

Resgate e translocação de *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), espécie ameaçada de extinção de campo rupestre ferruginoso

Rescue and translocation of *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), an endangered species from ironstone rupestrian fields

Leandro J. Arruda^{1*}
leandro.arruda@gmail.com

Ana L. Cheib¹
acheib@gmail.com

Bernardo D. Ranieri¹
bernardo.dourado@gmail.com

Daniel Negreiros¹
negreiros.eco@gmail.com

G. Wilson Fernandes¹
gw.fernandes@gmail.com

Resumo

A viabilidade de projetos de resgate e translocação de *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), uma espécie de campo rupestre ameaçada de extinção, foi avaliada segundo duas metodologias de reintrodução: a translocação direta dos indivíduos para a área de reintrodução e a translocação indireta, que consiste no cultivo prévio em casa de vegetação, antes da translocação para a área de reintrodução. As 29 plantas resgatadas foram monitoradas por 15 meses, para avaliação da sobrevivência, da taxa de crescimento em número de bulbos e da proporção de bulbos vegetativamente ativos. Ao final do período de monitoramento, as plantas translocadas diretamente para a área de reintrodução apresentaram maiores índices nos três parâmetros avaliados. O método de translocação indireto mostrou-se menos eficiente, principalmente na fase de transferência das plantas da casa de vegetação para a área de reintrodução. Tal fato indica ser necessário o emprego de técnicas de enrustecimento para garantir que as plantas se adaptem melhor ao campo, quando transferidas da casa de vegetação. De uma maneira geral, a espécie estudada demonstrou boa tolerância à translocação, tanto diretamente ao ambiente quanto com cultivo prévio em casa de vegetação. O sucesso do resgate de *O. warmingii* deve servir de estímulo a ações semelhantes com outras espécies endêmicas e ameaçadas, em áreas destinadas ao desenvolvimento de atividades antrópicas que resultem na supressão da vegetação nativa.

Palavras-chave: espécies ameaçadas, conservação, reintrodução, orquídeas.

Abstract

The viability of a program to rescue and translocate *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), a rupestrian field endangered species, was assessed by two reintroduction methods: direct translocation of the rescued individuals to the reintroduction site and indirect translocation, i.e., previous cultivation in a greenhouse, before translocation to the reintroduction site. 29 rescued plants were monitored for 15 months to evaluate survival, growth rate (number of bulbs), and proportion of bulbs vegetatively active. At the end of the monitoring period, the plants directly translocated to the reintroduction site had higher rates of survival, growth

¹ Ecologia Evolutiva e Biodiversidade, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, UFMG, C.P. 486, 30161-970, Belo Horizonte, MG, Brazil.

* Author for correspondence

rate and proportion of vegetatively active bulbs. The indirect translocation method was less efficient mainly in the transfer of plants from the greenhouse to the reintroduction site, indicating that it is necessary to use plant hardening techniques to ensure greater adaptation of plants when transferring from the greenhouse to the field. This species has shown good tolerance to the translocation, both directly to the environment or with previous cultivation in a greenhouse. The rescue success of *O. warmingii* should serve to stimulate similar actions with other endemic and endangered species in areas subjected to the development of human activities that result in the removal of native vegetation.

Key words: conservation, orchids, reintroduction, threatened species.

Introdução

Os campos rupestres constituem uma fisionomia vegetacional que predomina nas cotas altas da Cadeia do Espinhaço, nos estados de Minas Gerais e Bahia, e em algumas serras de Goiás. Localizado geralmente em altitudes superiores a 900 m, este ecossistema representa um centro de endemismos reconhecido por sua alta diversidade vegetal (Alves e Kolbek, 1994; Giullietti *et al.*, 1997). Os campos rupestres podem estar associados a diversas litologias, mas ocorrem principalmente nas formações quartzíticas e ferríferas (Jacobi *et al.*, 2007).

Os campos rupestres ferruginosos (também chamados de vegetação sobre canga) estão associados às grandes reservas minerais de ferro, ocorrendo predominantemente nos estados do Pará, na Serra dos Carajás, e de Minas Gerais, no Quadrilátero Ferrífero (Viana e Lombardi, 2007; Jacobi e Carmo, 2008). Segundo Drummond *et al.* (2005), a vegetação sobre canga possui importância biológica extrema e é considerada uma área prioritária para conservação da biodiversidade no estado de Minas Gerais. Os campos rupestres ferruginosos figuram entre os ecossistemas mais ameaçados e menos estudados do sudeste brasileiro (Jacobi e Carmo, 2008), ocorrendo sobre depósitos de ferro de alta qualidade e de importância econômica mundial (Teixeira e Lemos-Filho, 2002; Drummond *et al.*, 2005). Grandes extensões deste ambiente já foram completamente eliminadas por atividades mineradoras e a quase totalidade dos remanescentes pertence a empresas de mineração ou são áreas fortemente afetadas pela

expansão imobiliária. Reforçando a gravidade deste quadro, figura o fato de que, nesse ambiente, muitas espécies de orquídeas estão ameaçadas pela coleta indiscriminada, em razão do seu valor ornamental (Jacobi *et al.*, 2007; Alves *et al.*, 2008; Menini-Neto *et al.*, 2009). Em várias regiões do mundo, a translocação e o estabelecimento de novas populações de espécies raras em reservas ambientais são frequentemente propostos para mitigar a destruição de habitats, contribuindo para a redução do risco de extinção dessas espécies (Maunder, 1992). Um programa de reintrodução coloca indivíduos retirados do ambiente natural, ou criados em cativeiro, dentro de uma área de sua ocorrência histórica onde essa espécie não mais existe ou está em declínio (Kleiman, 1996; Sarrazin e Barbault, 1996; IUCN, 1998). A utilidade desse programa é a criação de novas populações e a melhora do status de conservação de outras, por meio do incremento em número de indivíduos ou de diversidade genética (Maunder, 1992; Fahselt, 2007; Armstrong e Seddon, 2008). A translocação de populações de espécies de plantas raras de locais destinados ao desenvolvimento de atividades antrópicas para reservas ambientais gradativamente se torna uma prática mais comum com o intuito de evitar a extinção de espécies ameaçadas (Pavlik *et al.*, 1993; Morgan, 1998, 2000). O resgate de espécies vegetais em áreas que serão suprimidas por atividades minerárias envolve a coleta de sementes, plântulas e indivíduos adultos, na tentativa de minimizar a perda de diversidade genética (Mendonça

et al., 2007). Entretanto, a carência de conhecimento de metodologias adequadas aos requerimentos ecológicos de espécies raras e ameaçadas transforma-se em uma barreira efetiva contra o sucesso de empreendimentos dessa natureza, resultando em muitas experiências de fracasso na maioria dos programas de resgate e translocação de flora (Allen, 1994; Fahselt, 2007).

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a viabilidade de projetos de resgate e translocação de indivíduos de *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), uma espécie de campo rupestre ameaçada de extinção (Mendonça e Lins, 2000; Biodiversitas, 2007). Para isso, compararam-se duas metodologias de resgate e reintrodução: o resgate e a translocação direta dos indivíduos para a área de reintrodução; o resgate e a aclimação prévia em casa de vegetação, antes da translocação dos indivíduos para a área de reintrodução.

Material e métodos

Este estudo foi desenvolvido em uma área de campo rupestre ferruginoso destinada à mineração, localizada em uma mina denominada Capão Xavier, contígua ao Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Nova Lima, Minas Gerais (coordenadas 20°02'47,46" S; 43°58'56,71" O). Nesta área, a fitofisionomia predominante é a de campos rupestres ferruginosos; ocorrem, também, formações florestais em encostas (floresta estacional semidecídua) e formações antrópicas (áreas cobertas por pastagens, cordões de

reflorestamentos e áreas desprovidas de cobertura vegetal). O clima da área apresenta verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos, enquadrando-se como Cwb na classificação de Köppen (Galvão e Nimer, 1965).

A *Oncidium warmingii* Rchb. f. (Orchidaceae) ocorre em campos rupestres ferruginosos e quartzíticos no Brasil, nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo e na Venezuela (Pabst e Dungs, 1977); possui hábito epifítico, rupestre e terrestre (Jacobi *et al.*, 2007; Viana e Lombardi, 2007; Menini-Neto *et al.*, 2007). Essa espécie está ameaçada de extinção no estado de Minas Gerais, por isso já se inclui na categoria “vulnerável”, em vista da perda de hábitat e da coleta indiscriminada (Mendonça e Lins, 2000; Biodiversitas, 2007). Desperta o interesse de orquidófilos pela beleza de suas flores e por sua raridade.

Na área de estudo, em local destinado à lavra de minério de ferro, foram resgatados 29 indivíduos adultos de *O. warmingii* em janeiro e abril de 2004. A reintrodução foi realizada com a utilização de dois tratamentos. Na primeira data, 15 indivíduos de *O. warmingii* foram levados para cultivo prévio em casa de vegetação localizada no Jardim Botânico de Belo Horizonte, onde foram cultivados em placas de xaxim (70 cm de comprimento, 10 cm de largura e 7 cm de espessura). Essa casa de vegetação foi coberta por tela de sombrite 70%; as plantas receberam nebulização por 30 minutos diários, duas vezes por semana. Após dez meses de cultivo, esses indivíduos foram translocados para uma área preservada de campo rupestre ferruginoso, adjacente à área minerada de onde foram resgatadas as plantas (coordenadas 20°02'45,55" S; 43°59'50,47" O). Nesta fase de campo, os xaxins foram amarrados diretamente ao tronco de indivíduos de *Vellozia compacta*, que é uma espécie arbustiva comumente utilizada como forófito pela espécie em estudo. Esses indivíduos submetidos a cultivo antes da translocação correspondem ao

tratamento denominado indireto. Na segunda data, 14 indivíduos adultos de *O. warmingii* foram translocados diretamente para a mesma área preservada de campo rupestre ferruginoso citada, sendo amarrados diretamente no tronco de *V. compacta*. Esses 14 indivíduos demonstram o tratamento denominado direto.

Todos os indivíduos translocados foram marcados e a avaliação do sucesso do resgate e da translocação foi realizada mediante o monitoramento desses durante quatro vezes, a cada cinco meses, no intervalo de maio de 2004 a agosto de 2005. Em cada data, foi calculada a porcentagem de indivíduos sobreviventes e, em cada indivíduo, foram feitas medições não destrutivas, nas quais foram contados o número total de pseudobulbos (daqui em diante tratados como bulbos), e o número total de bulbos com folhas. O crescimento das plantas resgatadas foi avaliado em cada tratamento, por meio da taxa de crescimento relativo (TCR) em número de bulbos, de acordo com Hunt (1982): $TCR = (\ln B_2 - \ln B_1) / (t_2 - t_1)$; onde: \ln = logaritmo natural; B = número de bulbos; t = tempo em meses.

A porcentagem de bulbos apresentando folhas foi utilizada como um parâmetro para estimar a proporção de bulbos com atividade vegetativa em cada indivíduo. As comparações entre os tratamentos foram feitas por meio do teste *t*, conforme Zar (1996). Para as variáveis nas quais não foi possível alcançar os pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias por meio de transformações foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney (Conover, 1980).

Resultados

Todos os indivíduos translocados diretamente para o campo (tratamento direto) sobreviveram durante o período de amostragem, enquanto os indivíduos submetidos ao cultivo prévio em casa de vegetação (tratamento indireto) apresentaram 70%

de sobrevivência em campo. Não foi observada nenhuma mortalidade durante o período na casa de vegetação no tratamento indireto, mas a mortalidade foi constatada nos primeiros cinco meses após a reintrodução em campo. Os indivíduos resgatados pelo tratamento direto apresentaram taxas de crescimento em número de bulbos significativamente maiores do que no tratamento indireto ($p < 0,01$), no intervalo de tempo entre 10 e 15 meses (Figura 1). Considerando a porcentagem de bulbos vegetativamente ativos (com folhas) em cada planta, após o quinto mês de monitoramento, houve uma queda significativa na porcentagem de bulbos com folhas, no tratamento indireto ($p < 0,05$; Figura 2).

Discussão

A mortalidade de plantas do tratamento indireto ocorreu após os indivíduos deste tratamento serem levados da casa de vegetação ao campo. Entretanto, a mortalidade observada no tratamento indireto ainda pode ser considerada baixa, o que indica que, no que se refere à sobrevivência em curto prazo, esta espécie tolera bem a translocação, tanto diretamente ao ambiente quanto com o cultivo prévio em casa de vegetação. Além disso, no tratamento indireto, a ausência de mortalidade na fase de cultivo em casa de vegetação sugere o uso potencial de programas de conservação *ex situ* dessa espécie (Cochrane, 2004). Esforços combinados de conservação *ex situ* em jardins botânicos e programas de reintrodução de espécies ameaçadas podem se tornar importantes ferramentas de conservação de espécies ameaçadas (Weekley *et al.*, 2008; Wendelberger *et al.*, 2008; Yam, 2008).

A translocação direta se mostrou como o meio mais eficaz de resgate e reintrodução de *O. warmingii*. A opção por tal método de translocação é reforçada pelo custo consideravelmente menor associado à reintrodução direta, uma vez que não há gastos

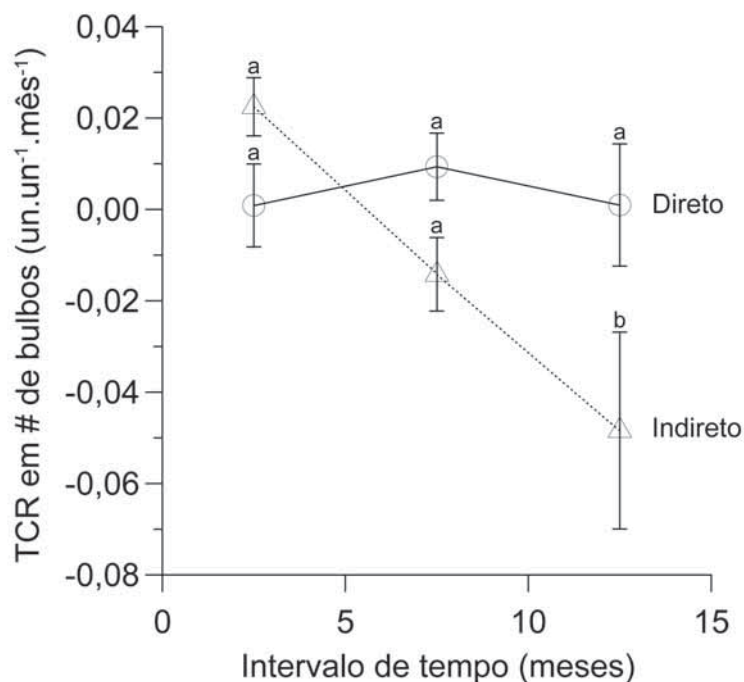


Figura 1. Taxa de crescimento relativo em número de bulbos ($\text{un.un}^{-1}.\text{mês}^{-1}$) em indivíduos de *O. warmingii* submetidos a dois tratamentos de translocação, ao longo de 15 meses de monitoramento. Direto ($n=14$); Indireto ($n=12$). No mesmo intervalo de tempo, valores médios seguidos por letras diferentes foram significativamente diferentes ao nível de probabilidade $< 0,01$, segundo o teste de Mann-Whitney.

Figure 1. Relative growth rate in bulbs number ($\text{unit. unit}^{-1}.\text{month}^{-1}$) of *O. warmingii* individuals subjected to two translocation treatments, through 15 months of monitoring. Direct ($n=14$); Indirect ($n=12$). For each time interval, mean values followed by different letters were statistically different at the probability level < 0.01 , according to Mann-Whitney test.

com mão de obra, insumos, infraestrutura e transporte, associados ao cultivo prévio em casa de vegetação (Kennedy, 2004). Considerando a fase inicial deste experimento (até o quinto mês de monitoramento), não houve diferença significativa entre os tratamentos tanto na taxa de crescimento relativo de número de bulbos quanto na percentagem de bulbos com folhas. No entanto, logo após a translocação da casa de vegetação para o campo (após o quinto mês de monitoramento, no início da estação chuvosa), ocorreu a murcha e perda de bulbos e folhas nas plantas do tratamento indireto. Tais fatos indicam que a fase crítica deste tratamento é o período após a saída da casa de vegetação e a reintrodução em campo. Há indicações de que, após o período de cultivo em casa de vegetação, os indivíduos de *O.*

warmingii necessitem de um período de adaptação fisiológica (enrustecimento) para se tornarem aptos às condições de incidência solar e à demanda evaporativa, mais estressantes em campo, em comparação com a casa de vegetação (Milton *et al.*, 1999; Villar-Salvador *et al.*, 1999; Armstrong e Seddon, 2008).

A perda de hábitat é considerada uma das principais ameaças à manutenção da biodiversidade (Dobson *et al.*, 1997; Young, 2000). Em áreas destinadas à mineração que abrigam espécies raras e ameaçadas, a translocação de plantas deve ser considerada como uma estratégia para auxiliar na sobrevivência das populações afetadas (Maunder, 1992; Wendelberger *et al.*, 2008). O resgate de indivíduos de espécies ameaçadas é uma estratégia altamente recomen-

dável em locais onde a vegetação natural é suprimida (Edgar *et al.*, 2005), assim como para as populações de *O. warmingii* localizadas na área de pesquisa. O relativo sucesso dos tratamentos testados neste estudo, evidenciado pela alta taxa de sobrevivência das plantas realocadas, pode ser creditado à proximidade e à alta semelhança estrutural e climática entre as áreas de resgate e destino, bem como à alta resistência da espécie ao resgate (Fahselt, 2007). Embora, no presente estudo, o substrato utilizado para o enraizamento das plantas do tratamento indireto tenha se mostrado adequado, o uso do xaxim deve ser desencorajado, pois sua extração é ilegal e contribui para a extinção de samambaias do gênero *Dicksonia* (MMA, 2008). Ainda são necessárias pesquisas sobre o uso de substratos alternativos ao xaxim, como a fibra de coco, ou até mesmo troncos de Velloziaceae extraídos de áreas onde a vegetação será suprimida, para o cultivo prévio de espécies epífitas que demandem a realização dessa etapa para a efetiva translocação.

A mensuração do sucesso em projetos de translocação compreende também estudos de médio prazo, com o acompanhamento do ciclo de vida dos indivíduos. Isso inclui a fenologia, o recrutamento e a expansão populacional (demográfica e geográfica), os quais são de extrema importância para verificar a autossustentabilidade das populações translocadas (Milton *et al.*, 1999; Seddon *et al.*, 2007; Armstrong e Seddon, 2008). Tais estudos permitem a mensuração do sucesso da translocação por meio de comparações entre os grupos de indivíduos pertencentes aos diferentes tratamentos e a indivíduos controle pertencentes a populações naturais. Trabalhos dessa natureza com espécies de plantas ameaçadas devem ser encorajados, a fim de dar subsídio a tecnologias que garantam uma redução na extensão dos impactos provocados pelas atividades de mineração (Allen, 1994; Edgar *et al.*, 2005).

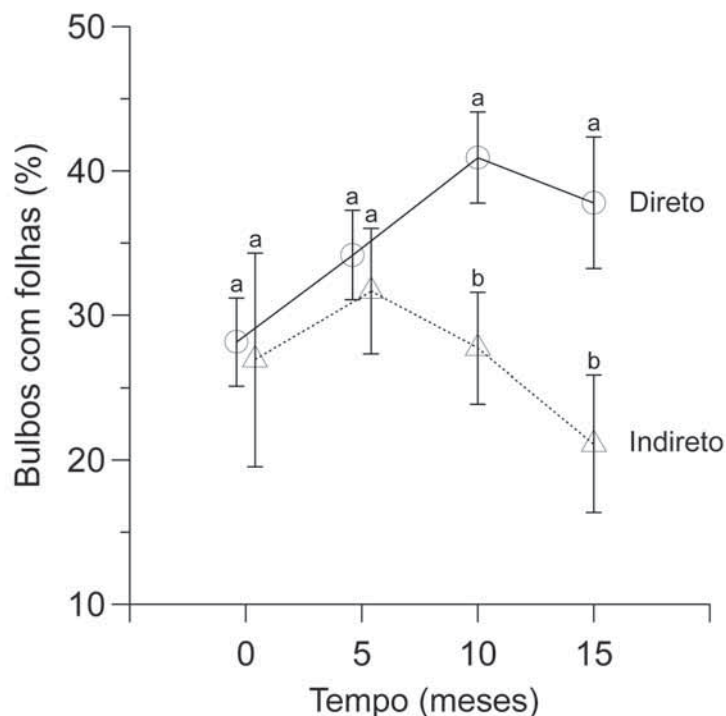


Figura 2. Percentagem de bulbos com folhas em indivíduos de *O. warmingii* submetidos a dois tratamentos de translocação, ao longo de 15 meses de monitoramento. Direto (n=14); Indireto (n=12). No mesmo tempo, valores médios seguidos por letras diferentes foram significativamente diferentes ao nível de probabilidade < 0,05, segundo o teste t.

Figure 2. Percentage of bulbs with leaves of *O. warmingii* individuals submitted to two translocation treatments, through 15 months of monitoring. Direct (n=14); Indirect (n=12). For each time, mean values followed by different letters were statistically different at the probability level < 0.05, according to t test.

Ressalta-se que o resgate de flora deve ser encarado apenas com uma das medidas compensatórias que devem ser exigidas antes da descaracterização de um hábitat, sendo indispensável e insubstituível a conservação de áreas intactas do ecossistema correspondente ao ambiente impactado.

Agradecimentos

Agradecemos a Fernando A. O. Silveira e a dois revisores anônimos pelas contribuições nas versões iniciais deste manuscrito. Ao apoio logístico da MBR (Minerações Brasileiras Reunidas S/A), ao Carlos Eduardo, Miriam Pimentel, aos funcionários do Jardim Botânico da Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte, ao Fernando Marino e ao Paulo Eduardo Rocha e também ao apoio financeiro

concedido pelo CNPq (309633/2007-9, 476178/2008-8, 141696/2009-5) e FAPEMIG (EDT - 465/07, APQ - 01278/08), de igual modo registamos o agradecimento.

Referências

ALLEN, W.H. 1994. Reintroduction of endangered plants. *Bioscience*, **44**:65-69.
 ALVES, R.J.V.; KOLBEK, J. 1994. Plant species endemism in savana vegetation on table mountains (Campo Rupestre) in Brazil. *Vegetatio*, **113**:125-139.
 ALVES, R.J.V.; KOLBEK, J.; BECKER, J. 2008. Vascular epiphyte vegetation in rocky savannas of southeastern Brazil. *Nordic Journal of Botany*, **26**:101-117.
 ARMSTRONG, D.P.; SEDDON, P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**:20-25.
 BIODIVERSITAS. 2007. Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Disponível em

<http://www.biodiversitas.org.br>; acessado em 29/09/2009.
 COCHRANE, A. 2004. Western Australia's ex situ program for threatened species: A model integrated strategy for conservation. In: E.O. GUERRANT JR.; K. HAVENS; M. MAUNDER (eds.), *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Washington, D.C., Island Press, p. 40-66.
 CONOVER, W.J., 1980. *Practical Nonparametric Statistics*. 2ª ed., New York, John Wiley & Sons, 493 p.
 DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, **227**:515-522.
 DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C.S.; MACHADO, A.B.M.; SEBAIO, F.A.; ANTONINI, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2ª ed., Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, 222 p.
 EDGAR, P.W.; GRIFFITHS, R.A.; FOSTER, J.P. 2005. Evaluation of translocation as a tool for mitigating development threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990-2001. *Biological Conservation*, **122**:45-52.
 FAHSELT, D. 2007. Is transplanting an effective means of preserving vegetation? *Canadian Journal of Botany*, **85**:1007-1017.
 GALVÃO, M.V.; NIMER, E. 1965. Clima. In: *Geografia do Brasil - Grande Região Leste*. Rio de Janeiro, IBGE, vol. 5, p. 91-139.
 GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J.R.; HARLEY, R.M. 1997. Espinhaço Range region. In: S.D. DAVIS; V.H. HEYWOOD; O. HERRERA-MACBRYDE; J. VILLA-LOBOS; A.C. HAMILTON (eds.), *Centers of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. Cambridge, IUCN Publication Unity, vol. 3, p. 397-404.
 HUNT, R. 1982. *Plant growth curves: the functional approach to plant growth analysis*. London, Edward Arnold, 248 p.
 IUCN. 1998. *Guidelines for Re-introductions*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN. 11 p. Disponível em <http://www.iucnsscrsg.org>; acessado em 02/10/2009.
 JACOBI C.M.; CARMO, F.F. 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio*, **37**:324-326.
 JACOBI, C.M.; CARMO, F.F.; VINCENT, R.C.; STEHMANN, J.R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, **16**:2185-2200.
 KENNEDY, K. 2004. The role of federal guidance and state and federal partnerships in ex situ plant conservation in the United States. In: E.O. GUERRANT JR.; K. HAVENS; M. MAUNDER (eds.), *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Washington, D.C., Island Press, p. 67-83.
 KLEIMAN, D.G. 1996. Reintroduction of captive mammals for conservation. *Bioscience*, **39**:152-161.

- MAUNDER, M. 1992. Plant reintroduction: an overview. *Biodiversity and Conservation*, **1**:51-61.
- MENDONÇA, M.P.; LINS, L.V. 2000. *Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, Fundação Zôo Botânica de Belo Horizonte, 223 p.
- MENDONÇA, M.P.; SANTOS, F.M.G.; ARRUDA, L.J. 2007. Resgate de espécies vegetais dos campos ferruginosos em área de mineração - Mina de Minério de Ferro Capão Xavier, Nova Lima, MG. In: T. SAMPAIO; M.L.M.N. COSTA; P.W. JACKSON (orgs.), *Recuperando o verde para as cidades: a experiência dos Jardins Botânicos brasileiros*. Rio de Janeiro, RBJB/ IPJBRJ/ BGCI, p. 87-98.
- MENINI NETO, L.; ALVES, R.J.V.; BARROS, F.; FORZZA, R.C. 2007. Orchidaceae do Parque Estadual de Ibitipoca, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, **21**:687-696.
- MENINI NETO, L.; FORZZA, R.C.; ZAPPI, D. 2009. Angiosperm epiphytes as conservation indicators in forest fragments: A case study from southeastern Minas Gerais, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, **18**:3785-3807.
- MILTON, S.J.; BOND, W.J.; DU PLESSIS, M.A.; GIBBS, D.; HILTON-TAYLOR, C.; LINDER, H.P.; RAITT, L.; WOOD, J.; DONALDSON, J.S. 1999. A protocol for plant conservation by translocation in threatened lowland Fynbos. *Conservation Biology*, **13**:735-743.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Instrução Normativa Nº 6 de 23/09/2008. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/ascom_boletins/_arquivos/83_19092008034949.pdf; acessado em 05/10/2009.
- MORGAN, J.W. 1998. Have tubestock plantings successfully established populations of rare grassland species into reintroduction sites in western Victoria? *Biological Conservation*, **89**:235-243.
- MORGAN, J.W. 2000. Reproductive success in reestablished versus natural populations of a threatened grassland Daisy (*Rutidosia leptorrhynchoideis*). *Conservation Biology*, **14**:780-785.
- PABST, G.F.J.; DUNGS, F. 1977. *Orchidaceae brasilienses*. Hildesheim, Brücke-Verlag Kurt Schmiersow, 418 p.
- PAVLIK B.M.; NICKRENT, D.L.; HOWALD, A.M. 1993. The recovery of an endangered plant. I. Creating a new population of *Amsinckia grandiflora*. *Conservation Biology*, **7**:510-526.
- SARRAZIN, F.; BARBAULT, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in ecology and evolution*, **11**:474-478.
- SEDDON, P.J.; ARMSTRONG, D.P.; MALONEY, R.F. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology*, **21**:303-312.
- TEIXEIRA, W.A.; LEMOS-FILHO, J.P. 2002. Fatores edáficos e a colonização de espécies lenhosas em uma cava de mineração de ferro em Itabirito, Minas Gerais. *Revista Árvore*, **26**:25-33.
- VIANA, P.L.; LOMBARDI, J.A. 2007. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, **58**:159-177.
- VILLAR-SALVADOR, P.; OCAÑA, L.; PEÑUELAS, J.L.; CARRASCO, I. 1999. Effect of water stress conditioning on the water relations, root growth capacity, and the nitrogen and non-structural carbohydrate concentration of *Pinus halepensis* Mill. (Aleppo pine) seedlings. *Annals of Forest Science*, **56**:459-465.
- WEEKLEY, C.W.; GORDON, D.R.; MAGUIRE, J.; MASCHINSKI, J.; MENGES, E.S.; PENCE, V.C.; PETERSON, C.L. 2008. Saving Florida's rarest plants. *The Palmetto*, **25**:8-13.
- WENDELBERGER, K.S.; FELLOWS, M.Q.N.; MASCHINSKI, J. 2008. Rescue and restoration: experimental translocation of *Amorpha herbacea* Walter var. *crenulata* (Rydb.) Isley into a novel urban habitat. *Restoration Ecology*, **16**:542-552.
- YAM, T.W. 2008. Conservation and re-introduction of the tiger orchid and other native orchids of Singapore. In: P.S. SOORAE (ed.), *Global re-introduction perspectives: re-introduction case-studies from around the globe*. Abu Dhabi, IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, p. 261-265.
- YOUNG, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, **92**:73-83.
- ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3ª ed., Prentice-Hall, New Jersey, 662 p.

Submitted on October 19, 2009

Accepted on January 8, 2010