51 Padilla F M, Pugnaire F I. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Front Ecol Environ*, 2006, 4: 196–202
- 52 Yang L, Ren H, Liu N, et al. The shrub *Rhodomyrtus tomentosa* acts as a nurse plant for seedlings differing in shade tolerance in degraded land of South China. *J Veg Sci*, 2010, 21: 262–272
- 53 Drayton B, Primack R B. Success rates for reintroductions of eight perennial plant species after 15 years. *Restor Ecol*, 2012, 20: 299–303
- 54 Pavlik B M. Defining and measuring success. In Falk D A, Millar C I, Olwell M, eds. *Restoring Diversity: Strategies for the Reintroduction of Endangered Plants*. Washington: Island Press, 1996. 127–155
- 55 Rayburn A P. Recognition and utilization of positive plant interactions may increase plant reintroduction success. *Biol Conserv*, 2011, 144: 1296
- 56 Armstrong D P, Seddon P J. Directions in reintroduction biology. *Trends Ecol Evol*, 2008, 23: 20–25
- 57 Rout T M, Hauser C E, Possingham H P. Minimise long-term loss or maximise short-term gain? Optimal translocation strategies for threatened species. *Ecol Model*, 2007, 201: 67–74
- 58 Godefroid S, Vanderborcht T. Plant reintroductions: the need for a global database. *Biodivers Conserv*, 2011, 20: 3683–3688
- 59 Godefroid S, Piazza C, Rossi G, et al. How successful are plant species reintroductions? *Biol Conserv*, 2011, 144: 672–682
- 60 Montalvo A M, Williams S L, Rice K J. Restoration biology: a population biology perspective. *Restor Ecol*, 1997, 5: 277–290
- 61 Rout T M, Hauser C E, Possingham H P. Optimal adaptive management for the translocation of a threatened species. *Ecol Appl*, 2009, 19: 515–526
- 62 Jacobs D F, Dagleish H J, Nelson C D. A conceptual framework for restoration of threatened plants: the effective model of American chestnut (*Castanea dentata*) reintroduction. *New Phytol*, 2013, 197: 378–393



任海 中国科学院华南植物园研究员. 主要从事恢复生态学和植物生态学研究. 发现了亚热带典型人工林下乡土树种定居限制机理及利用护理植物的解除对策, 利用生物技术和生态恢复技术集成方法实现了报春苣苔等 28 种珍稀濒危植物野外种群的生态恢复. 曾获广东省科技进步一等奖(主持人)和第十一届中国青年科技奖. 出版《Plantations: biodiversity, carbon sequestration, and restoration》、《恢复生态学导论》等专著 3 本. 在 *Plant and Soil*, *Forest Ecology and Management*, *Ecological Engineering*, *Ecosystem*, *Restoration Ecology* 等国际杂志发表论文 70 余篇(含 *Science Comments* 2 篇), 授权发明专利 12 项(含 1 项 PCT 专利). 现任 *Journal of Biodiversity & Endangered Species* 和《生态学报》等杂志编委, 中国生态学会和中国植物学理事, 广东省植物学会副理事长.