

# SUCESSÃO E MANUTENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA E DA VARIABILIDADE GENÉTICA: FERRAMENTAS BÁSICAS PARA A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

ROGALSKI, J.M.<sup>1</sup>, BERKENBROCK, I.S.<sup>2</sup>, REIS, A.<sup>3</sup>, REIS, M.S.<sup>4</sup>.

<sup>1</sup>Doutoranda em Recursos Genéticos Vegetais, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina <sup>2</sup>Mestranda em Recursos Genéticos Vegetais, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina <sup>3</sup>Professor titular do Departamento de Botânica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina <sup>4</sup>Professor adjunto do Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina.

## Abstract

This paper aims to discuss some basic aspects of environmental restoration based on the natural process of succession, emphasizing the importance of the diversity in communities (species and life forms) and population genetics. Present level of ecosystem fragmentation suggest an environmental policy, that enforces the reconstruction of the degraded landscape through a process as natural as possible. We propose to form nucleus and corridors with a diversity of species and genetic variability in order to guarantee the resilience and sustainability of plant community that grow in a particular area.

## Introdução

A redução de áreas ocupadas por vegetação nativa tem levado à taxas alarmantes de perda de biodiversidade e ao empobrecimento dos recursos genéticos (Myers *et al.*, 2000). A restauração de áreas degradadas representa uma atividade básica para a conservação *in situ*, refazendo comunidades e estabelecendo corredores entre fragmentos vegetacionais (Reis *et al.*, 2003a).

Conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei 9.985, de 18/07/2000, a restauração é definida como: “restituição de um ecossistema ou uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original”.

No entanto, os programas de restauração tradicionalmente são executados com alguns vícios, como: a visão fortemente dendrológica, com uso quase exclusivo de espécies arbóreas; a utilização de espécies exóticas, propiciando contaminação biológica local e potencializando a degradação; tecnologias muito caras, inviabilizando pequenos projetos (Reis *et al.* 2003a) e principalmente sem considerar o processo de sucessão natural.

O presente trabalho discute alguns aspectos relevantes que devem ser considerados nos modelos de restauração.

### **Aspectos relevantes para a restauração ambiental**

O ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades de paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com suas vizinhas (por exemplo, diferentes tipos de habitats) (Metzger, 2001). Segundo este autor, as teorias da biogeografia de ilhas e das metapopulações oferecem um arcabouço teórico valioso para relacionar padrão espacial e processos ecológicos. Além disso, têm enorme influência nos processos genéticos.

Conforme Hanski e Gilpin (1971), a configuração espacial, expressa em particular pelo tamanho das manchas da paisagem e pelo grau de isolamento ou conectividade entre manchas, de um mesmo tipo de unidade, é um fator chave na determinação de uma série de processos ecológicos, como os riscos de extinção e as possibilidades de migração ou (re)colonização.

Em ambientes fragmentados, a ausência de conectividade, diminui a chegada de propágulos, o que compromete a formação do banco de sementes, para iniciar e principalmente para dar continuidade ao processo sucessional. O fluxo gênico das espécies também pode ficar extremamente comprometido, impossibilitando ou dificultando os fragmentos a constituírem metapopulações, reduzindo, na imensa maioria dos casos, o tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ). Esta diminuição acarreta aumento dos níveis de endogamia e dos efeitos de deriva genética, ocasionando redução da variabilidade genética. É importante lembrar que esta redução é cumulativa ao longo do tempo.

Nesse contexto, a partir da análise da paisagem (considerando a vegetação original), o estabelecimento de corredores ecológicos, ligando fragmentos e/ou ligando a matriz aos fragmentos, possibilitaria tanto o fluxo gênico e aumento do  $N_e$ , como maior chegada de propágulos a estes locais, o que significa maior biodiversidade. Daí a importância da utilização de espécies e de material genético (populações) das áreas de vegetação próximas, pois objetiva-se reconstituir a paisagem original e aumentar a possibilidade de troca entre fragmentos.

Menges (1991) cita a importância do uso de elos em metapopulações, atuando em favor da viabilidade populacional ao longo do tempo, revertendo a baixa variabilidade genética em pequenas populações, através do fluxo gênico, pois pequenas populações conectadas têm maior probabilidade de sobreviver que as isoladas.

Conforme Cubiña e Aide (2001), existe uma forte relação entre a distância dos fragmentos e a intensidade da chuva de sementes, onde: quanto maior a distância menor a intensidade de propágulos, principalmente devido a grande maioria das espécies florestais apresentarem dispersão zoocórica.

A regeneração de um ambiente degradado depende, principalmente da chegada de propágulos a este local (Reis *et al.* 2003b). O conjunto de sementes dispersadas por diversos meios é conhecido como chuva de sementes, a qual, conforme Bechara (2003), também tem a função de colonizar áreas em processo de sucessão primária ou secundária. A chuva de

sementes é responsável pela formação do banco de sementes (Reis *et al.* 2003b), o qual desempenha importante papel na recolonização vegetacional das áreas degradadas (Schmitz, 1992). Para Hool (1999), a baixa taxa de aporte de sementes é o principal fator limitante na restauração de áreas degradadas.

Para que a restauração de um ambiente degradado ocorra o mais próximo possível de sua condição natural é imprescindível entender como o processo sucessional se dá naturalmente. Também, é necessário considerar que os processos de sucessão primária e de sucessão secundária são diferenciados. Na sucessão primária, o processo ocorre em substratos recentemente formados e envolve uma modificação substancial do ambiente colonizado por pioneiros, já perturbações moderadas, as quais deixam boa parte das características físicas do ambiente intactas, são seguidas de sucessão secundária (Ricklefs, 1996).

Os estádios iniciais da sere variam conforme as condições ambientais e dependem da intensidade e da extensão da perturbação (Ricklefs, 1996), bem como da duração da mesma. Em áreas pouco perturbadas, muitas vezes, o isolamento do(s) fator(es) de perturbação é suficiente para que o processo de sucessão ocorra naturalmente. Em áreas com perturbações em um nível intermediário, a intervenção pode atuar no sentido da aceleração do ritmo do processo sucessional. Nestas duas situações, o ambiente possui, na maioria dos casos, capacidade de resiliência, e a restauração se dá através do processo de sucessão secundária.

A interferência antrópica é necessária em ambientes que sofreram perturbação intensa, onde as características físicas do solo e o banco de sementes foram alterados de tal forma, que as espécies que irão se estabelecer neste ambiente são aquelas que atuam no processo de sucessão primária. Portanto, a restauração, neste último caso, deve ser encarada como um processo de sucessão primária.

Em locais muito degradados, com perturbações constantes, como as áreas degradadas por culturas agrícolas e por desflorestamento, apresentam um processo de sucessão secundária diferenciado e, em casos extremos, pode haver substituição de uma comunidade florestal (arbórea) por uma vegetação herbáceo-arbustiva (ervas e arbustos) devido aos níveis de degradação (Whitmore, 1983), ocorrendo uma sucessão nos moldes da primária.

Conforme Jordan (1986), distúrbios muito acentuados não destroem somente a estrutura vegetacional, mas o solo é severamente afetado, assim quando há uma camada de solo a sucessão secundária pode restabelecer a vegetação, já se o solo estiver totalmente alterado a sucessão primária pode ocorrer.

A definição das espécies que serão utilizadas, neste processo de restauração, deve considerar a importância da espécie na comunidade e a paisagem onde a área está inserida, e depende de espécies que melhor se adequem à intensidade e ao tipo de degradação ambiental. Nesse sentido, espécies que ocorrem naturalmente, na paisagem local, em ambientes restritivos, como: topos de morro, solos com alta salinidade, solos alagados,

entre outros, poderiam ser utilizadas. A utilização de espécies vinculada ao tipo de degradação é extremamente importante, pois sabe-se, *a priori*, que estas espécies respondem bem àquelas condições ambientais.

Um exemplo marcante a ser tomado é a restauração de áreas ciliares, onde ocorrem ambientes muito diversos (lodosos, pedregosos, arenosos, sujeitos ou não a enchentes) e, muito deles, restritivos, com espécies adaptadas a cada um deles.

Outro ponto a ser considerado é que o processo sucessional não inicia somente com espécies arbóreas, mesmo que o clima local seja propício a uma comunidade florestal. O processo é iniciado com algumas espécies e formas de vida, geralmente ervas e arbustos, que exercem o papel de facilitadoras, melhorando as condições ambientais, para posteriormente retornar, gradativamente, ao ambiente relacionado com a capacidade suporte do clima e solo local.

Conforme Budowski (1965), no estágio inicial e inicial secundário de sucessão há um nítido favorecimento para gramíneas, arbustos e cipós, enquanto as árvores são escassas. Com a passagem para o estágio secundário tardio: as gramíneas tornam-se escassas, ocorrem alguns arbustos e espécies arbóreas, os cipós e epífitas (poucas espécies) são abundantes; e, no clímax: as gramíneas permanecem escassas, ocorrem alguns arbustos (muitas espécies), os cipós e as epífitas são muito abundantes (várias espécies e formas de vida) e ocorrem inúmeras espécies arbóreas, exceto as de associações edáficas. Estas passam a ocorrer, então, apenas em ambientes restritivos.

A utilização de espécies nucleadoras, ou seja, espécies que modificam o ambiente de forma mais acentuada, propiciando melhoria das condições ambientais e aumento da probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies (Yarranton e Morrison, 1974), denominadas facilitadoras por Ricklefs (1996), bem como de espécies que apresentam maior probabilidade de proporcionar encontros interespecíficos (Hurlbert, 1971), podem acelerar o ritmo sucessional, promovendo maior biodiversidade.

Conforme Miller (1978) e Winterhalder (1996), a capacidade de nucleação de algumas plantas pioneiras é de fundamental importância para a restauração de áreas degradadas. Alguns autores aplicaram os princípios da nucleação em técnicas de restauração ambiental, concluindo que a nucleação facilita o processo sucessional natural, tornando-se mais efetiva quanto mais numerosos e diversificados forem os núcleos (Reis *et al.*, 2003a) e que os núcleos promovem incremento sucessional, introduzindo novos elementos à paisagem (Robinson & Handel, 1993). Quanto maior a capacidade de uma comunidade em atrair, nutrir, abrigar e possibilitar reprodução de animais, mais rápida será a restauração. (Reis *et al.* 2003). Assim sendo, a utilização de espécies e de formas de vida diversificadas, mas adaptadas a extensão e à intensidade da degradação, pode facilitar o processo sucessional, além de acelerar seu ritmo.

Além da diversidade (de espécies e de formas de vida) em nível de comunidade, também é imprescindível considerar a diversidade genética das espécies que serão utilizadas na restauração.

Como objetiva-se reconstituir a área degradada o mais próximo possível de sua condição original, o material genético utilizado na restauração deve também representar geneticamente o ambiente em que a área está inclusa. Conforme Kageyama (2003), o ideal é coletar sementes na própria área ou em áreas de vegetação remanescentes próximas. Quando o nível de degradação estiver tão acentuado, de forma a não mais existir fragmentos representativos na paisagem, este autor, sugere, que devam ser definidas áreas que apresentem características ambientais similares, pois espera-se que as espécies apresentem adaptações genéticas semelhantes.

O termo população mínima viável implica na existência de alguns linearis que irão assegurar (num nível de risco aceitável), que a população persistirá viável por um determinado intervalo de tempo (Gipin e Soulé, 1986). A caracterização do tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) tem sido uma abordagem empregada para estimar a população mínima viável (Eguiarte *et al.*, 1993; Reis, 1996; Kageyama & Gandara, 1998). Conforme Moraes *et al.* (1999), o  $N_e$  é um parâmetro para o julgamento do impacto da deriva sobre as populações naturais.

Muitas vezes, a coleta de sementes, utilizadas para restauração, é efetuada a partir de uma única ou de poucas matrizes, sendo uma das principais causas de populações naturais com baixo  $N_e$ . A semente de uma única matriz pode representar um  $N_e$  variando desde um até quatro, dependendo da espécie ser autógama ou alógama (Kageyama, 2003). Segundo Vencovsky (1987), visando aumentar o  $N_e$ , alguns fatores, devem ser considerados na coleta de sementes: a escolha de matrizes aleatoriamente, coletar sementes do maior número possível de matrizes, coletar o mesmo número de sementes de cada matriz. Pensando-se em uma manutenção a médio prazo, um  $N_e$  igual a 50 poderia ser considerado, o que equivaleria a sementes de 12 ou 13 matrizes, para uma espécie alógama (Kageyama, 2003).

### **Considerações finais**

Restaurar áreas degradadas é a forma de proporcionar resiliência e de permitir níveis de conectividade, buscando a sustentabilidade das mesmas. As paisagens, atualmente encontram-se fortemente transformadas pelas atividades antrópicas. Desta forma, um planejamento de forma a mapear áreas prioritárias para o estabelecimento de uma política que concilie a produtividade agro-silvo-pastoril e a conservação do meio ambiente é necessária.

A forma mais adequada para garantir a restauração de áreas degradadas, pensando-se na manutenção dos processos evolutivos, é através do processo sucessional natural (primário ou secundário), considerando a intensidade da degradação, a paisagem e o ecossistema local. Uma política

voltada a esta conciliação estabelecerá a médio e a longo prazo uma efetiva melhoria da qualidade ambiental.

### **Referências bibliográficas**

- BECHARA, F.C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* spp. no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba* 15(1):40-42.
- CUBIÑA, A. AIDE, T.M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33:260-267.
- EGUIARTE, L.E.; PEREZ-NASSER, N.; PIÑERO, D. 1992. Genetic structure, outcrossing rate and heterosis in *Astricarium mexicanum* (tropical palm): implications for evolution and conservation. *Heredity*, 69:217-28.
- GILPIN, M.E.; SOULÉ, M.E. 1996. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: Soulé, M.E. 1996. Conservation biology – The science of scarcity and diversity. Massachusetts, Copyright, 19-33.
- HANSKI, I.A.; GILPIN, M.E. Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Academic Press, San Diego-London.
- HOLL, K.D. 1999. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- HURLBERT, S. 1971. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. *Ecology* 52(4):577-586.
- JORDAN, C.F. 1986. Local effects of tropical deforestation. In: Soulé, M.E. 1996. Conservation biology – The science of scarcity and diversity. Massachusetts, Copyright 410-426.
- KAGEYAMA, P. Y. 2003. Reflexos e potenciais da resolução SMA-21 de 21/11/2001 na conservação da biodiversidade específica e genética. *Anais do seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas*. 7-12.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. 1993. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicações para o manejo e a conservação. In: III Simpósio de ecossistemas da costa brasileira. *Anais*. Academia de Ciências do Estado de São Paulo 115-125.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. 1998. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série Técnica IPEF*, 32(12):65-70.
- MENGES, ES. 1991. The applications of minimum viable populations theory to plants. In: FALK, D.A.; HOLSINGER, K.E. (eds). *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford, New York 45-61.
- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica* <http://www.biotaneotropica.org.br>.

- MILLER, G. 1978. A method of establishing native vegetation on disturbed sites, consistent with the theory of nucleation. In: *Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Annual Meeting, Canadian Land Reclamation Association* 322-327.
- MORAES, P.L.R., MONTEIRO, R.; VENCOSKY, R. 1999. Conservação genética de populações de *Cryptocarya moschata* Nees (Lauraceae) na Mata Atlântica do estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 22(2):237-248.
- MYERS, N; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. 2003a. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza 28-36 e 85-92.
- REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. 2003b. A nucleação como ferramenta para a restauração ambiental. *Anais do seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas*. 32-39.
- REIS, M.S. 1996. Distribuição e dinâmica da variabilidade genética em populações naturais de *Euterpe edulis* Martius. Piracicaba, Tese de Doutorado, ESALQ/USP, 210p.
- RICKLEFS, R.E. 1996. *A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica*. Rio de Janeiro, Guanabara/Koogan 357-358.
- ROBINSON, G.R.; HANDEL, S.N. 1993. Forest restoration on a closed landfill rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology* 7:271-278.
- SCHIMTZ, M.C. 1992. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. In: Kageyama, P.Y. *Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidroelétricas da CESP. Série IPEF* 25:7-8.
- VENCOSKY, R. 1987. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasma de espécies alógamas. *Série IPEF*. 35:79-84.
- WHITMORE, T.C. 1983. Secondary succession from seed in tropical rain forests. *Forestry Abstracts* 12(44):767-779.
- WHITTAKER, R.J.; JONES, S.H. 1994. The rule of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem. *Journal of Biogeography* 21:245-258.
- YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62:417-428.

Juliana Marcia Rogalski, CAPES, [julianamarcia@yahoo.com.br](mailto:julianamarcia@yahoo.com.br); Isabela Schmitt Berkenbrock, CAPES, [belaisa@brturbo.com](mailto:belaisa@brturbo.com), Ademir Reis, [areis@ccb.ufsc.br](mailto:areis@ccb.ufsc.br), Fone (048)331-8539, Fax (048)331-8545; Departamento de Botânica, Campus Universitário, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 88040-900; Maurício Sedrez dos Reis, [msreis@cca.ufsc.br](mailto:msreis@cca.ufsc.br), Fone (048), Fax (048)331-

5335, Departamento de Fitotecnia, Centro de Ciências Agrárias, Rodovia Ademar Gonzaga, 1346, Itacorubi, Florianópolis, SC, 88034-001.